

Avaliação da concentração de metais no caranguejo-uçá
(*Ucides cordatus*) na costa amazônica brasileira: Implicações para
conservação ambiental e saúde pública

ÁDRIA DE CARVALHO FREITAS

SÃO VICENTE - SP
2019

Avaliação da concentração de metais no caranguejo-uçá
(*Ucides cordatus*) na costa amazônica brasileira: Implicações para
conservação ambiental e saúde pública

Autora: Ádria de Carvalho Freitas

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Coorientador: Prof. Dr. Marcus E. Barroncas Fernandes

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências, Câmpus do Litoral
Paulista, UNESP, para obtenção do
título de Doutora no Programa de
Pós-Graduação em Biodiversidade
de Ambientes Costeiros.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: EFEITO TÓXICO E BIOACUMULAÇÃO DE METAIS EM POPULAÇÕES DO CARANGUEJO-UÇÁ, *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (CRUSTACEA, BRACHYURA), NA COSTA AMAZÔNICA BRASILEIRA.

AUTORA: ÁDRIA DE CARVALHO FREITAS

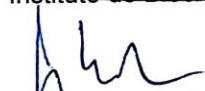
ORIENTADOR: MARCELO ANTONIO AMARO PINHEIRO

COORIENTADOR: MARCUS EMANUEL BARRONCAS FERNANDES

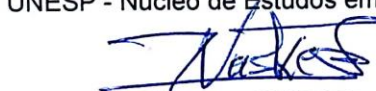
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em BIODIVERSIDADE DE AMBIENTES COSTEIROS, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:



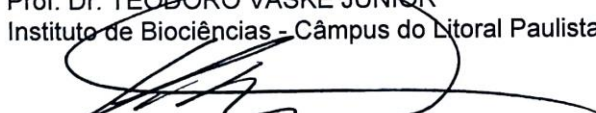
Prof. Dr. MARCELO ANTONIO AMARO PINHEIRO
Instituto de Biociências - Câmpus do Litoral Paulista / UNESP



Dr. LUCAS BURUAEM MOREIRA
UNESP - Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA)



Prof. Dr. TEODORO VASKE JUNIOR
Instituto de Biociências - Câmpus do Litoral Paulista / UNESP



Prof. Dr. RUBENS CESAR LOPES FIGUEIRA
Departamento de Oceanografia Física, Química e Geológica / Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo



p/ Profa. Dra. LÍLIAN LUND AMADO
Instituto de Ciências Biológicas / Universidade Federal do Pará
~~PARTICIPAÇÃO NÃO PRESENCIAL~~

São Vicente, 18 de julho de 2019

F866a Freitas, Ádria de Carvalho

Avaliação da concentração de metais no caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) na costa amazônica brasileira: Implicações para conservação ambiental e saúde pública / Ádria de Carvalho Freitas. -- São Vicente, 2019

106 p. : il., tabs.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, São Vicente

Orientador: Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Coorientador: Marcus Emanuel Barroncas Fernandes

1. Avaliação de riscos ambientais. 2. Pescados Contaminação. 3. Bioacumulacao. 4. Avaliação de riscos de saúde. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, São Vicente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Dedico este trabalho à todas as mulheres cientistas que vieram antes e, com muita luta, construíram o caminho que permitiu-me chegar até aqui.

Agradecimentos

Em primeiro e sempre à Deus por nunca ter me dado desafios que eu não pudesse suportar, problemas que eu não conseguisse resolver e pela fé e gratidão que me movem.

À Capes pela bolsa de doutorado (Processo n. 1512553) e ao CNPq pelo financiamento do projeto de pesquisa (Processo n. 456542/2014-0).

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros (UNESP IB– CLP) pela oportunidade de aprimoramento acadêmico.

Aos membros da banca pelas valiosas contribuições à tese.

Ao Instituto Evandro Chagas pela parceria nas análises de metais, em especial aos integrantes do Laboratório de Toxicologia III, Kelson Faial e Neuton Trindade por todo apoio técnico, conhecimento repassado, acolhimento e amizade que me foram proporcionados.

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcelo Pinheiro por todos os ensinamentos, apoio, oportunidades e paciência com as distâncias. Aprendi e cresci muito nesses 4 anos de convivência.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Marcus Fernandes pelos muitos anos de aprendizado, amizade, incentivo, compreensão e, principalmente, pela confiança depositada em mim.

À minha família, minha mãe Neco, minha irmã Aila e meu sobrinho Dimi, meu irmão Andrio e minha cunhada Anne, meu pai Nezinho, Irá e minha irmã Laís, por me verem muito melhor do que me vejo, depositarem em mim a confiança para todas as horas e por me estimularem a sempre lutar pelo que anseio. Obrigada por vocês existirem!

Às irmãs de alma Akemi Matsunaga e Camila Pimenta, sem as quais eu não teria estrutura pra chegar até o fim. Obrigada pelo apoio intelectual, emocional e incondicional que vocês sempre me deram! “Diante da vastidão do tempo e da imensidão do universo, é um imenso prazer para mim dividir um planeta e uma época com vocês.”

Aos amigos e colegas de trabalho da Secretaria Municipal de Aquicultura e Pesca de Bragança - PA Yuri, Andressa, Josi, Rosivan, Ítalo, Elder, Joelder, Tia Dora, Seu Beraba, Angleivison, em especial aos antigos Secretários Ana Patrícia, Eloy Araújo e ao atual Secretário Danilo Gardunho por toda ajuda, compreensão e apoio ao meu crescimento acadêmico e profissional.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia de Manguezais - LAMA, Indira, Jhon, Dayene, Cida, Emylle, Sanae, Mayara, Tayse e Madson por todos os momentos de

descontração, comilança, colaboração em projetos e companhia diária, em especial, Paulo Cesar, Diego, Darlan, Hudson e Maura pelo apoio nas coletas, análise de dados e elaboração de mapas.

Aos integrantes e ex-integrantes do Grupo de Pesquisa em biologia de crustáceos-CRUSTA, Michel, Juliana, Kim, Ana Laura, Hereman, Márcio, Fernanda e Caio por terem me acolhido da melhor forma possível, em especial, Nicholas e Carol por todo treinamento em biomarcadores e por sempre terem sido solícitos quando precisei.

À todas as amizades que fiz na Unesp.

Aos Professores Flávia Mochel e Leonardo Soares da UFMA por todo apoio logístico durante as coletas no Estado do Maranhão.

Aos Professores Evaldo Martins, Zélia Nunes e Nils Asp da UFPA *campus* Bragança pelo apoio estrutural e laboratorial durante as análises de amostras.

Às Professoras Lilian Lund e Maria da Conceição da UFPA *campus* Belém pelas contribuições intelectuais no desenvolvimento da tese.

À minha equipe de coletas de campo, “A melhor equipe que você rexeita”, Aila, Akeme, Lunna, André, Vinicius, Carol, Bárbara e Seu Messias por todo esforço, dedicação e cuidado que vocês tiveram com meu trabalho, por todo carinho e momentos inesquecíveis.

Aos catadores de caranguejo, barqueiros, líderes comunitários e membros das comunidades dos municípios de Bragança, Viseu, Turiaçu e São Luís que me acolheram, confiaram em minha pesquisa e me acompanharam em todas as minhas “Odisséias” nos manguezais amazônicos. Obrigada pelo carinho, e, acima de tudo, pelas lições de vida!

À todos aqueles que não entendem absolutamente nada (ou quase nada) de manguezal, caranguejo ou qualquer coisa referente à minha pesquisa. Mas, que mesmo assim estiveram presentes nos momentos de diversão, desespero e crescimento pessoal, acadêmico e profissional ao longo desses últimos quatro anos.

À todos os cientistas brasileiros que mesmo em meio a era do anti-intelectualismo, retrocesso e pífio investimento em pesquisas, continuam trabalhando incansavelmente para que sejamos uma sociedade mais desenvolvida, justa e sustentável.

Muito obrigada!

“Cada pessoa deve trabalhar para o seu aperfeiçoamento e, ao mesmo tempo, participar da responsabilidade coletiva por toda a humanidade.”

Marie Curie

SUMÁRIO

Lista de Abreviaturas e siglas	xi
Lista de Figuras	xiii
Lista de Tabelas	xiii
RESUMO	xiv
Introdução Geral.....	18
Capítulo I - Acúmulo de metais em populações do caranguejo-uçá (<i>Ucides cordatus</i>) na costa amazônica brasileira: Análise do estado de conservação.....	26
1. Introdução	27
2. Material e Métodos.....	28
2.1. Área de estudo	28
2.2. Coleta de caranguejos e preparo das amostras	31
2.3. Amostragem e processamento de folhas de <i>Rhizophora mangle</i>	31
2.4. Coleta de Sedimento.....	32
2.5. Amostragem de água	32
2.6. Análise da concentração metálica.....	32
2.7. Análise do tempo de retenção de Vermelho Neutro (VN)	33
2.8. Fator de bioacumulação (FBA)	33
2.9. Análises estatísticas	33
2.10. Comparação com os valores de referência para matrizes bióticas e abióticas	35
3. Resultados e Discussão.....	35
3.1. Metais em componentes abióticos.....	35
3.1.1. Sedimento	35
3.1.2. Água	37
3.2. Metais em componentes bióticos.....	41
3.2.1. Vegetação	41
3.2.2. Caranguejos	44
3.3. Bioacumulação	48
3.4. Avaliação do efeito tóxico.....	50
4. Conclusão	52
5. Referências bibliográficas	53
Capítulo II - Contaminação por metais na carne e outras estruturas edíveis do caranguejo-uçá, <i>Ucides cordatus</i>: Uma questão de saúde pública na Amazônia.....	65
1. Introdução	66
2. Material e Métodos.....	68
2.1. Áreas de estudo.....	68
2.2. Coleta de caranguejos e preparo de amostras.....	70
2.3. Análise da concentração metálica.....	70
2.4. Avaliação de risco humano.....	71
2.4.1. Ingestão diária estimada (EDI)	73
2.4.2. Quociente de Risco Alvo (THQ)	74
2.4.3. Taxas de consumo mensais seguras (CR _{mm}).	75
3. Resultados e discussão.	76

3.1. Concentração de metais em estruturas comestíveis de <i>U. cordatus</i>	76
3.2. Avaliação do risco ao consumo humano	81
3.2.1. Ingestão dietética diária (EDI).....	81
3.2.2. Quociente de risco alvo (THQ)	84
3.2.3. Consumo mensal permitido (CR _{mm}).....	86
4. Considerações finais	88
5. Conclusões.....	88
6. Referências bibliográficas	89
Conclusão geral	102
Apêndices	104

Lista de abreviaturas e siglas

ALUMAR	Consórcio de Alumínio do Maranhão S.A
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APA	Área de Proteção Ambiental
ATSRD	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CODEX STAN	Codex General Standard For Food Additives
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CR _{mm}	Consumption rate as meal for month
DPNM	Departamento Nacional de Produção Mineral
EDI	Estimated daily intake
EFSA	European Food Safety Authority
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FAMD	Factor Analysis of Mixed
FBA	Fator de Bioacumulação
IARC	Internacional Agency for Research on Cancer
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado
IEC	Instituto Evandro Chagas
IOM	Institute of Medicine EUA
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
ONU	Organização das Nações Unidas
LD	Limites de detecção
LQ	Limites de quantificação
MRC	Material de Referência Certificado
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
OMS	Organização Mundial da Saúde
PCA	Principal Component Analysis
PEL	Probable Effect Levels
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake
QFA	Questionário de Frequência Alimentar

RAMSAR	Convenção sobre as Zonas Húmidas de Importância Internacional
RESEX	Reserva Extrativista
RDC	Resolução de Diretoria Colegiada
RfD	Referense Dose
RSLI	Recommended Safe Level of Intake
USEPA	United States Environmental Protection Agency
TEL	Threshold Effects Level
THQ	Target Hazard Quotient
VN	Vermelho Neutro
WHO	World Health Organization

Lista de Figuras

Capítulo I - Acúmulo de metais em populações do caranguejo-uçá (*Ucides Cordatus*) na costa amazônica brasileira: análise do estado de conservação

Figura 1. Localização das quatro áreas de manguezal em estudo, na Costa Amazônica Brasileira, onde: A= Bragança (BRA); B= Viseu (VIS); C= Turiaçu (TUR); e D= São Luís (SAL).....30

Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA), realizada com a média das concentrações de cinco metais (Cu, Cd, Cr, Mn e Pb) em amostras de água e sedimento, com descrição da primeira e segunda dimensão para a PCA (A); dendrograma da PCA, ilustrando os dois agrupamentos gerados (B); e suas distâncias de similaridade (C) entre as 4 áreas de manguezal analisadas na Região Amazônica (B1 a B9 Bragança; V1 a V9 – Viseu; T1 a T9 – Turiaçu; S1 a S9 – São Luís).....40

Figura 3. Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com a média das concentrações de cinco metais (Cu, Cd, Cr, Mn e Pb) em amostras de tecidos/estruturas de *Ucides cordatus*, com descrição da primeira e segunda dimensão para a PCA (A); dendrograma da PCA ilustrando os dois agrupamentos gerados (B) e suas distâncias de similaridade (C) entre as 4 áreas de manguezal analisadas na Região Amazônica (B1 a B9 Bragança; V1 a V9 – Viseu; T1 a T9 – Turiaçu; S1 a S9 – São Luís)46

Figura 4. Tempo médio de retenção do vermelho neutro em células (hialinócitos) de exemplares de *U. cordatus* capturados em cada área de manguezal (n=36), nas quatro áreas de manguezal estudadas na Região Amazônica (BRA, Bragança/PA; VIS, Viseu/PA; TUR, Turiaçu/MA; e SAL, São Luís/MA). As barras indicam as médias e as linhas verticais os desvios-padrão. Médias acompanhadas de letras distintas apresentaram diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....51

Capítulo II - Contaminação por metais na carne e outras estruturas edíveis do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*: uma questão de saúde pública na Amazônia

Figura 1. Localização das quatro áreas de manguezal na Costa Amazônica Brasileira. Cada área compreendeu três subáreas amostrais, totalizando uma malha amostral de 12 pontos, onde: A= Bragança (BRA); B= Viseu (VIS); e D= São Luís (SAL).....69

Lista de Tabelas

Capítulo I - Acúmulo de metais em populações do caranguejo-uçá (*Ucides Cordatus*) na costa amazônica brasileira: análise do estado de conservação

Tabela 1. Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para os cinco metais avaliados nas estruturas edíveis de *U. cordatus* na região amazônica (em $\mu\text{g g}^{-1}$).....33

Tabela 2. Concentração dos metais Cu, Cd, Cr, Pb e Mn em amostras de sedimento e água para manguezais da região amazônica (x, mediana; s, desvio padrão; LD, limite de detecção; Mín, valores mínimos; Máx, valores máximos; H, ANOVA de Kruskal-Wallis; p, nível de significância estatística). Letras iguais representam ausência de diferença estatística significativa entre as medianas a 5% ($p < 0,05$).....39

Tabela 3. Concentração de metais (Cu, Cr, Pb e Mn) em amostras de *R. mangle* (FV, folhas verdes; e FS, folhas senescentes) para manguezais da região amazônica (x, média; s, desvio padrão; <LD, inferior ao limite de detecção; Mín., valores mínimos; e Máx., valores máximos).....43

Tabela 4. Médias para a concentração de metais (Cu, Mn, Cr, Cd e Pb) em tecidos/estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), obtidas nas quatro áreas de manguezal sob análise (BRA, Bragança; VIS, Viseu; TUR, Turiaçu; e SAL, São Luís), em confronto com os limites de concentração máxima permitidos pelas legislações brasileiras em vigor. Obs.: Os valores não conformes são apresentados em negrito.....45

Tabela 5. Correlações de Spearman (r) considerando o tempo de retenção do vermelho neutro (minutos) para o caranguejo-uçá (*U. cordatus*) vs. concentração de cada metal (Cu, Cr, Mn, Pb e Cd) nos compartimentos ambientais estudados (AG, água; SE, sedimento), bem como nos bióticos relacionados à vegetação (FV, folha verde e FS, folhas senescentes de *R. mangle*) e ao caranguejo *U. cordatus* (BR, brânquias; MU, musculatura; e HE, hepatopâncreas). As correlações destacadas em negrito foram significativas ao nível de 5% ($p < 0,05$). Os traços (-) representam as relações que não foram possíveis de analisar devido aos dados estarem abaixo do limite de detecção.....51

Capítulo II - Contaminação por metais na carne e outras estruturas edíveis do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*: uma questão de saúde pública na Amazônia

Tabela 1. Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para os cinco metais avaliados nas estruturas edíveis de *U. cordatus* na região amazônica.....71

Tabela 2: Concentração média ($\mu\text{g g}^{-1}$) (peso seco) dos cinco metais em estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), obtidas em áreas conservadas e antropizadas da região amazônica, em relação aos resultados obtidos para diferentes áreas de manguezal no Brasil.....79

Tabela 3 - Concentração média ($\mu\text{g g}^{-1}$) (peso úmido) para cinco metais em estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), obtidas nas quatro áreas de pesquisa, confrontadas com os limites de concentração máxima permitidos pelas legislações em

vigor (valores não conformes são apresentados em negrito).....81

Tabela 4. Ingestão diária estimada (EDI) de Cu, Cd, Cr, Pb e Mn ($\mu\text{g kg}^{-1}$ peso corpóreo dia^{-1}) para crianças e adultos nas áreas conservadas e antropizadas da Costa Amazônica Brasileira, utilizando o Método PEI (Percentual da concentração de metais na Estrutura Ingerida). Os valores em negrito representam superioridade de valores em relação às recomendações diárias estabelecidas pela FAO/WHO.....83

Tabela 5. Quociente de Risco alvo (THQ) de Cu, Cd, Cr, Pb e Mn para adultos e crianças nas áreas conservadas e antropizadas da Costa amazônica brasileira pelo método PEI (Percentual da concentração de metais na Estrutura Ingerida). Onde, <1 representa ausência de risco sistêmico.....85

Tabela 6. Quociente de Risco alvo (THQ) de Cu, Cd, Cr, Pb e Mn para adultos e crianças nas áreas conservadas e antropizadas da Costa amazônica brasileira pelo método SEI (Somatório da concentração de metais na Estrutura Ingerida). Onde, <1 representa ausência de risco sistêmico.....86

Tabela 7: Consumo máximo tolerável (refeições mês^{-1}) (CR_{mm}) de estruturas edíveis de *U. cordatus* calculado pelo método SEI para crianças (refeição = 0,123 Kg) e adultos (refeição = 0,186 Kg) em áreas consideradas conservadas e antropizadas na região amazônica.....87

Tabela 8: Consumo máximo tolerável de caranguejo-uçá (número de caranguejos mês^{-1}) para adultos e crianças de áreas consideradas conservadas e antropizadas na região amazônica.....87

RESUMO

Na região Amazônica muitas áreas de manguezal ainda se encontram conservadas. Entretanto, atividades antrópicas de degradação e contaminação, especialmente por metais, começam a alcançar escalas preocupantes, podendo afetar esse ecossistema e seus recursos. O objetivo do presente estudo foi avaliar a contaminação e bioacumulação de metais (Cu, Cd, Cr, Pb e Mn) pelo caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) e o risco potencial para a saúde humana pela ingestão desse crustáceo, considerado um recurso pesqueiro de grande importância na região amazônica. Amostras de espécimes de *U. cordatus*, água, sedimento, e folhas de *Rhizophora mangle* foram coletadas em áreas de manguezais, sendo uma conservada e outra antropizada para ambos os estados do Pará e Maranhão. As concentrações metálicas nas amostras bióticas e abióticas foram quantificadas por Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), com posterior estimativa do Fator de Bioacumulação e de análises multinível para os metais avaliados. Para avaliação do risco de consumo humano foram estimados o consumo diário (EDI), o quociente de risco (THQ) e o número de refeições elegíveis por mês (CR_{mm}). As concentrações de metais no sedimento estavam abaixo dos níveis estabelecidos pela legislação, diferindo do observado para as amostras de água, onde Cu, Mn e Pb, cujos valores estavam acima dos limites estabelecidos para águas estuarinas. Mesmo sendo em sua maioria de origem natural, observou-se que esses elementos estão biodisponíveis e estão sendo incorporados pela biota. As concentrações de Cu, Cr e Pb estiveram acima dos limites estabelecidos para consumo na carne e brânquias do caranguejo-uçá. Dependendo do nível de exposição da população local, o consumo de *U. cordatus*, pode representar um risco para a saúde humana, especialmente no caso de crianças abaixo de 12 anos. Os maiores THQs foram estimados para o consumo simultâneo de todas as estruturas avaliadas. O cobre foi categorizado pelo menor número de refeições seguras de caranguejos por mês. Assim, conclui-se que a exposição da população amazônica aos caranguejos contaminados com metais deve ser considerada em estudos ambientais e de saúde pública pelo possível risco de efeitos sistêmicos.

Palavras-chave: Manguezal, contaminação, risco de consumo, região amazônica.

ABSTRACT

In the Amazon region many mangrove areas are still conserved. However, anthropogenic activities that promote degradation and metal contamination are beginning to reach worrying scales and may affect this ecosystem and its resources. The aim of the present study was to evaluate the contamination and bioaccumulation of metals (Cu, Cd, Cr, Pb, and Mn) by the mangrove crab (*Ucides cordatus*) and the potential risk to human health from ingestion of this crustacean, considered a fishing resource of great importance in the Amazon region. Specimens of *U. cordatus*, water, sediment, and leaves of *Rhizophora mangle* were collected from mangrove areas, being a conserved area and another anthropized for both states of Pará and Maranhão. Metallic concentrations in biotic and abiotic samples were quantified by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES), with subsequent estimation of the Bioaccumulation Factor and multilevel analysis for the metals evaluated. To assess the risk of human consumption, daily intake (EDI), risk ratio (THQ) and number of eligible meals per month (CR_{mm}) were estimated. Metal concentrations in the sediment were below the levels established by the legislation, differing from those observed for the water samples, where Cu, Mn and Pb, whose values were above the estuarine water limits. Even though, mostly of natural origin, it was observed that those elements are bioavailable and are being incorporated by biota. Concentrations of Cu, Cr, and Pb were above the limits established for consumption meat and gills of the mangrove crab. Depending on the level of exposure of the local population, the consumption of *U. cordatus* may pose a risk to human health, especially for children under 12 years. The highest THQs were estimated for the simultaneous consumption of all evaluated structures. Copper was categorized by the lowest number of safe crab meals per month. Thus, it is concluded that the exposure of the Amazonian population to metal-contaminated crabs should be considered in environmental and public health studies for the possible risk of systemic effects.

Keywords: Mangrove, contamination, risk of consumption, Amazon region.

Introdução Geral

A região Amazônica é mundialmente famosa por abrigar, simultaneamente, a maior floresta tropical e bacia de água doce do planeta, onde se encontra a mais expressiva megadiversidade, num comparativo com outros ecossistemas brasileiros. Além disso, a zona costeira dessa região detém, também, o maior contínuo de manguezais de todo o mundo, que se estende desde a Baía de Marajó (PA) até a Ponta de Tubarão, na Baía de São José (MA), compreendendo uma área de 7.423 km² (NASCIMENTO *et al.*, 2013). Somados ao estado do Amapá, os manguezais amazônicos correspondem a 80% das áreas desse ecossistema no país (LEÃO *et al.*, 2018a).

Enquadrada no âmbito das regiões tropicais úmidas do planeta, a referida zona se estende do Equador com limites em até cerca de 15° N e S (NITTROUER *et al.*, 1995) onde características geomorfológicas congêneres resultaram no desenvolvimento de unidades biológicas típicas (SZLAFSZTEIN *et al.*, 2000). São áreas com florestas de grande opulência e magnitude (com relatos de árvores com mais de 30 m de altura e 1 m de diâmetro), explicadas pela distribuição regular das chuvas, altas temperaturas ao longo do ano, influência de um regime de macromarés (>4 m) e o suprimento de sedimentos fluviais que atingem a costa (MENDES, 2005; MENEZES & MEHLIG, 2009).

Considerada, também, a maior faixa conservada de manguezal global, esse cinturão contínuo é composto por 16 reservas extrativistas, totalizando 311 mil hectares de área preservada (LEÃO *et al.*, 2018b). Assim, como um dos principais ecossistemas costeiros dessa região, os manguezais detiveram importante papel na história evolutiva das comunidades litorâneas amazônicas, resultando em fonte imprescindível de recursos, provendo o estabelecimento e a sobrevivência dessas comunidades ainda hoje (FERNANDES *et al.*, 2018), por meio de seus recursos naturais passíveis de exploração (SZLAFSZTEIN *et al.*, 2000). E dentre as atividades econômicas praticadas neste ecossistema, a captura do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) é uma das mais antigas, auxiliando na geração de empregos, renda doméstica e na subsistência dessas comunidades extrativistas litorâneas (NOTTINGHAM *et al.*, 2018).

Esse crustáceo é um dos recursos pesqueiros mais importantes em toda sua área de ocorrência (IVO & GESTEIRA, 1999), especialmente nas regiões Norte e Nordeste do país. Pinheiro *et al.* (2016), apontam, ainda, que a produção do caranguejo-uçá no Brasil, concentra-se, sobretudo, em alguns poucos estados da União, muitas vezes sendo

intensa em áreas específicas, como o Delta do Parnaíba (MA/PI) e a Península Bragantina (PA).

Segundo as mais recentes estatísticas oficiais disponibilizadas, a produção nacional de caranguejo de manguezal foi nos anos de 2010 e 2011 de 8.535 e 8.608 toneladas, respectivamente (BRASIL, 2013). A nível estadual as estatísticas indicam como maiores produtores os estados do Pará (2.748 t), seguido pelo Maranhão (1.198 t), Piauí (814 t) e Amapá (59 t) (IBAMA, 2007). Em razão dessa elevada produção foi instalada em 2014, no município de Bragança (PA), a primeira fábrica de beneficiamento e comercialização de carne de *U. cordatus* do Brasil. Atualmente, constam registradas na Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará (ADEPARÁ) três indústrias artesanais, que somente em 2016 processaram e comercializaram quase 16 toneladas de carne de caranguejo (ADEPARÁ, 2017). No entanto, a despeito da importância socioeconômica citada, o manejo inadequado dos estoques pesqueiros e a intensa ação predatória humana tem sido além da capacidade de crescimento e recomposição populacional dessa espécie (PINHEIRO *et al.*, 2016). O que pode ocasionar alterações no equilíbrio ambiental dada a influência notória desse crustáceo sobre o processamento da serapilheira e fluxo energético desse ecossistema (KOCH, 1999).

Além da sobrepesca de seus recursos, os manguezais da costa da amazônica estão sujeitos a outros impactos negativos. Atividades predatórias, ainda que insipientes, começam a alcançar escalas progressivas nessas áreas, como a instalação de portos, construção de estradas, entre outras (HAYASHI *et al.*, 2019). Adicionalmente, a região detém um dos piores índices de saneamento do país, com ausência de rede coletora de esgoto para mais de 8 milhões de habitantes (LANDAU & MOURA, 2016). O que incorre no despejo de efluentes sem qualquer tratamento nos rios e estuários e expõe os ecossistemas aquáticos a contaminação ambiental. Entretanto, por serem geralmente associados à ambientes intocados, principalmente pelo reduzido desenvolvimento industrial e urbano da região, a quantificação dos efeitos do impacto antrópico em áreas de manguezal ainda é reduzido na costa amazônica em comparação as demais regiões brasileiras (FERNANDES, 2003), principalmente no que tange a contaminação por agentes tóxicos como os metais.

Os trabalhos referentes à contaminação por metais nessa região, tanto ambiental quanto humana, são em sua maioria relacionados somente ao mercúrio e direcionados, principalmente, ao estudo de populações ribeirinhas e organismos de água doce devido ao impacto histórico deste metal na extração de ouro na Amazônia (AKAGI *et al.*, 1995;

MALM, 1998; HARADA *et al.*, 2001; FADINI & JARDIM, 2001; BASTOS *et al.*, 2006; RABITTO *et al.*, 2011; AZEVEDO *et al.*, 2016; COSTA-JUNIOR *et al.*, 2018). Sendo escassos os trabalhos em regiões costeiras, em especial no ecossistema manguezal e em recursos de importância socioeconômica como o caranguejo-uçá (VILHENA *et al.*, 2003, 2013; SILVA *et al.*, 2018; CARVALHO-NETA *et al.*, 2019).

Tem sido demonstrado que a ingestão de metais tóxicos através do consumo de produtos aquáticos pode representar riscos significativos para a saúde humana (JÄRUP, 2003; DÓREA *et al.*, 2005; GUSSO-CHOUEIRI *et al.*, 2018). Portanto, informações sobre a bioacumulação de metais essenciais e metais tóxicos em recursos haliêuticos são importantes tanto do ponto de vista ecológico quanto de saúde pública.

Diante do panorama exposto, objetivou-se avaliar o estado de conservação dos manguezais amazônicos utilizando o caranguejo-uçá como espécie bioindicadora. Estudos recentes tem demonstrado, com sucesso, o uso do *U. cordatus* como espécie sentinela da conservação desses ecossistemas em relação a exposição a metais (HARRIS & SANTOS, 2000; PINHEIRO *et al.*, 2012 e 2013; DUARTE *et al.*, 2016, 2017 e 2019; BOSCO-SANTOS *et al.*, 2017; CARVALHO-NETA *et al.*, 2019). Para tal, avaliou-se o grau de contaminação da água, sedimento, folhas de vegetação arbórea (*Rhizophora mangle*) e de tecidos do caranguejo-uçá (*U. cordatus*) por cinco metais (Cd, Cu, Pb, Cr e Mn), em quatro áreas de manguezal na costa amazônica. Concomitantemente, foi realizada análise de impacto citotóxico sobre as populações do caranguejo-uçá e estimado o risco de consumo humano desse crustáceo.

Para apresentação dos resultados obtidos na presente pesquisa, a tese encontra-se organizada em 02 (dois) capítulos em formatação de artigos científicos. O Capítulo I trata da avaliação da concentração de metais nos componentes abióticos e bióticos dos manguezais amazônicos, nas reentrâncias dos estados do Pará e Maranhão e suas implicações para conservação ambiental. Nossa hipótese foi que, apesar de considerados prístinos, os manguezais amazônicos podem apresentar contaminação por metais. O Capítulo II, discorre acerca da avaliação do risco potencial de metais para a saúde humana, causado por ingestão da carne e outras estruturas comestíveis do caranguejo-uçá. Nossa hipótese é que o consumo de *U. cordatus* provenientes de alguns locais mais impactados, mesmo na Região Amazônica, pode representar risco à saúde humana.

Referências Bibliográficas

ADEPARÁ - Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará. 2017. Empresas produzem quase 16 mil kg de carne de caranguejo em 2016. Disponível em: <http://www.adepara.pa.gov.br/artigos/empresas-produzem-quase-16-mil-kg-de-carne-de-caranguejo-em-2016>. Acessado: 03/12/2017.

Akagi, H.; Malm, O.; Kinjo, Y.; Harada, M.; Branches, F.J.P., Pfeiffer, W.C. & Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175(2), 85–95. doi:10.1016/0048-9697(95)04905-3.

Azevedo-Silva, C.E.; Almeida, R.; Carvalho, D.P.; Ometto, J.P.H.B.; de Camargo, P.B.; Dorneles, P.R., & Torres, J.P.M. 2016. Mercury biomagnification and the trophic structure of the ichthyofauna from a remote lake in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.*, 151, 286–296. doi:10.1016/j.envres.2016.07.035.

Bastos, W.R.; Gomes, J.P.O.; Oliveira, R.C.; Almeida, R.; Nascimento, E.L.; Bernardi, J.V.E. & Pfeiffer, W.C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 368(1), 344–351. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.09.048.

Bosco-Santos, A.; Luiz-Silva, W.; Silva-Filho, E.V.; Souza, M. D. C.; Dantas, E.L. & Navarro, M.S. 2017. Fractionation of rare earth and other trace elements in crabs, *Ucides cordatus*, from a subtropical mangrove affected by fertilizer industry. *J. Environ. Sci.*, 54: 69-76.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA. 2013. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura: Brasil 2011**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura. Disponível em: http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Informacoes_e_Estatisticas/Boletim%20MPA%202011FINAL3.pdf. Acessado: 02/02/2018.

Carvalho-Neta, R.N.F.; Torres-Júnior, A.R. & Abreu-Silva, A.L. 2012. Biomarcadores em bagres *Sciades herzbergii* (Teleostei: Ariidae) de áreas poluídas e não poluídas (baía de São Marcos, nordeste do Brasil). *Appl. Biochem. Biotech.*, 166: 1-12.

Costa-Junior, J.M.F.; Silva, C.I.M.; Lima, A. A.S.; Rodrigues Júnior, D.; Silveira, L. C. de L.; Souza, G.S.; & Pinheiro, M. da C. N. 2018. Teores de mercúrio em cabelo e consumo de pescado de comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira, região do Tapajós. *Ciência & Saúde Coletiva*, 23(3), 805–812. doi:10.1590/1413-81232018233.09492016.

Dórea, J.G., Souza J.R., Rodrigues P., Ferrai I., and Barbosa A.C. 2005. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia. *Environ Res.* 97: 209–219.

Duarte, L.F.A.; Souza, C.A.; Nobre, C.R.; Pereira, C.D. & Pinheiro, M.A.A. 2016. Multi-level biological responses in *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae) as indicators of conservation status in mangrove areas from the western Atlantic. *Ecotox. Environ. Safe.*, 133: 176-187.

Duarte, L.F.A.; Souza, C. A.; Pereira, C.D.S. & Pinheiro, M.A.A. 2017. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotox. Environ. Safe.*, 145: 367–376.

Duarte, L.F.A, Moreno, J. B., Catharino, M. G. M., Moreira, E. G., Trombini, C., & Pereira, C. D. S. 2019. Mangrove metal pollution induces biological tolerance to Cd on a crab sentinel species subpopulation. *Sci. Total Environ.* 687: 768–779 doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.039

Fadini, P. & Jardim, W. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Total Environ.*, 275(1-3), 71–82. doi:10.1016/s0048-9697(00)00855-x

Fernandes M.E.B., Oliveira F.P., Eyzaguirre I.A.L. 2018. Mangroves on the Brazilian Amazon Coast: Uses and Rehabilitation. In: Makowski C., Finkl C. (eds) Threats to Mangrove Forests. *Coastal Research Library*, vol 25. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73016-5_29.

Fernandes, M.E.B. 2003. **Os Manguezais da Costa Norte Brasileira**. São Luís: Fundação Rio Bacanga. 1ª Edição, 142p.

Gusso-Choueri, P. K.; Araújo, G. S. de; Cruz, A. C. F.; Stremel, T. R. de O.; Campos, S. X. de; Abessa, D. M. de S. & Choueri, R. B. 2018. Metals and arsenic in fish from a Ramsar site under past and present human pressures: Consumption risk factors to the local population. *Sci. Total Environ.*, 628-629, 621–630. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.02.005

Harada, M., Nakanishi, J., Yasoda, E., Pinheiro, M. da C. N., Oikawa, T., de Assis Guimarães, G. & Ohno, H. 2001. Mercury pollution in the Tapajos River basin, Amazon. *Environ. Int.*, 27(4), 285–290. doi:10.1016/s0160-4120(01)00059-9

Harris, R.R. & Santos, M.C.F. 2000. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs *Ucides cordatus* and *Callinectes danae* (Crustacea: Decapoda). *Mar. Bio.*, 137: 691-703.

Hayashi, S.N.; Souza-Filho, P.W.M.; Nascimento, W.R Jr, Fernandes, M.E.B. 2019. The effect of anthropogenic drivers on spatial patterns of mangrove land use on the Amazon coast. *PLoS ONE* 14(6): e0217754. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217754>.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. 2007. **Estatística da pesca 2007: Brasil Grandes Regiões e Unidades da Federação**. Brasília: IBAMA. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/livros/estatisticadepescadigital.pdf>. Acessado: 25/10/2018.

Ivo, C. T. C. & Gesteira, T. C. V. 1999. Sinopse das observações do Caranguejo uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) capturado em estuários de sua ocorrência no Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 7: 9-51.

Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *Br. Med. Bull.*, 68(1), 167–182. doi:10.1093/bmb/ldg032

KOCH, V.1999. **Epibenthic production and energy flow in the Caeté mangrove**

estuary, North Brazil. ZMT Contribution 6, Bremen, 97p.

Landau, E.C. & Moura, L. 2016. **Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais.** Editoras técnicas. – Brasília, DF: Embrapa. 975p. ISBN 978-85-7035-672-7.

Leão, A.R.; Prates, A.P.L.; Fumi, M. 2018. Manguezal e as unidades de conservação. *In:* Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (org.). **Atlas dos Manguezais do Brasil.** Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 p.: il ISBN 978-85-61842-75-8.

Leão, A.R.; Cruz, A.T.; Oliveira, D.A.S; Fumi, M. 2018. Incentivo à conservação e ao uso sustentável do manguezal: O Projeto Manguezais do Brasil. *In:* Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (org.). **Atlas dos Manguezais do Brasil.** Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 p.: il ISBN 978-85-61842-75-8.

Malm, O. 1998. Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.*, 77(2), 73–78. doi:10.1006/enrs.1998.3828

Mendes, A.C. 2005. Geomorfologia e Sedimentologia. *In:* Fernandes, M.E.B. (Org.). **Os Manguezais da Costa Norte Brasileira.** Maranhão: Fundação Rio Bacanga, p. 1ª Edição, 13- 32.

Menezes, M.P.M. & Mehlig, U. 2009. Manguezais: As Florestas da Amazônia Costeira. *Ciência Hoje*, 44(264):34-39.

Nittrouer, C.A.; Kuehl, S.A.; Sternberg, R.W.; Figueiredo Júnior, A.G. & Faria Júnior, L.E.C. 1995. An introduction to the geological significance of sediment transport and accumulation on the Amazon continental shelf. *Mar. Geol.* 125(3-4): 177-192.

Nottingham, M.C.; Messias, L. T.; Vita, B. 2018. Diagnóstico socioeconômico em unidades de conservação de uso sustentável. *In:* Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (org.). **Atlas dos Manguezais do Brasil.** Brasília: Instituto Chico

Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 p.: il ISBN 978-85-61842-75-8.

Pinheiro, M.A.A.; Silva, P.P.G.; Duarte, L.F.A.; Almeida, A.A. & Zanotto, F.P. 2012. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Ucididae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: Rhizophoraceae). *Ecotox. Environ. Safe.*, 81: 114-121.

Pinheiro, M.A.A.; Santos, L.C.M.; Souza, C.A.; João, M.C.A.; Dias-Neto, J. & Ivo, C. T. C. 2016. Avaliação do Caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ucididae). Cap. 33: p. 441-458. In: Pinheiro, M. & Boos, H. (Org.). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, 466 p.

Rabitto, I.S.; Bastos, W. R.; Almeida, R.; Anjos, A.; Holanda, Í. B. B., Galvão, R. C. F. & Oliveira Ribeiro, C. A. 2011. Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. *Environ. Int.* 37(1), 56–65.doi:10.1016/j.envint.2010.07.001.

Silva, B. M.S.; Morales, G. P.; Gutjahr, A. L. N.; Faial, K. C.F. & Carneiro, B. S. 2018. Bioaccumulation of trace elements in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) from the macrotidal mangrove coast region of the Brazilian Amazon. *Environ. Monit. Assess.*, 190(4).doi:10.1007/s10661-018-6570-1.

Szlafsztein, C.; Lara, R. J. & Cohen, M.C.L. 2000. Coastal Management: some studies of the past and present of the Bragança region (Pará, Brazil). The MADAM Project. *J. Int. Environ. Creation* 2, 132-139.

Vilhena, M.S.P., Costa, M.L. & Berredo, J.F. 2013. Accumulation and transfer of Hg, As, Se, and other metals in the sediment-vegetation-human food chain in the coastal zone of the northern Brazilian state of Pará (Amazonia). *Environ. Geochem. Health*, 35(4): 477-494.

CAPÍTULO I

ACÚMULO DE METAIS EM POPULAÇÕES DO CARANGUEJO-UÇÁ (*Ucides cordatus*) NA COSTA AMAZÔNICA BRASILEIRA: ANÁLISE DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO

*Freitas, A.C.^{1,4}; Virgulino-Júnior², P.C.C; Faial, K.C.F.³; Fernandes, M.E.B.²
& Pinheiro, M.A.A.^{1,4}

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências (IB), *Campus* do Litoral Paulista (CLP),
Laboratório de Biologia da Conservação de Crustáceos (LBC) – Grupo de Pesquisa
em Biologia de Crustáceos (CRUSTA).

² Universidade Federal do Pará (UFPA), *Campus* Bragança, Laboratório de Ecologia de Manguezais (LAMA).

³ Instituto Evandro Chagas. Laboratório de Toxicologia, Seção de Meio Ambiente.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Aquática, Universidade Estadual Paulista (UNESP).

*Autor correspondente: adria.cfreitas@gmail.com

RESUMO

A acumulação de metais nos diferentes compartimentos do manguezal, sejam eles abióticos ou bióticos, representa uma grande ameaça, em especial para organismo de importância pesqueira, como o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*). O objetivo do presente estudo foi avaliar a provável contaminação e bioacumulação de metais (Cu, Cd, Cr, Pb e Mn) pelo caranguejo-uçá (*U. cordatus*) na Região Amazônica. Para isso foram obtidas amostras do ambiente (água e sedimento) e bióticas (folhas do mangue-vermelho, *Rhizophora mangle*; e tecidos do crustáceo *U. cordatus*) em manguezais de dois estados do Norte Brasileiro (Pará e Maranhão), cada um representado por duas áreas, sendo uma considerada conservada e outra antropizada. As cargas metálicas nos diferentes compartimentos foram quantificadas por Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), com posterior estimativa do Fator de Bioacumulação e de análises multinível para os metais avaliados. As concentrações de metais no sedimento estiveram abaixo dos níveis estabelecidos pela legislação, diferente do observado para as amostras de água, onde Cu, Mn e Pb estiveram acima dos limites estabelecidos para águas estuarinas. Os fatores de acumulação para caranguejo-sedimento (Cu nas brânquias) e caranguejo-água (05 metais analisados) foram superiores a unidade em todas as áreas (conservadas e antropizadas) avaliadas, indicando o acúmulo destes metais na musculatura do crustáceo. O tecido muscular apresentou concentrações de Cr e Pb acima dos limiares estabelecidos pela ANVISA, podendo trazer problemas de saúde para a população amazônica que consome esta espécie.

Palavras-chave: Bioacumulação, caranguejo, contaminação, manguezal, metal.

1. Introdução

O ecossistema manguezal cobre uma porção significativa do litoral brasileiro, são 6.800 km que correspondem, aproximadamente, à 92% de toda a linha costeira do país (MONTEIRO *et al.*, 2004). Deste total cerca de 75%, equivalente a 9.891 km², encontram-se distribuídos ao longo da costa amazônica brasileira (SOUZA-FILHO, 2005). Compreendendo os estados do Amapá, Pará e Maranhão, a região costeira amazônica abriga a maior faixa contínua de manguezais do mundo, a qual ocupa uma área de 7.423 km², estendendo-se da baía de Marajó, no Estado do Pará, até a Ponta do Tubarão, baía de São José, no Estado do Maranhão (NASCIMENTO *et al.*, 2013).

Esse cinturão contínuo inclui um dos manguezais mais desenvolvidos do mundo (GIRIC *et al.*, 2011) e os maiores e mais bem preservados manguezais do Brasil (SOUZA-FILHO, 2005), é composto por 12 reservas extrativistas, onde vivem cerca de 100 mil pessoas, distribuídas em 350 comunidades, que dependem diretamente das atividades decorrentes do manejo desses ecossistemas (ONU, 2014). Em meio a essas atividades, a pesca extrativa do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) é uma das mais antigas e relevantes, auxiliando não apenas na subsistência, mas na geração de empregos e renda para as comunidades (PINHEIRO & FISCARELLI, 2001).

A produção do caranguejo-uçá ocorre ao longo de toda a costa brasileira, sendo um dos recursos pesqueiros mais importantes nas regiões Norte e Nordeste do país (Ivo & Gesteira, 1999), com intensa exploração em áreas específicas, como o Delta do Parnaíba (MA/PI) e a Península Bragantina (PA). Contudo, apesar da importância dessa espécie ao ecossistema manguezal e às populações estuarinas, seus estoques têm sofrido com a captura, que tem sido além de sua capacidade de crescimento e recomposição populacional (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Grande parte do ecossistema do manguezal nacional ainda tem suportado a intensa ação predatória humana. O relatório “*The Importance of Mangroves to People: A Call to Action*”, do PNUMA (UNEP, 2014), alertou que a taxa de degradação dos manguezais é 3-5 vezes maior do que a média de desflorestamento global. Outrossim, ações prejudiciais como ocupações imobiliárias, obras de vias de acesso, instalações aquícolas, despejo de efluentes químicos industriais (p. ex., metais, hidrocarbonetos, cianeto, compostos fenólicos, entre outros), têm levado à degradação desse ambiente. Tal fato tem repercutido, também, na redução do registro de muitas espécies, particularmente aquelas endêmicas, como é o caso do caranguejo-uçá, que acompanha a distribuição geográfica

desse ecossistema (Pinheiro *et al.*, 2016).

Na Região Amazônica muitas dessas áreas ainda se encontram conservadas, particularmente nos estados do Pará, Amapá e Maranhão. Entretanto, atividades predatórias, ainda que insipientes, começam a alcançar escalas progressivas, com a depleção dos recursos disponíveis nos manguezais e, devido as atividades antrópicas, causado degradação pela implantação de portos, etc.

No Estado do Maranhão, por exemplo, o Porto do Itaqui e os terminais privados das empresas VALE e ALUMAR/ALCOA estão localizados na Baía de São Marcos, tendo sido implantados em áreas anteriormente ocupadas por manguezais (Carvalho-Neta & Abreu-Silva, 2010). Todavia, o monitoramento da biota aquática dessa área não foi adotado de forma sistemática. No Estado do Pará, pode-se exemplificar, entre outros, o projeto de construção do Entrepasto Pesqueiro em Bragança, cujo terminal portuário está planejado para ser construído em uma área estuarina, cercada por manguezais.

Consoante à Fernandes (2003), a quantificação dos efeitos do impacto antrópico em áreas de manguezal tem sido negligenciada na costa amazônica brasileira. Nesse sentido, avaliações sobre o estado de conservação de um organismo de grande importância, como o caranguejo-uçá, assim como do ambiente que ocupa são extremamente necessárias, particularmente por análises ecotoxicológicas. Estudo recentes tem demonstrado a efetividade do uso do *Ucides cordatus* como espécie sentinela da conservação desses ecossistemas (HARRIS & SANTOS, 2000; PINHEIRO *et al.*, 2012 e 2013; DUARTE *et al.*, 2016, 2017 e 2019; BOSCO-SANTOS *et al.*, 2017; CARVALHO-NETA *et al.*, 2019). Assim, partindo da hipótese de que, apesar de considerados prístinos, os manguezais amazônicos podem apresentar contaminação por metais, espera-se que o uso dessa espécie como bioindicadora possa ajudar a suprir a carência de informações sobre a conservação e auxiliar no monitoramento dos manguezais amazônicos.

2. Material e Métodos

2.1. Áreas de estudo

A Costa Amazônica Brasileira compreende os estados do Amapá, Pará e Maranhão, e abriga o maior contínuo de manguezais do planeta (ONU, 2014). Essa linha de costa é caracterizada por um baixo relevo, planície costeira ampla e extensa, extremamente irregular e recortada por vários estuários (SOUZA-FILHO, 2005).

Apresenta uma distribuição regular de chuvas (2.600 mm/ano), temperaturas elevadas e pouco variáveis ao longo do ano (média anual de 27°C), influência de um regime de macromarés (>4 m) e elevado suprimento de sedimentos fluviais (MENDES, 2005; SOUZA-FILHO *et al.*, 2005; MENEZES & MEHLIG, 2009; GOMES *et al.*, 2009; MONTEIRO *et al.*, 2009; REBELO-MOCHEL, 2011).

No intuito de avaliar a possível contaminação por metais nos manguezais do litoral amazônico foram selecionadas quatro áreas ao longo da costa dos estados do Pará e Maranhão (Figura 1), sendo duas em cada estado, classificadas previamente de acordo com a presença/ausência de potenciais atividades antrópicas, possível contaminação por metais e exploração econômica do caranguejo-uçá. Assim, foram selecionadas duas áreas tidas como conservadas (P) pela ausência de indústrias de grande porte e conservação paisagística, em Bragança/PA e Turiaçu/MA; e duas áreas consideradas antropizadas (A), em Viseu/PA e São Luís/MA. Cada dessas áreas era composta por três subáreas de manguezal (réplicas), evitando a pseudo-replicação (HURLBERG, 1984) e garantindo uma maior abrangência e confiabilidade aos resultados obtidos (PINHEIRO *et al.*, 2017).

O Município de Bragança está localizado no nordeste paraense, distando 210 Km da capital (Belém). Abriga a Reserva Extrativista Marinha Caeté-Taperaçu e Área de Proteção Ambiental Permanente “Ilha do Canela”. Possui como principais atividades econômicas a agricultura e a pesca, neste última se destacando o caranguejo-uçá como um dos principais produtos pesqueiros, sendo um dos maiores produtores desse crustáceo na região norte do país (FURTADO-JÚNIOR *et al.*, 2016). O município possui 126.436 habitantes e somente 14,5% dos domicílios dispõem esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2018a).

O Município de Viseu (PA) abriga a Reserva Extrativista Marinha Gurupi-Piriá, e tem como principais atividades econômicas a agricultura e a pesca. Sua população estimada em 2017 era de 61.049 habitantes, onde apenas 18,2% dos domicílios possuem esgotamento sanitário (IBGE, 2018b). Durante anos foi realizada intensa atividade de extração de ouro neste município, sendo encerrada no ano 2000 (Departamento Nacional de Produção Mineral – DNMP *apud* PARÁ, 2007). No entanto, em 2010, esta atividade foi retomada por cerca de 350 garimpeiros devido a uma informação infundada sobre a existência desse minério no manguezal, cujas consequências ainda não foram estudadas (MAGALHÃES, 2010). Atualmente a empresa Five Star Mineração pretende iniciar o Projeto Jaibaras, numa área de 522,26 hectares, visando a exploração de diamantes na região, segundo o Processo nº 850440/2014, registrado no Instituto Brasileiro de

Mineração (IBRAM, 2017).

O Município Turiaçu (MA) está localizado à 250 km da capital maranhense São Luís). Possui 35.497 habitantes, com somente 7,4% dos domicílios com esgotamento sanitário (IBGE, 2018c). Compõe a APA das Reentrâncias Maranhenses e tem principal atividade econômica a agricultura, que confere a este município o segundo lugar na produção estadual de abacaxi (ARAÚJO *et al.*, 2012).

São Luís (MA), capital do Estado do Maranhão, também pertence a APA das Reentrâncias Maranhenses. É habitada por 1.094.667 pessoas, embora difira das demais áreas pela melhor condição de esgotamento sanitário dos domicílios (65,4%, segundo o IBGE, 2018d). Neste município localizam-se o Porto do Itaqui e os terminais privados das empresas VALE e ALUMAR/ALCOA, localizados na Baía de São Marcos e implantados em áreas de manguezal (CARVALHO-NETA & ABREU-SILVA, 2012).

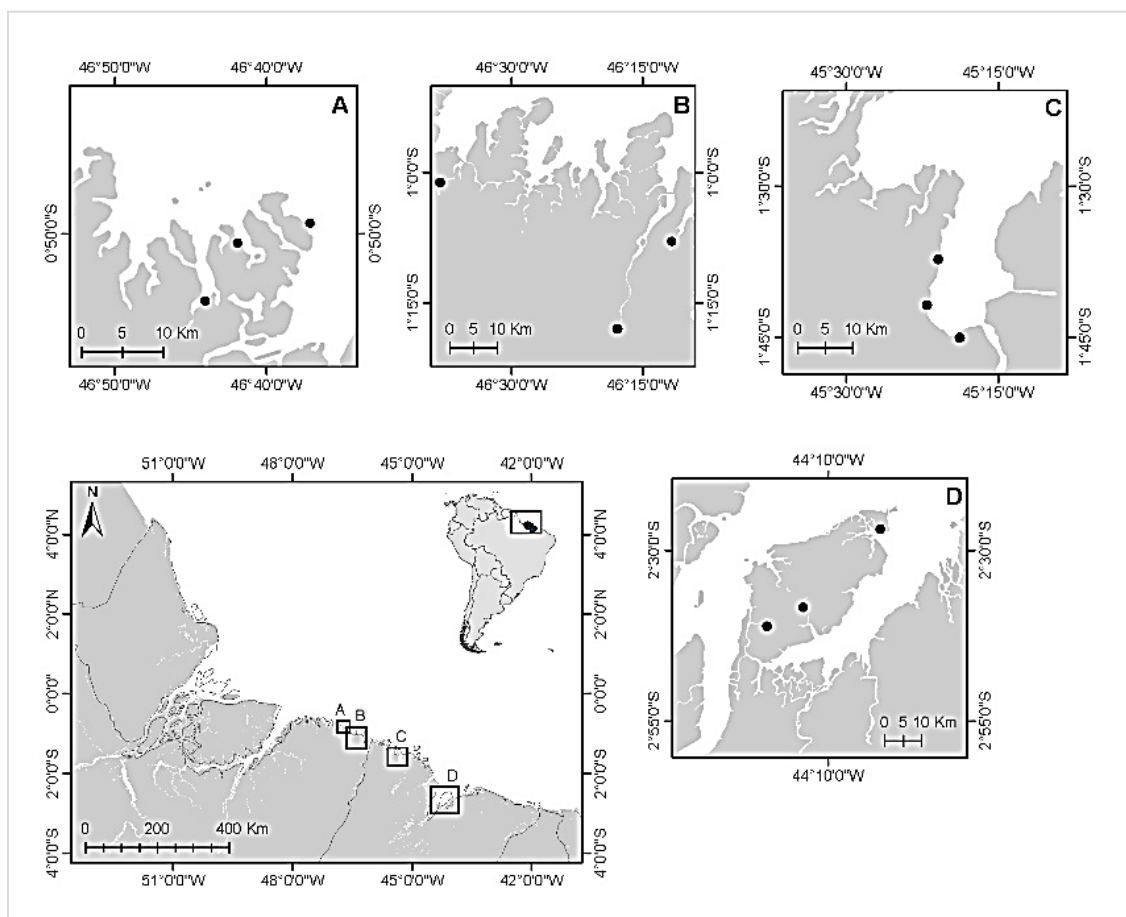


Figura 1. Localização das quatro áreas de manguezal em estudo, na Costa Amazônica Brasileira, onde: A= Bragança (BRA); B= Viseu (VIS); C= Turiaçu (TUR); e D= São Luís (SAL).

2.2. Coleta de caranguejos e preparo das amostras

Para a análise da concentração de metais nos tecidos/estruturas do caranguejo-uçá (*U. cordatus*) foram capturados três exemplares por subárea amostral, totalizando 36 animais. Estes foram capturados por “braceamento” (PINHEIRO & FISCARELLI, 2001), eram machos com largura de carapaça (LC) acima de 60mm e estavam em estágio de intermuda (C, segundo PINHEIRO & FISCARELLI, 2001), garantido a análise de indivíduos adultos maduros de mesmo estágio de desenvolvimento e reduzindo possíveis influências fisiológicas. Após serem capturados, os exemplares foram dispostos em caixas plásticas vazadas (“basqueta”) forrada com espuma umedecida com água salobra, do estuário de origem, até seu transporte ao laboratório. Nele os exemplares foram crioadestesiados e, em seguida, cada animal foi dissecado com auxílio de tesoura e pinça, com a cuidadosa remoção da região dorsal da carapaça, para a obtenção das amostras dos três tecidos/estruturas corpóreas (brânquias, musculatura dos quelípodos e hepatopâncreas ou glândula do intestino médio ou, mais recentemente denominado, órgão perigástrico (CERVILLIONE *et al.*, 2017)) para análise de metais. Ao total foram obtidas 108 amostras de tecidos/estruturas do caranguejo-uçá para as análises de metais (3 animais x 4 áreas x 3 subáreas x 3 tecidos/estrutura corpóreas). Todas as amostras foram armazenadas em tubos Eppendorfs (2mL) e mantidas sob congelamento (–20°C) até o momento da liofilização. Após liofilizadas (48h) as amostras foram transportadas ao Laboratório de Toxicologia III, do Instituto Evandro Chagas (IEC) em Belém - PA, para a quantificação dos metais.

2.3. Amostragem e processamento de folhas de *Rhizophora mangle*

Foram coletadas folhas do mangue-vermelho (*R. mangle*) em dois estágios de maturação foliar (verdes maduras e amarelas senescentes), sendo 20 unidades/estágio/subárea. As folhas foram removidas com tesouras de poda e colocadas em sacos plásticos rotulados para transporte até o laboratório, onde foram lavadas (água corrente e água destilada). Posteriormente, as folhas foram desidratadas em estufa com ventilação de ar forçado (60°C por 72 h), até obtenção de peso constante, em seguida fragmentadas com auxílio de pistilo e almofariz até a obtenção de pó. Amostras de cada estágio foliar (10g) foram colocadas em recipientes plásticos rotulados, e transportadas ao Laboratório para a quantificação de metais.

2.4. Coleta de Sedimento

Em cada subárea foram obtidas, manualmente, amostras compostas do sedimento (até 10cm de profundidade), com auxílio de uma pá de polipropileno tomando o cuidado de usar apenas o sedimento não bioturbado próximo as galerias do caranguejo-uçá. As amostras foram dispostas em sacos plásticos de polietileno, devidamente identificados e transportados em caixas isotérmicas até o laboratório. Posteriormente, as amostras de sedimentos foram secas à temperatura ambiente, desagregadas em pistilo e almofariz e armazenadas em tubos de polipropileno sob refrigeração até a momento da análise de metais.

2.5. Amostragem de água

Foram coletadas três amostras de 250 ml de água das galerias de *U. cordatus* em cada subárea com auxílio de uma mangueira de silicone. As mostras foram armazenada em frascos de polietileno, acidificadas com 0,5 mL de ácido nítrico (65% PA) e mantidas em isopor com gelo até a chegada ao laboratório, onde foram filtradas em bomba a vácuo. Para a filtragem, foram utilizados filtros Millipore com 45µm de tamanho de poro. Após esta etapa as amostras foram mantidas sob refrigeração (3°C). Posteriormente, as amostras foram transportadas até o Laboratório para a quantificação de metais.

2.6. Análise da concentração metálica

Todas as amostras foram submetidas ao procedimento analítico de digestão ácida por micro-ondas (Mars Xpress) CEM. As concentrações dos metais foram medidas por Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES, Vista-MPX CCD simultâneo, Varian, Mulgrave, Austrália). Problemas de ordem mecânica impediram o uso do equipamento adequado para análise de Hg no presente estudo, fato que será realizado “a posteriori” da defesa. Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para os metais analisados (em µg g⁻¹) são apresentados na Tabela 1. Análise de amostras em branco, Material de Referência Certificado (MRC) e duplicatas também foram efetuadas. O controle e qualidade da análise foram realizados pelo Método de Adição Padrão, conforme USEPA 200.9 (USEPA, 1994). As recuperações obtidas para os elementos em estudo apresentaram variações de 70 a 120%. Toda a vidraria utilizada foi lavada com ácido nítrico (65% Merck) e enxaguada com água Milli-Q.

Tabela 1. Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para os cinco metais avaliados nas estruturas edíveis de *U. cordatus* na Região Amazônica (em $\mu\text{g g}^{-1}$).

Estrutura	Límite	Cu	Cd	Cr	Pb	Mn
Musculatura	LD	3,7857	0,974	2,1324	22,1602	0,2414
	LQ	12,6191	3,2467	7,1079	73,8674	0,8045
Brânquia	LD	3,9672	1,0207	2,2346	23,2222	0,2529
	LQ	13,2239	3,4023	7,4486	77,4073	0,8431
Hepatopâncreas	LD	3,7493	0,9646	2,1119	21,9469	0,239
	LQ	12,4977	3,2155	7,0395	73,1564	0,7968
Vegetação	LD	0,9586	0,2466	0,5399	5,6111	0,0611
	LQ	3,1952	0,8221	1,7998	18,7036	0,2037
Água	LD	0,0078	0,0020	0,0044	0,0454	0,0005
	LQ	0,0258	0,0066	0,0146	0,1513	0,0016

2.7. Análise do tempo de retenção de Vermelho Neutro (VN)

Para avaliação de possíveis efeitos citotóxicos foi utilizado o teste de tempo de retenção de Vermelho Neutro (VN em minutos) que avaliou a estabilidade da membrana lisossomal dos hemócitos. Para tal, foram coletadas amostras (1 ml) de hemolinfa de 120 espécimes de caranguejo-uçá das quatro áreas estudadas (10 caranguejos x 3 subáreas x 4 áreas) extraídas com uma seringa hipodérmica com uma agulha de calibre 21 (para evitar danos aos hemócitos) posicionada na membrana articular entre o carpo e o própodo dos quelípodos (PINHEIRO *et al.*, 2012). Após a coleta das amostras de hemolinfa a análise de VN ocorreu de acordo com os procedimentos modificados de Lowe *et al.* (1995) e Buratti *et al.* (2012), adaptados ao caranguejo-uçá e descritos detalhadamente em Duarte *et al.* (2016).

2.8. Fator de bioacumulação (FBA)

A bioacumulação dos elementos de interesse em *U. cordatus* foi calculada através do fator de bioacumulação (FBA), que considera, para cada metal, a proporção da concentração encontrada em cada tecido/estrutura corpórea do caranguejo em relação ao componente do ecossistema, seja ele abiótico (sedimento e água) ou da vegetação (folhas verdes maduras e senescentes). E é dado pela equação $FBA = C_{\text{comp}}/C_{\text{amb}}$. Onde C_{comp} é a concentração do metal no componente biótico e C_{amb} é a concentração do metal no ambiente. Assim, será confirmada bioacumulação quando FBA for mais elevado do que a unidade ($FBA > 1$).

2.9. Análises estatísticas

A tabulação dos dados em planilhas foi efetuada com o programa *Microsoft Excel*® 2010, enquanto que as análises estatísticas e gráficos foram efetuadas com o *R* v. 3.3.6

(IHAKA & GENTLEMAN, 1996).

A fim de analisar as diferenças nas concentrações de metais entre as áreas de manguezal (conservadas e antropizadas) e seus compartimentos (bióticos e abióticos), os dados foram submetidos previamente a um teste de homogeneidade das variâncias (L, Levene) e de normalidade (W, Shapiro-Wilk). A não confirmação de normalidade ($p < 0,05$) indicou a aplicação de um teste não paramétrico (H, ANOVA por postos de Kruskal-Wallis), com o confronto das medianas ocorrendo “a posteriori”, por um teste de comparações múltiplas entre os tratamentos (SIEGEL & CASTELLAN-JR, 1988).

Para analisar as inter-relações entre as concentrações dos metais em cada compartimento: ambientais (sedimento e água), vegetação (folhas verdes e senescentes) e caranguejo (musculatura, brânquias e hepatopâncreas), foram empregadas análises multifatoriais utilizando-se a análise fatorial de dados mistos (FAMD), que consiste em um método componente principal dedicado a analisar um conjunto de dados contendo variáveis quantitativas e qualitativas (PAGÈS, 2004), tendo as áreas (BRA, VIS, TUR e SAL) como variáveis qualitativas. As análises geraram gráficos compreendendo uma análise de componentes principais (*Principal Component Analysis – PCA*), distância de similaridade (*Similarity Distances*) e análise de agrupamento (*Cluster Analysis*), esta última baseada no algoritmo *Paired Group*, Índice de Similaridade de Bray-Curtis, considerando-se o agrupamento satisfatório quando o coeficiente de correlação cofenética for superior a 0,80 (SOKAL & ROHLF, 1962). Os cálculos foram efetuados com o pacote FactoMineR (LE *et al.*, 2008; HUSSON *et al.*, 2012) do programa R, com a classificação das subáreas em grupos (modo Q), por similaridade.

Para verificar a transferência de toxicidez também foi utilizada uma análise de correlação de Spearman (5% de significância) para cada metal, envolvendo a relação entre os diferentes compartimentos estudados. A concentração de cada metal nos diferentes compartimentos (bióticos e abióticos) foi correlacionada aos valores obtidos para o teste de vermelho neutro na hemolinfa do caranguejo-uçá, com a finalidade de verificar as correlações negativas significativas (coeficiente de correlação de Spearman – SOKAL & ROHLF, 2003), que implicam em explicação da responsividade do teste a cada um dos metais nos diferentes componentes abióticos (água e sedimento) e de vegetação (folhas verdes e senescentes – alimentação).

2.10. Comparação com os valores de referência para matrizes bióticas e abióticas

Para avaliar a qualidade da carne de *U. cordatus* para consumo humano foram utilizados os valores orientadores citados no Decreto Federal nº 55.871/1965, Portaria ANVISA nº 685/1998 e RDC nº 42/2003 (BRASIL, 1965, 1998, 2013, respectivamente), que tratam dos limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos. Nestas legislações a concentração de metais é expressa em $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso úmido para crustáceos e demais pescados, excetuando-se o manganês, que ainda não possui valores norteadores.

A qualidade do sedimento foi determinada usando os valores de orientação para os limites de efeitos limiares (TEL) e provável (PEL), empregados pelas diretrizes canadenses (CCME, 2002) devido a inexistência de valores na legislação brasileira para este componente ambiental, enquanto para as amostras de água foram estabelecidos os limiares definidos pelo CONAMA nº 357/05, (BRASIL, 2005).

3. Resultados e Discussão

3.1. Metais em componentes abióticos

3.1.1. Sedimento

O resultado referente a análise textural do sedimento das áreas estudadas apresentou a predominância das frações granulométricas silte (0,05-0,002mm) e argila (<0,002mm), com 51,94% e 34,63%, respectivamente. A estrutura edáfica nas áreas de Viseu, São Luís e Turiaçu demonstraram a ocorrência de um sedimento silte-argiloso, já para a Área de Bragança o sedimento apresentou maior predomínio da fração arenosa (36,83%), sendo categorizado como areno-siltoso. As frações consideradas finas (<63 μm) possuem capacidade de adsorver mais metais devido a maior superfície de contato, possibilitando a acumulação de metais formando complexos com carbonatos, óxidos de ferro, manganês, carbono orgânico e sulfetos (JENNE, 1976; GUERRA-GARCÍA & GARCÍA-GÓMEZ, 2005; SALAROLI, 2013).

A Tabela 2 mostra os valores das concentrações de metais analisados nas amostras de água e sedimento, coletadas ao longo da Costa Amazônica Brasileira. Os metais analisados foram encontrados seguindo o padrão hierárquico $\text{Mn} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ para os dois componentes ambientais, à exceção das amostras de sedimento de São Luís-MA (antropizada), onde a média dos valores de cobre ($14,24 \pm 3,96 \mu\text{g g}^{-1}$) superou a média de chumbo ($12,69 \pm 3,52 \mu\text{g g}^{-1}$). A análise de variância (Kruskal-Wallis) apresentou significâncias distintas ($p < 0,05$) para todos os metais ao longo das quatro

áreas, exceto para Pb ($H=0,290$; $p=0,961$). A variabilidade observada nas concentrações geoquímicas dos cinco metais depende não somente das características geológicas de cada área específica, mas, provavelmente, da proximidade de potenciais fontes de metal de origens antropogênicas.

O Município de Turiaçu, estabelecido previamente como conservado, demonstrou valores de metais semelhantes ou superiores aos registrados nas áreas antropizadas, tanto para metais não essenciais (p. ex., Cd e Pb), quanto para os essenciais (p. ex., Cr). Acredita-se que os altos níveis desses elementos nessa área podem estar relacionados ao uso extensivo de produtos químicos na agricultura, visto o destaque regional deste município na cultura de abacaxi (ARAÚJO *et al.*, 2012). O cultivo agrícola, como atividade antropogênica típica, é conhecido por ser uma fonte significativa de metais pesados no ambiente (QUINTON & CATT, 2007; LUO *et al.*, 2009; CAKMAK *et al.*, 2010). Adubos NPK tem sido relatados como importantes fontes de Cd, Cr, Pb, Cu, entre outros metais, para o solo (ZOFFOLI *et al.*, 2012; CONCEIÇÃO, NAVARRO & SILVA, 2013). Por razões econômicas, os fertilizantes fosfatados podem não ser suficientemente purificados durante o processo de remoção de metais, deixando vestígios de Cd, Co, Cu, Pb, Mn e Zn no fertilizante comercial (GIMENO-GARCÍA *et al.*, 1996; NZIGUHEBA & SMOLDERS, 2008).

Os valores de metais observados nos componentes sedimentares para as áreas na presente pesquisa estiveram conforme o encontrado em outros estudos para a região (SILVA *et al.*, 2018). Entretanto, em comparação com outras áreas de manguezal brasileiras, verificou-se que tais concentrações são 1.65 a 278 vezes superior aos descritos para outras áreas conservadas (BANCI *et al.*, 2017) e de 2.86 a 56 vezes superior às concentrações de áreas antropizadas (PINHEIRO *et al.*, 2013; BANCI *et al.*, 2017). Incrivelmente isto também se confirma num comparativo com outras regiões do mundo (XIE *et al.*, 2010; HE *et al.*, 2014; LI *et al.*, 2016). Não obstante, se faz necessário salientar que, os resultados mais expressivos das concentrações observadas na Região Amazônica podem ser parcialmente justificados pela influência da Formação Barreiras na composição mineralógica dos sedimentos desses manguezais, tornando-os ricos em metais autóctones (BERRÊDO *et al.*, 2008). A Formação Barreiras constitui uma cobertura basicamente sedimentar, composta por uma sequência de sedimentos detríticos, siliciclásticos, de origem terrígena continental, fluvial e marinha (ARAI, 2006), com idade miocênica a pleistocênica inferior (SUGUIO & NOGUEIRA, 1999; VILAS BOAS *et al.*, 2001). A Formação Barreiras ocorre ao longo do litoral brasileiro e se estende desde

a região amazônica até o Estado do Rio de Janeiro (BEZERRA, 2001). Contudo, todos os elementos não excederam os valores de PEL, apenas com o Cd e Cr excedido os valores de TEL em todas as áreas (0,7 e 52,3 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente) (Figura 4). As relações Cr-Mn e Cr-Cu tiveram as maiores correlações positivas significativas (0,75 e 0,74, respectivamente; $p < 0,05$). Segundo Tang *et al.* (2010) uma correlação positiva significativa representa uma associação próxima entre os elementos emparelhados, sugerindo que esses elementos podem ter vias comuns. As demais correlações estão apresentadas em material suplementar ao final desta tese.

A figura 2 ilustra o resultado da análise fatorial de dados mistos – FAMD (componentes principais – PCA e similaridade) e agrupamento – *Cluster*, para as quatro áreas de manguezal. A análise de agrupamentos, demonstrou a existência de 02 (dois) grupos que explicaram 51,4% da variância dos dados obtidos (Dim 1: 34.5%; Dim 2: 16,9%), a saber: Grupo 1 = Bragança (PA) (Conservada); Grupo 2 = Viseu (PA) + Turiaçu e São Luís (MA). TUR mostrou maior similaridade e agrupamento com as áreas previamente consideradas antropizadas do Grupo 2 (VIS e SAL), por apresentarem maior concentração de metais no sedimento, contrastando do Grupo 1 (BRA), onde a concentração destes contaminantes foi mais reduzida.

3.1.2. Água

As amostras de água obtidas nas galerias de *U. cordatus*, provenientes das quatro áreas de manguezal avaliadas apresentaram valores abaixo do limite de detecção para o cobre e chumbo, em 75 e 69% dos casos, respectivamente. Para o Cobre, nenhuma das amostras nas áreas de Bragança e Turiaçu estiveram acima do limite de detecção (LD) (Tabela 2). Foi detectada variabilidade espacial significativa entre as áreas amostrais em relação ao Cu ($H=20,71$; $p=0,001$), Cd ($H=21,58$; $p=0,001$) e Mn ($H=19,43$; $p=0,0002$), mas não significativa para o Cr ($H=5,03$; $p=0,169$) e Pb ($H=2,64$; $p=0,450$).

Considerando-se a matriz ambiental, composta pelos resultados das amostras de água e sedimento, os resultados em relação aos agrupamentos e componentes principais foram os mesmos supramencionados para o sedimento. O agrupamento observado para os sedimentos em relação à dimensão 1 pelo Grupo 2 (Áreas antropizadas) também ocorreu para a água. A Área de Viseu, que apresentou as maiores concentrações de Manganês para as duas matrizes ambientais avaliadas, agrupou-se no mesmo quadrante dessas variáveis, enquanto para Bragança (Grupo 1) ocorreu o agrupamento de duas subáreas na dimensão 2 em relação à chumbo.

Mais de 90% da carga de metais pesados nos ecossistemas aquáticos têm sido associada às partículas suspensas e sedimentos (JITAR *et al.*, 2015), contudo, não foram observadas correlações entre as matrizes abióticas. O Quadro 1 sumariza a qualidade ambiental dos compartimentos abióticos (água e sedimento) nas áreas e respectivas subáreas de manguezais amazônicos, com base nas concentrações máximas observadas para os metais no sedimento (PEL e TEL, segundo a ENVIRONMENTAL CANADA, 1999) e na água das galerias (BRASIL, 2005). Como citado anteriormente, Bragança teve uma maior influência de chumbo da água devido à 2/3 das subáreas desse município apresentarem altos níveis desse metal. Tais níveis não estiveram conformes com a legislação brasileira, bem como os de manganês para esta mesma área. Uma das possíveis fontes de chumbo para a região bragantina possivelmente sejam os postos de combustível às margens dos rios para apoio à atividade pesqueira durante muitos anos, particularmente quando o chumbo era adicionado como antidetonante à gasolina, podendo acrescer este metal ao solo e águas superficiais da região e, conseqüentemente, aos estuários e áreas oceânicas (KENNISH, 1997).

Viseu foi a única área que apresentou níveis acima do tolerável para o cobre, que é um metal frequente no lixo doméstico e em esgotos (LAMPARELLI *et al.*, 2001). Os riscos potenciais de contaminação gerados pelas atividades industriais têm maior relevância quando comparados aos riscos gerados pelos esgotos domésticos e pela agricultura (MOLISANI *et al.*, 2004). No entanto, a contaminação ambiental por metais a partir de esgotos domésticos é, de fato, relevante na Região Amazônica. Segundo Landau & Moura (2016), as regiões nordeste e norte apresentam os piores índices de saneamento do país, com a ausência da rede coletora de esgoto para 15,3 milhões e 8,8 milhões de habitantes, respectivamente. Na região nordeste esse total engloba principalmente os Estados da Bahia, Piauí e Maranhão, enquanto no norte do Estado do Pará corresponde à aproximadamente 60% do total regional. Segundo SCHROPP *et al.* (1990), geralmente a presença de metais na água está associada a contaminação atual, considerando o curto período de residência que estes metais possuem. O que demonstra que a contaminação oriunda de esgoto doméstico é a mais provável para as estas áreas.

Tabela 2. Concentração dos metais Cu, Cd, Cr, Pb e Mn em amostras de sedimento e água para manguezais da região amazônica (x, mediana; s, desvio padrão; LD, limite de detecção; Mín, valores mínimos; Máx, valores máximos; H, ANOVA de Kruskal-Wallis; p, nível de significância estatística). Letras iguais representam ausência de diferença estatística significativa entre as medianas a 5% ($p < 0,05$).

Metal	Matriz	Área	Mín.	Máx.	$\bar{x} \pm s$	H	p
Cu	Água	BRA	<LD	<LD	<LD a	20,71	0,001
		VIS	<LD	0,0073	0,0020 $\pm$ 0,0080 b		
		TUR	<LD	<LD	<LD a		
		SAL	<LD	0,0008	<LD ab		
	Sedimento	BRA	2,88	10,51	4,77 $\pm$ 2,55 a	18,23	0,004
		VIS	5,49	14,06	10,74 $\pm$ 2,90 ab		
		TUR	9,39	15,12	10,60 $\pm$ 1,84 b		
		SAL	8,59	20,72	13,93 $\pm$ 3,96 b		
Cd	Água	BRA	<LD	0,0024	<LD a	21,58	0,001
		VIS	0,0006	0,0027	0,0019 $\pm$ 0,0011 b		
		TUR	<LD	0,0011	<LD a		
		SAL	0,0010	0,0038	0,0021 $\pm$ 0,0009 b		
	Sedimento	BRA	0,88	3,86	1,45 $\pm$ 1,14 ab	15,44	0,001
		VIS	1,04	4,20	2,10 $\pm$ 1,05 b		
		TUR	2,95	4,38	3,17 $\pm$ 0,44 b		
		SAL	<LD	2,51	1,05 $\pm$ 0,73 a		
Cr	Água	BRA	<LD	0,0036	0,0011 $\pm$ 0,0013 a	5,03	0,169
		VIS	<LD	0,0038	0,0022 $\pm$ 0,0012 a		
		TUR	0,0014	0,0053	0,0025 $\pm$ 0,0013 a		
		SAL	<LD	0,0034	0,0011 $\pm$ 0,0013 a		
	Sedimento	BRA	34,37	92,40	48,30 $\pm$ 20,83 a	12,63	0,005
		VIS	54,80	120,01	89,90 $\pm$ 21,78 b		
		TUR	80,46	110,66	94,53 $\pm$ 9,58 b		
		SAL	38,68	107,98	70,88 $\pm$ 21,48 ab		
Pb	Água	BRA	<LD	0,0116	<LD $\pm$ 0,0011 a	2,64	0,450
		VIS	<LD	<LD	<LD a		
		TUR	<LD	0,0286	0,0069 $\pm$ 0,0097 a		
		SAL	<LD	0,0029	<LD $\pm$ 0,0010 a		
	Sedimento	BRA	4,85	19,85	12,18 $\pm$ 6,02 a	0,29	0,961
		VIS	7,93	24,50	11,55 $\pm$ 5,90 a		
		TUR	4,70	20,19	13,22 $\pm$ 5,85 a		
		SAL	6,98	17,31	13,67 $\pm$ 3,52 a		
Mn	Água	BRA	0,1409	2,4100	0,3391 $\pm$ 0,9480 a	19,43	0,0002
		VIS	1,3075	7,6477	4,8455 $\pm$ 2,1553 b		
		TUR	0,1312	1,8435	0,7047 $\pm$ 0,5911 b		
		SAL	0,0961	0,8636	0,3471 $\pm$ 0,3061 ab		
	Sedimento	BRA	110,71	251,39	158,11 $\pm$ 43,88 a	19,87	0,0002
		VIS	255,70	880,51	671,91 $\pm$ 238,25 b		
		TUR	313,77	629,72	440,32 $\pm$ 95,63 a		
		SAL	173,91	527,38	347,18 $\pm$ 127,45 a		

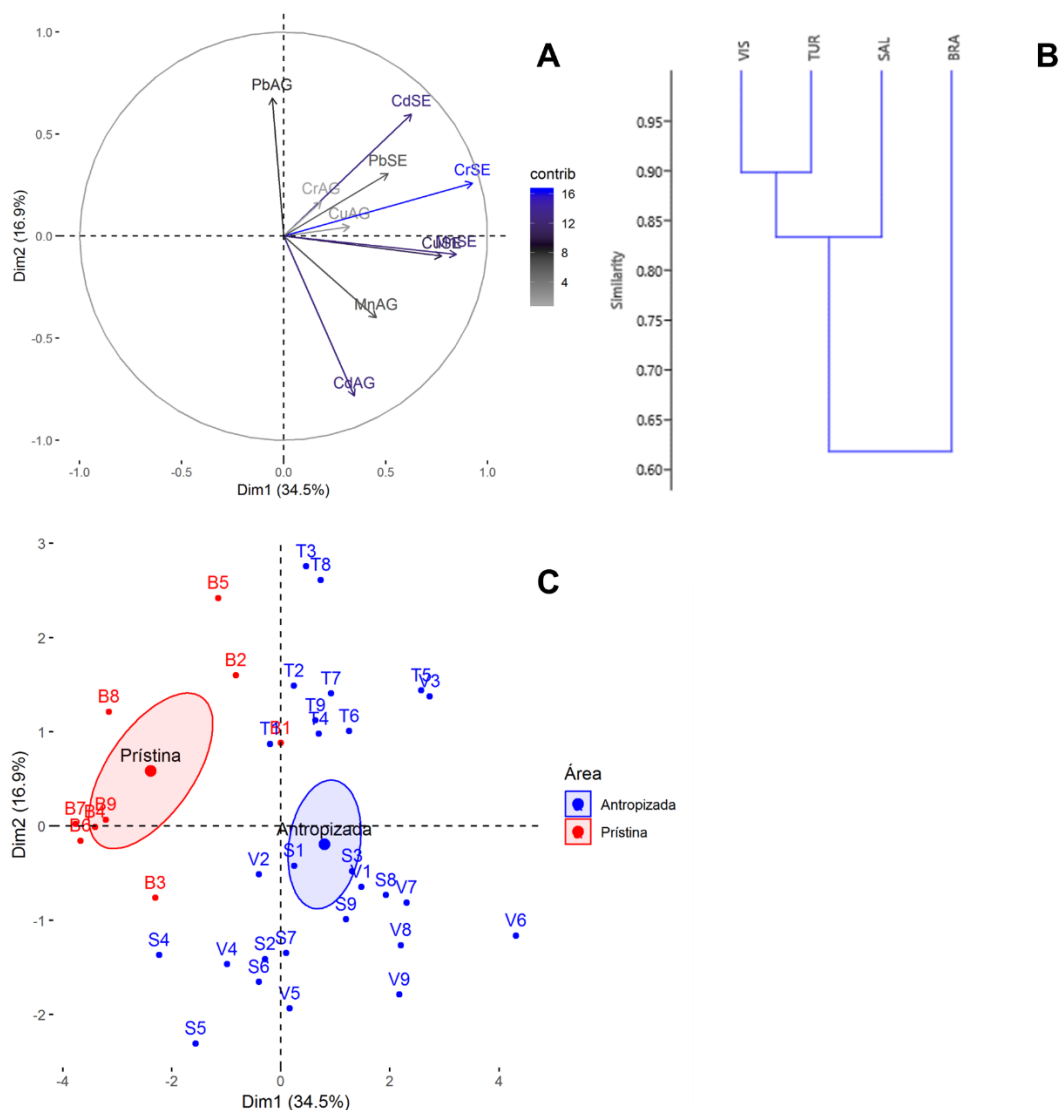


Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA), realizada com a média das concentrações de cinco metais (Cu, Cd, Cr, Mn e Pb) em amostras de água e sedimento, com descrição da primeira e segunda dimensão para a PCA (A); dendrograma da PCA, ilustrando os dois agrupamentos gerados (B); e suas distâncias de similaridade (C) entre as 4 áreas de manguezal analisadas na Região Amazônica (B1 a B9 Bragança; V1 a V9 – Viseu; T1 a T9 – Turiaçu; S1 a S9 – São Luís).

Quadro 1. Qualidade das áreas e subáreas (1,2,3) de estudo com base nas concentrações máximas observadas para os metais dosados que ultrapassaram (vermelho) ou não (verde) os limites estabelecidos para o sedimento (TEL e PEL, segundo a Environmental Canadá, 1999) e para água (Resolução CONAMA nº 357/05 - Classe 1). *** Ausência de valores de referência.

Metal	Compartimento	Max	Bragança	Viseu	Turiaçu	São Luís	TEL	PEL	CONAMA
Cobre	Água	0,025		1+3			-	-	0,005
	Sedimento	20,718					19	110	
Cádmio	Água	0,004							0,005
	Sedimento	4,384		1	1		0,68	4,2	
Cromo	Água	0,004					-	-	0,05
	Sedimento	120,006					52	160	
Chumbo	Água	0,015	1+2		1+2+3		-	-	0,01
	Sedimento	20,186					30	110	
Manganês	Água	6,248	1+2+3	1+2+3	1+2+3	1+2+3	-	-	0,1
	Sedimento	880,514	***				***		

3.2. Metais em componentes bióticos

3.2.1. Vegetação

As concentrações de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$) ficaram abaixo do nível de detecção do equipamento para os dois estágios foliares (FV, verde maduro; e S, senescente pré-abscisão), em todas as áreas de manguezal. Quatro metais (Cu, Cr, Pb e Mn) estiveram presentes em níveis detectáveis, embora não tenham ocorrido diferenças significativas entre as quatro áreas avaliadas (Tabela 3) (Kruskal-Wallis: Cu: $0.314 \leq KW \leq 0.410$, $0.522 \leq p \leq 0.575$; Cd: <LD; Cr: $0.058 \leq KW \leq 0.641$, $0.423 \leq p \leq 0.810$; Pb: $0.103 \leq KW \leq 1.083$, $0.298 \leq p \leq 0.749$; e Mn: $0.923 \leq KW \leq 2.564$, $0.109 \leq p \leq 0.337$). O acúmulo de metais em folhas verdes de *Rhizophora mangle* seguiu o padrão hierárquico $\text{Mn} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}$, com exceção de Bragança, onde os valores medianos de Chumbo foram superiores aos de Cromo. Já para folhas senescentes o Manganês também apresentou as maiores concentrações e chumbo as menores, visto que Cádmio esteve abaixo do limite de detecção (<LD). Somente Viseu demonstrou diferença desse padrão em relação a esse estágio foliar, onde os valores de Cr e Cu foram inferiores à Pb. Não houve correlações significativas entre estágios foliares (verdes e senescentes) ou metais.

Em geral os valores de Cu foram maiores em folhas verdes do que nas senescentes. As plantas geralmente reagem de forma diferente em relação ao uso, armazenamento e tolerância aos metais em suas diferentes partes (MACFARLANE *et al.*, 2003). Segundo Farooqui & Siddiqui (2014), durante o processo de crescimento e desenvolvimento foliar, as plantas tendem a ingerir nutrientes e água do meio circundante de forma mais rápida, o que pode proporcionar uma maior absorção de metais. Esse mecanismo foi comprovado por Saenger & McConchie (2004) em *Avicennia marina* e por Pinheiro *et al.* (2012) em *R. mangle*, com maior acúmulo de Cu e Zn nas folhas jovens do que nas senescentes. O Cobre é um metal essencial em processos fisiológicos em plantas, incluindo a fotossíntese e respiração, reprodução, resistência às doenças, permeabilidade à água, metabolismo de carboidratos e nitratos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUPTA, 2001; HALL, 2002). Quando metais essenciais como Cu, Cr e Mn ocorrem em excesso, podem tornar-se tóxicos e desencadear o rompimento de processos fisiológicos críticos (PILON *et al.*, 2006).

O Manganês (Mn), independentemente do estágio foliar avaliado, foi o metal com maiores níveis de concentração em todas as áreas. Esse elemento é um micronutriente essencial nos processos fotossintéticos (SUNDA, 2002), geralmente formando óxidos e hidróxidos de manganês em $\text{pH} > 6$, o que diminui sua solubilidade (ATKINSON *et al.*,

2007; HATJE *et al.*, 2003). Adicionalmente, ambientes com pH ácido (<5,5) e anóxico, características comuns em manguezais, possuem uma maior solubilidade e fluxo de Mn a partir dos sedimentos, enquanto que pH alcalino (>8) e condições óxicas, promovem a rápida oxidação e retenção nos sedimentos (ATKINSON *et al.*, 2007). Em áreas caracterizadas por pH ácido, certos metais, como o Cd, Cu, Hg e Pb, tornam-se mais disponíveis para a absorção de plantas (BLAYLOCK & HUANG, 2000). Os manguezais de Bragança e Viseu apresentaram os menores valores de pH para o sedimento ($5,0 \pm 0,4$ e $6,3 \pm 0,4$, respectivamente) e, conseqüentemente, as maiores médias de Cu e Pb. O Chumbo é um elemento não essencial e possui um fator de translocação menor e mais limitado que os outros metais avaliados, o que se deve ao mecanismo de exclusão presente nas plantas (MACFARLANE *et al.*, 2003), conforme já relatado por outros pesquisadores (QIU *et al.*, 2011; ZHENG & LIN, 1995; MACFARLANE & BURCHETT, 2002).

Na maioria das plantas, por exemplo, o excesso de metais biodisponíveis pode ser excluído pelo próprio sistema radicular, onde são ligados a ácidos orgânicos ou armazenados em vacúolos, onde são imobilizados, deixando de interferir em processos fisiológicos importantes (MACFARLANE & BURCHETT, 1999; HOSSAIN *et al.*, 2012; GALL & RAJAKARUNA, 2013) e também através das folhas para metais não essenciais, reabsorvendo os essenciais como o cobre. (ALMAHASHEER *et al.*, 2018). Entretanto, a hipótese de defesa elementar (BOYD, 2012) sugere que o acúmulo de metais no tecido vegetal pode atuar como defesa da planta à herbivoria dos insetos e/ou infecção por patógenos (BOYD & MARTENS, 1998; STRAUSS & BOYD, 2011). Contudo, independentemente da razão para o acúmulo de metal pelas plantas, a presença destes em níveis consideráveis pode configurar em potencial toxicidade para invertebrados herbívoros, bem como aos detritívoros que se alimentam dos produtos de decomposição das folhas.

Tabela 3. Concentração de metais (Cu, Cr, Pb e Mn) em amostras de *R. mangle* (FV, folhas verdes; e FS, folhas senescentes) para manguezais da região amazônica (x, média; s, desvio padrão; <LD, inferior ao limite de detecção; Mín., valores mínimos; e Máx., valores máximos).

Metal	Matriz	Área	Mín.	Máx.	x±s
Cu	FV	BRA	1,18	3,51	2,69±1,13
		VIS	0,13	4,17	2,34±1,77
		TUR	1,01	1,63	1,42±0,30
		SAL	<LD	1,15	1,11±1,15
	FS	BRA	<LD	2,32	0,80±1,14
		VIS	<LD	0,21	0,07±0,10
		TUR	<LD	0,19	0,07±0,09
		SAL	<LD	0,78	0,27±0,38
Cr	FV	BRA	<LD	0,48	0,16±0,24
		VIS	<LD	1,60	1,07±0,80
		TUR	0,30	0,80	0,60±0,23
		SAL	0,40	0,65	0,49±0,12
	FS	BRA	0,63	1,66	1,17±0,45
		VIS	<LD	0,61	0,35±0,27
		TUR	<LD	0,57	0,25±0,26
		SAL	0,53	1,49	0,92±0,44
Pb	FV	BRA	<LD	0,65	0,22±0,33
		VIS	<LD	1,96	1,12±0,87
		TUR	<LD	<LD	<LD
		SAL	<LD	0,55	0,18±0,28
	FS	BRA	<LD	<LD	<LD
		VIS	<LD	2,05	1,19±0,92
		TUR	<LD	0,15	0,10±0,07
		SAL	<LD	<LD	<LD
Mn	FV	BRA	358,22	526,05	439,56±72,78
		VIS	352,85	519,24	430,71±72,49
		TUR	366,00	533,43	445,95±72,72
		SAL	108,08	566,98	314,35±201,73
	FS	BRA	441,83	662,01	520,81±106,15
		VIS	263,21	485,76	348,15±104,15
		TUR	402,33	668,29	506,60±122,95
		SAL	311,75	552,55	398,98±97,17

3.2.2. Caranguejos

A Tabela 4 mostra os valores das concentrações de Cu, Cd, Cr, Pb e Mn nos tecidos/estruturas corpóreas de *U. cordatus*, coletados ao longo dos manguezais da costa amazônica. Os metais avaliados foram encontrados em todos os tecidos/estruturas corpóreas em todas as áreas em estudos, sejam elas conservadas ou antropizadas. Como observado para as matrizes ambientais e vegetação, os resultados das concentrações de metais para Turiaçu foram comparativamente semelhantes aos das áreas antropizadas. Neste sentido, houve diferença estatística para o Cobre quando as concentrações dos manguezais de Bragança foram confrontadas às demais áreas em estudo, tanto nas brânquias ($H=18,00$, $p=0,0004$) como na musculatura ($H=10,29$, $p=0,0162$), embora não tenham diferindo em relação ao hepatopâncreas. Para os demais metais (Cd, Cr e Pb), no entanto, não houve diferença significativa entre as concentrações encontradas nas áreas analisadas (brânquias: $0.173 \leq KW \leq 6.263$, $0.099 \leq p \leq 0.982$; hepatopâncreas: $1.356 \leq KW \leq 2.289$, $0.515 \leq p \leq 0.716$; musculatura: $0.561 \leq KW \leq 2.719$, $0.437 \leq p \leq 0.905$).

Ao confrontarmos as concentrações médias de metais (peso úmido), encontradas nos tecidos/estruturas corpóreas do caranguejo *U. cordatus*, com aquelas recomendadas pela legislação (Tabela 4), foram estabelecidos os níveis de não conformidade para 60% deles (Cu, Cr e Pb), que apresentaram valores acima dos limites estabelecidos pelos diversos órgãos nacionais de proteção ambiental e saúde alimentar. Contudo, os valores em vigor, referem-se exclusivamente à carne branca, nome que se dá à musculatura dos crustáceos.

Tabela 4. Médias para a concentração de metais (Cu, Mn, Cr, Cd e Pb) em tecidos/estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), obtidas nas quatro áreas de manguezal sob análise (BRA, Bragança; VIS, Viseu; TUR, Turiaçu; e SAL, São Luís), em confronto com os limites de concentração máxima permitidos pelas legislações brasileiras em vigor. Obs.: Os valores não conformes são apresentados em negrito.

Área	Tecidos/ Estruturas Corpóreas	Concentração (µg/g)				
		Cu	Mn	Cr	Cd	Pb
BRA	Brânquias	21,41	4,07	1,31	0,23	<LD
	Hepatopâncreas	<LD	6,71	0,29	0,04	<LD
	Musculatura	6,48	0,16	0,39	0,29	0,19
VIS	Brânquias	33,85	9,68	1,72	0,18	<LD
	Hepatopâncreas	0,04	11,10	0,25	0,01	<LD
	Musculatura	9,23	0,75	0,36	0,32	0,34
TUR	Brânquias	39,27	5,92	1,50	0,16	<LD
	Hepatopâncreas	<LD	7,44	0,35	0,03	<LD
	Musculatura	10,00	0,24	0,40	0,29	1,32
SAL	Brânquias	36,59	4,76	0,72	0,23	<LD
	Hepatopâncreas	<LD	6,20	0,27	0,02	<LD
	Musculatura	8,02	0,16	0,42	0,29	0,81
LEGISLAÇÃO	FAO/WHO	30,00	*	12,00	1,00	2,00
	EPA	1,0-20	*	0,1-0,9	0,1-2	0,1-0,8
	ANVISA	30,00	*	0,10	0,50	0,50

Os resultados obtidos por análises múltiplas utilizando os dados de contaminação dos tecidos/estruturas corpóreas confirmaram aqueles obtidos com as matrizes ambientais (água e sedimento), identificando os mesmos dois grupos previamente estabelecidos para as quatro áreas de manguezal estudadas (Figura 3). Para essa matriz biótica as duas dimensões explicaram 34,8% da variabilidade dos dados (Dim 1: 20,8%; Dim 2: 14%). As áreas de Viseu, Turiaçu e São Luís (Grupo 2) novamente se agruparam em relação à dimensão 1, por apresentarem níveis mais elevados de concentrações de Cobre e Manganês que apresentaram maiores contribuições nessa dimensão, contrastando da área considerada conservada (Grupo 1), agrupada em relação à dimensão 2, onde as concentrações de Cromo foram mais contributivas.

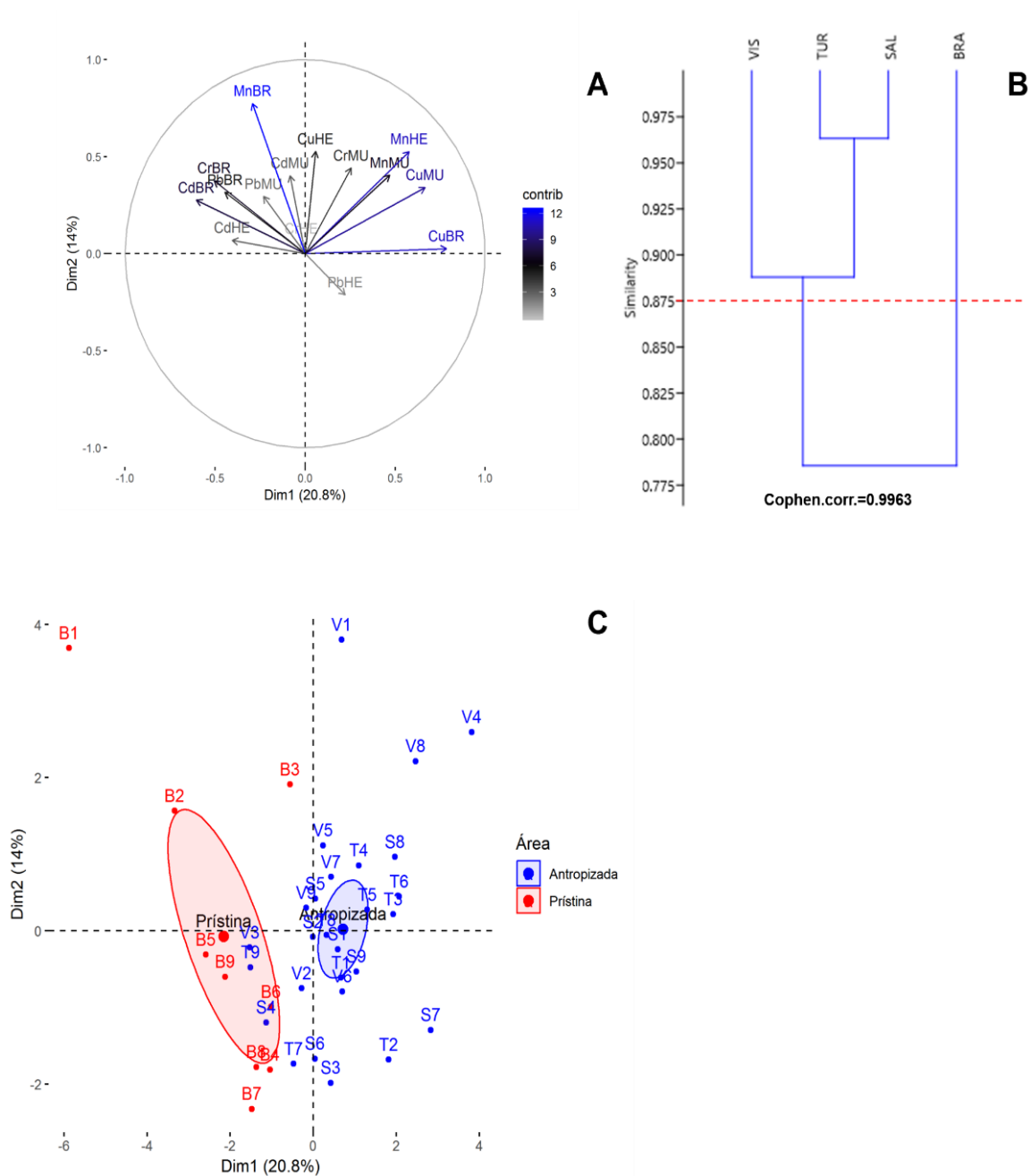


Figura 3. Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com a média das concentrações de cinco metais (Cu, Cd, Cr, Mn e Pb) em amostras de tecidos/estruturas de *Ucides cordatus*, com descrição da primeira e segunda dimensão para a PCA (A); dendograma da PCA ilustrando os dois agrupamentos gerados (B) e suas distâncias de similaridade (C) entre as 4 áreas de manguezal analisadas na Região Amazônica (B1 a B9 Bragança; V1 a V9 – Viseu; T1 a T9 – Turiaçu; S1 a S9 – São Luís).

Alguns metais puderam ser agrupados hierarquicamente em função da ordem de classificação das médias de concentrações metálicas nos tecidos/estruturas, apresentado os mesmos padrões independente do nível de contaminação da área (conservada ou antropizada). Para brânquias observou-se o padrão $\text{Cu} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb}$. Para os tecidos musculares BRA e VIS seguiram o padrão $\text{Cu} > \text{Mn} > \text{Cr}$, alternando nas posições de Cd e Pb. Hepatopâncreas foi a única estrutura onde o Manganês apresentou maiores concentrações que o cobre, não sendo identificado um padrão entre as áreas. Essas maiores concentrações devem-se à associação ativa desse metal às enzimas digestivas e catabólicas nessa estrutura (VALLEE, 1970). Segundo Bryan & Ward (1965) uma relevante parcela do Manganês encontrado nos crustáceos é de origem alimentar, em especial para *Ucides cordatus* que obtém este metal pelo consumo das folhas (PINHEIRO *et al.*, 2012). Adicionalmente, os metais absorvidos por ingestão de alimentos parecem se acumular principalmente no hepatopâncreas (CANLI & FURNESS, 1995).

A maior concentração de Cobre nos tecidos branquiais deve-se, principalmente, ao seu papel na síntese da hemocianina, pigmento respiratório dos crustáceos (BROUWER; WHALING & ENGEL, 1986). Já às altas concentrações de Cromo nesses tecidos podem estar relacionadas a absorção deste metal através da superfície branquial permeável, mediante canais de sulfato ou fosfato (CIESLAK-GOLONKA, 1995; SIMKISS & TAYLOR, 1995). No ambiente o Cromo ocorre em duas formas iônicas (trivalente, Cr^{3+} ; e hexavalente, Cr^{6+}), diferentes em toxicidade, mobilidade, solubilidade e biodisponibilidade. O Cr^{3+} é um elemento traço essencial, extremamente estável, envolvido com o metabolismo da glicose, lipídeos e proteínas, sendo encontrado naturalmente nos organismos, enquanto o Cr^{6+} é produzido por processos industriais, sendo altamente carcinógeno, dotado de elevada solubilidade, e ocorrendo em grandes concentrações em águas marinhas (KOTAS & STASICKA, 2000; ATSRD, 2010; ANDRADE & SILVA, 2016). O presente estudo não teve foco na especiação dos metais analisados, impedindo conhecer se o Cromo encontrado em elevadas concentrações nos tecidos/estruturas corpóreas de *U. cordatus* seja o tóxico hexavalente. Pelas aplicações antrópicas do Cromo hexavalente (p. ex., fundição aço inox, tintas, curtimento do couro, etc.), em que pese nosso conhecimento das áreas estudadas, cremos que este metal seja possivelmente o trivalente, a exemplo do obtido por Pinheiro *et al.* (2012) na Estação Ecológica Juréia-Itatins, em Peruíbe (SP).

O tecido muscular dos espécimes avaliados apresentou altos níveis dos metais não essenciais Cd e Pb, sugerindo a absorção desses elementos a partir da ingestão de

sedimentos, como denotam outros estudos relativos à contaminação de crustáceos (VIARENGO & NOTT, 1993; BOSCO-SANTOS *et al.*, 2016). De acordo com Nordhaus & Wolff (2007), a dieta do *Ucides cordatus* está diretamente relacionada ao substrato, sendo composta percentualmente por folhas do mangue (61,2%), material vegetal não identificado e detritos (28%), raízes (4,9%), sedimento (3,3%), casca de árvores (2,5%) e material de origem animal (0,1%). Espécies, como o caranguejo-uçá, que vivem e se alimentam em contato direto com o sedimento estão, por conseguinte, diretamente expostas à contaminação associada a esse substrato.

De maneira geral, os resultados obtidos no presente estudo são similares aos registrados para *U. cordatus* por Silva *et al.* (2018), em Curuçá (PA), que também foi considerada por estes autores uma área de manguezal preservada na Região Amazônica. Entretanto, algumas discrepâncias foram evidenciadas em relação aos trabalhos de Pinheiro *et al.* (2012) e Bosco-Santos *et al.* (2016), ambos trabalhando com espécimes de *U. cordatus* do Município de Cubatão (SP), considerada de alto impacto antrópico, onde os valores foram bem mais acentuados, chegando a ser 100 vezes superior para alguns metais (p. ex., Cd na musculatura). Contudo, se faz necessário ressaltar que, como já supracitado nos resultados para os sedimentos das áreas de estudo, os elevados valores podem ser parcialmente justificados pela influência da Formação Barreiras na composição mineralógica dos manguezais amazônicos, tornando-os ricos em metais autóctones (BERRÊDO *et al.*, 2008). Contudo, a influência de metais provenientes de atividades antrópica não deve ser descartada, pois a contaminação ambiental por metais a partir de esgotos domésticos é, de fato, relevante para a Região Amazônica, como já afirmado anteriormente.

3.3. Bioacumulação

Os resultados obtidos para o Fator de Bioacumulação (FBA) demonstraram a ocorrência desse processo em *U. cordatus* em relação à todas as matrizes avaliadas (abióticas – água e sedimento; e bióticas – vegetação). Para sedimento foi evidenciado somente o acúmulo do metal Cu na musculatura e nas brânquias, com os demais metais permanecendo abaixo do valor unitário para esse componente. O Cobre apresentou altos valores de FBA (valor médio de 16,84), com correlação significativa para a relação entre Sedimento e Brânquias ($r=0.85$; $P < 0,05$), indicando influência do sedimento no acúmulo desse elemento nos caranguejos. Também foi observado acúmulo de Manganês entre as folhas (verdes e senescentes) e o Sedimento para as áreas de manguezal, conforme a

hierarquia BRA>TUR >SAL (FBA médio = 1,77), não ocorrendo para VIS. A natureza anaeróbica dos sedimentos de manguezais lhes confere alta capacidade de se ligar a metais com alto teor de sulfeto, vindo a aumentar suas concentrações nos sedimentos de manguezal. No entanto, a concentração de metal disponível levará à bioacumulação nos tecidos vegetais (MACFARLANE *et al.*, 2003). Além disso, as condições biogeoquímicas dos solos de manguezal são afetadas pelos processos de bioturbação, aumentando a biodisponibilidade e bioacumulação desses metais (ARAÚJO-JÚNIOR *et al.*, 2016).

Os resultados obtidos para bioacumulação a partir da água demonstraram uma estreita relação entre as concentrações de metais nessa matriz ambiental e no caranguejo para quase todos os elementos metálicos, em todas as áreas, exceto pelo Cu nas brânquias e hepatopâncreas em BRA e TUR e chumbo para VIS (FBA<1). Os tecidos musculares apresentaram altos fatores de bioacumulação para todos os metais nas quatro áreas avaliadas, especialmente para o Cobre onde o valor de FBA médio foi de 41,52. De acordo com Gernhofer *et al.* (2001), o acúmulo de metais pesados nos tecidos animais pode levar a alterações histopatológicas em diferentes órgãos, como brânquias, fígado, rim e pele, responsáveis pelo comprometimento de funções vitais, como respiração, excreção e reprodução. A concentração de cobre no corpo dos crustáceos é regulada em níveis aproximadamente constantes, sendo que se a biodisponibilidade desse metal exceda um limiar alto é iniciada sua acumulação (WHITE & RAINBOW, 1982; RAINBOW & WHITE, 1989).

Também foi constatada a bioacumulação entre as folhas (verde e senescente) e as matrizes do caranguejo, onde cobre e chumbo apresentaram os maiores valores médios para TUR em brânquias e SAL em musculatura. Para o hepatopâncreas observou-se um processo acumulativo de Pb em SAL (7,19), BRA (7,14) e VIS (1,21) para folhas verdes e em TUR (18,32) e VIS (1,14) para as senescentes.

Nos animais invertebrados aquáticos a absorção de metais pode ocorrer, basicamente, por contato direto e/ou ingestão desses elementos. Já a absorção por contato ocorre mediante a absorção corpórea do meio circundante através da superfície corporal ou áreas específicas, como as membranas de articulação dos apêndices locomotores ou brânquias (COMBS & GEORGES, 1978; BRYAN, 1979).

A tendência apresentada por *Ucides cordatus* para acumular metais essenciais e não essenciais confirma o potente indicador bioecológico para a poluição por metais nesse crustáceo, como já demonstrado anteriormente por outros estudos em manguezais do país

(HARRIS & SANTOS, 2000; PINHEIRO *et al.*, 2012, 2013; DUARTE *et al.*, 2016, 2017; BOSCO-SANTOS *et al.*, 2017; CARVALHO-NETA *et al.*, 2019).

3.4. Avaliação do efeito tóxico

O impacto citotóxico para *U. cordatus* foi estimado pelo tempo médio de retenção do vermelho neutro, com uma hierarquia decrescente de conservação entre as áreas de manguezal avaliadas, a saber: Bragança > Viseu > São Luís > Turiaçu (Figura 4). Os resultados evidenciaram uma correlação negativa significativa entre o Cu e este biomarcador, que demonstra o importante papel desempenhado por este metal na instabilidade da membrana lisossomal dos hemócitos (Tabela 5). Diversos trabalhos relatam a atuação do Cobre na redução da permeabilidade da membrana, sendo a estabilidade membranal um *endpoint* de grande sensibilidade para demonstrar os efeitos deste metal em várias espécies de invertebrados (RINGWOOD *et al.*, 1998; AGUIRRE-MARTINEZ *et al.*, 2013; MATOZZO *et al.*, 2015).

Os valores de tempo médio de retenção acompanharam os valores de concentração de Cobre no sedimento em cada uma das áreas de manguezal, mostrando resultados similares quanto à indicação de áreas mais degradadas ou conservadas. No entanto, os valores médios de tempo de retenção elevados para a área de Viseu e a ausência de diferença significativa com Bragança, considerada área conservada (Figura 6) podem indicar uma maior tolerância dos animais dessas áreas apesar dos altos níveis de metais nos componentes ambientais. Duarte *et al.* (2019) em seu estudo com espécimes de *U. cordatus* oriundos do Município de Cubatão (SP), observaram que caranguejos de manguezais poluídos são mais tolerantes ao Cd, apresentando, proporcionalmente, menor dano que os indivíduos de áreas conservadas.

O tempo médio de retenção de VN em BRA e TUR foram superiores ao valor médio (70 minutos) observado para o siri *Carcinus maenas* para um tratamento controle (BURATTI *et al.*, 2012; AGUIRRE-MARTÍNEZ *et al.*, 2013). Contudo, todos os manguezais da região Amazônica avaliados no presente estudo apresentaram tempo inferior ao encontrado por Duarte *et al.* (2016) para a Juréia, área considerada conservada, que foi de 320 minutos. Estes mesmos autores sugeriram uma classificação ambiental a partir das análises de estabilidade da membrana lisossomal. Segundo tal classificação, os manguezais do Município de Bragança não apresentam impacto provável (>120 min.), enquanto as demais áreas avaliadas (Viseu, Turiaçu e São Luís) se enquadrariam em baixo impacto provável (60-120 min.).

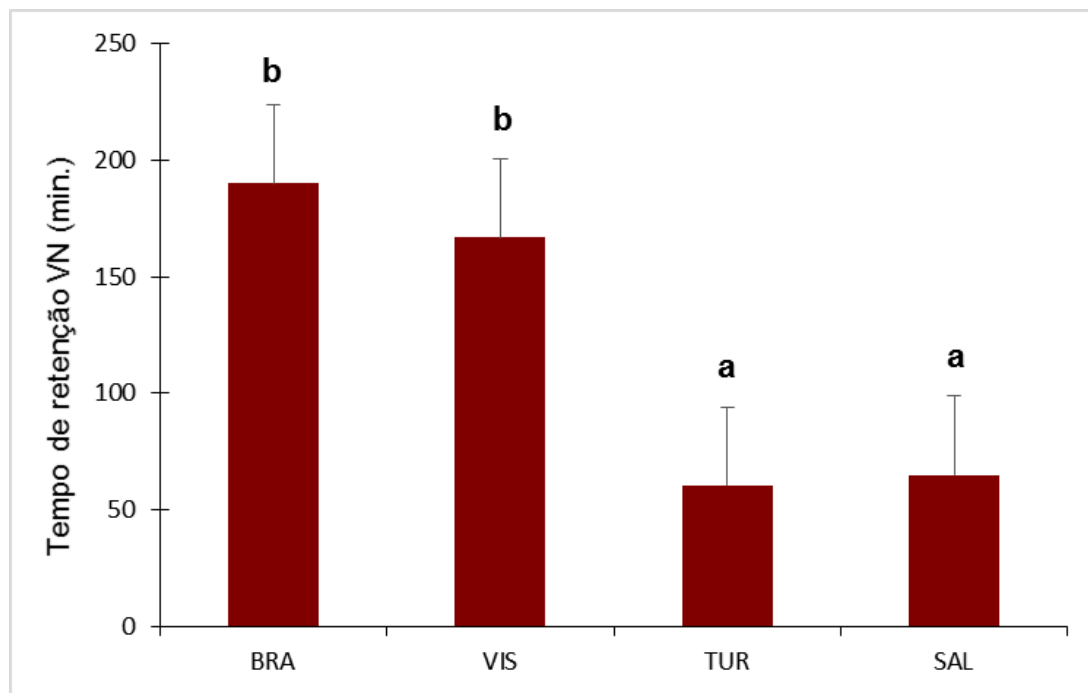


Figura 4. Tempo médio de retenção do vermelho neutro em células (hialinócitos) de exemplares de *U. cordatus* capturados em cada área de manguezal (n=36), nas quatro áreas de manguezal estudadas na Região Amazônica (BRA, Bragança/PA; VIS, Viseu/PA; TUR, Turiaçu/MA; e SAL, São Luís/MA). As barras indicam as médias e as linhas verticais os desvios-padrão. Médias acompanhadas de letras distintas apresentaram diferença estatística a 5% pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tabela 5. Correlações de Spearman (r) considerando o tempo de retenção do vermelho neutro (minutos) para o caranguejo-uçá (*U. cordatus*) vs. concentração de cada metal (Cu, Cr, Mn, Pb e Cd) nos compartimentos ambientais estudados (AG, água; SE, sedimento), bem como nos bióticos relacionados à vegetação (FV, folha verde e FS, folhas senescentes de *R. mangle*) e ao caranguejo *U. cordatus* (BR, brânquias; MU, musculatura; e HE, hepatopâncreas). As correlações destacadas em negrito foram significativas ao nível de 5% ($p < 0,05$). Os traços (-) representam as relações que não foram possíveis de analisar devido aos dados estarem abaixo do limite de detecção.

Compartimento	Cu	Cd	Cr	Pb	Mn
AG	0.16	-0.10	-0.20	0.01	0.20
SE	-0.64	-0.14	-0.41	0.03	-0.33
FV	0.65	-	-0.37	0.42	0.15
FS	0.05	-	0.41	0.01	0.09
BR	-0.74	0.50	0.38	0.46	0.13
HE	0.34	0.38	0.08	-	0.00
MU	-0.47	0.32	-	-0.15	0.01

É importante ressaltar que a avaliação da estabilidade da membrana lisossomal foi recentemente adotada pelo PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente), como parte do primeiro nível de técnicas para avaliar impactos nocivos dentro do Programa de Poluição do Mediterrâneo (OSPAR, 2013). Tal aspecto é de extrema

relevância, em se tratando da avaliação de áreas que compõem sítios RAMSAR, como é o caso da Amazônia.

4. Conclusão

As amostras dos componentes ambientais (sedimento e água), bem como dos bióticos relacionados à vegetação (*Rhizophora mangle*) e tecidos/estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) (hepatopâncreas, brânquias e musculatura) demonstraram que embora algumas áreas de manguezal da Costa Amazônica terem sido consideradas inicialmente conservadas, devido à inexistência de grandes indústrias e preservação paisagística, na verdade apresentavam grandes concentrações e até mesmo contaminação com os metais avaliados no presente estudo. A análise sedimentar não apresentou inconformidade com os valores recomendados, mostrando que a grande contribuição metálica dessa matriz é autóctone, provavelmente sob influência da Formação Barreiras. Entretanto, a presença de elementos metálicos em valores acima do estabelecido pela legislação para água mostram-se preocupantes, pois demonstra associação com uma contaminação recente e próxima da fonte poluente. Ao analisar o fator de bioacumulação, ficou patente o processo acumulativo de metais nas áreas costeiras estudadas ocorrendo no sentido água-vegetação-caranguejo. Entre as estruturas do caranguejo-uçá analisadas, brânquias e musculatura apresentaram os maiores fatores de bioacumulação e, por conseguinte, as maiores concentrações de metais. Cobre foi o metal de maior acúmulo nas brânquias e demonstrou uma correlação negativa com o tempo de retenção da membrana lisossomal, relação também observada com o sedimento para este mesmo metal. O Município de Viseu (PA), com manguezais considerados antropizados, apresentou valores médios de tempo de retenção semelhante aos das áreas conservadas, o que pode ser um indicativo de maior tolerância dos indivíduos dessas áreas. Devido à importância comercial e pesqueira do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) para as populações da região amazônica, os valores de Pb e Cr acima dos limites estabelecidos pela ANVISA, encontrados na carne desse crustáceo, configuram motivo de crescente preocupação ambiental, como também na vertente econômica e de saúde pública, haja a vista o risco a que podem estar expostos os consumidores dessa espécie. Assim, faz-se extremamente necessário que estudos para avaliação de risco ao consumo humano de *U. cordatus* pela população amazônica sejam realizados.

5. Referências bibliográficas

Almahasheer, H., Serrano, O., Duarte, C. M., & Irigoien, X. 2018. Remobilization of Heavy Metals by Mangrove Leaves. *Frontiers in Marine Science*, 5. doi:10.3389/fmars.2018.00484.

Araújo, J. R.G.; Aguiar, R.A.J.; Chaves, A.M.F.; Reis, F.O.; Martins, M.R. 2012. Abacaxi “Turiaçu”: cultivar tradicional nativa do Maranhão. *Rev. Bras. Frutic.*, Jaboticabal - SP, v. 34, n. 3.

Atkinson, C.A.; Jolley, D.F. & Simpson, S.L. 2007. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*, 69: 1428-1437.

Babin-Fenske, J., & Anand, M. 2011. Patterns of insect communities along a stress gradient following decommissioning of a Cu-Ni smelter. *Environmental Pollution*, 159: 3036–3043.

Banci, K. R. da S., Mori, G. M., Oliveira, M. A. de, Paganelli, F. L., Pereira, M. R., & Pinheiro, M. A. A. (2017). Can environmental pollution by metals change genetic diversity? *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) as a study case in Southeastern Brazilian mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, 116(1-2), 440–447. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.039

Blaylock, M.J, & Huang, J.W. 2000. Phytoextraction of metals. In: Raskin, I. & Ensley, B.D. (Eds.). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment* (pp. 53-70). Toronto: Wiley.

Bondgaard, M. & Bjerregaard, P. 2005. Association between cadmium and calcium uptake and distribution during the moult cycle of female shore crabs, *Carcinus maenas*: an in vivo study. *Aquat. Toxicol.* 72: 17-28.

Boyd, R.S. 2012. Plant defense using toxic inorganic ions: conceptual models of the defensive enhancement and joint effects hypotheses. *Plant Science*, 195: 88-95.

Boyd, R.S. & Martens, S.N. 1998. The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology*, 8: 1-7.

BRASIL. 1965. Normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos. Presidência da República. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 26 mar. 1965.

BRASIL. 1998. Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa). Portaria no 685, de 27 de agosto de 1998. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm. Acessado: 27 dez. 2017.

BRASIL. 2005. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF

BRASIL. 2013. Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa). Resolução Da Diretoria Colegiada – Rdc Nº 42, de 29 de agosto de 2013. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/rdc0042_29_08_2013.pdf/c5a17d2d-a415-4330-90db-66b3f35d9fbd. Acessado: 27 dez. 2017.

Bryan, G.W. & Ward, E. 1965. The absorption and loss of radioactive and non-radioactive manganese by the lobster, *Homarus vulgaris*. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 45(1): 65-95.

Buratti, S.; Ramos-Gómez, J.; Fabbrini, E.; Delvalls, T.A. 2012. Application of neutral red retention assay to caged clams (*Ruditapes decussatus*) and crabs (*Carcinus maenas*) in the assessment of dredged material. *Ecotoxicology*, 21: 75-86.

Cakmak, D., Saljnikov, E., Mrvic, V., Jakovljevic, M., Marjanovic, Z., Sikiric, B. &

Maksimovic, S. 2010. Soil properties and trace elements contents following 40 years of phosphate fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 39, 541–547.

CANLI, M. & FURNESS, R. 1995. Mercury and cadmium uptake from seawater and from food by the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14 (5), 819-828.

Carvalho-Neta, R.N.F. & Abreu-Silva, A.L. 2010. *Sciades herzbergii* oxidative stress biomarkers: an in situ study of estuarine ecosystem (São Marcos' Bay, Maranhão, Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(4): 11-17.

Conceição, F.T.; Navarro, G.R.B. & Silva, A.M. 2013. Influências antropogênicas nas concentrações de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em solos e sedimentos em uma microbacia hidrográfica com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Internacional de Pesquisa Ambiental*, 7(3): 551-560.

CCME. 2012. Canadian Environmental Quality Guidelines. Disponível em: https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html. Acesso em: 18 set. 2017.

Duarte, L.F.A.; Souza, C.A.; Nobre, C.R.; Pereira, C.D. & Pinheiro, M.A.A. 2016. Multi-level biological responses in *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae) as indicators of conservation status in mangrove areas from the western Atlantic. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 133: 176-187.

Duarte, L.F.A.; Souza, C.A.; Pereira, C.D.S. & Pinheiro, M.A.A. 2017. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 145: 367–376.

Duarte, L.F.A, Moreno, J. B., Catharino, M. G. M., Moreira, E. G., Trombini, C., & Pereira, C. D. S. 2019. Mangrove metal pollution induces biological tolerance to Cd on a crab sentinel species subpopulation. *Sci. Total Environ.* 687: 768–779 doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.039

Environmental Canadian. 1999. The Canadian Environmental Protection Act, 1999 (CEPA 1999). Disponível em: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemical-substances/canada-approach-chemicals/canadian-environmental-protection-act-1999.html>.

Acesso em: 18 set. 2018.

Falusi, B.A. & Olanipekun, E.O. 2007. Bioconcentration factors of heavy metals in tropical crab (*Carcinus* sp.) from river Aponwe, Ado-Ekiti, Nigeria. World Bank assisted National Agricultural Research Project (NARP). University of Port Harcourt, 11: 51–54.

Farooqui, Z. & Siddiqui, P.J. 2014. Assessment of vegetative phenology with respect to leaf elongation pattern of *Avicennia marina* and *Rhizophora mucronata* in Hajambro creek, Indus delta, Pakistan *J. Trop. Life Sci.*, 4: 142-148.

Fernandes, M.E.B. 2003. **Os Manguezais da Costa Norte Brasileira**. São Luís: Fundação Rio Bacanga. 1a Edição, 142p.

Furtado-Junior, F.A.; Abrunhosa, F.; Holanda, C.A.F. & Tavares, M.C.S. 2016. Selectivity curves of the capture of mangrove crab (*Ucides cordatus*) on the northern coast of Brazil using bayesian inference. *Braz. J. Biol.*, 76(2): 412-419.

Gall, J.E. & Rajakaruna, N. 2013. The physiology, functional genomics, and applied ecology of heavy metal-tolerant Brassicaceae. In L. Minglin (Ed.), *Brassicaceae: characterization, functional genomics and health benefits*: 121-148.

Gernhofer, M.; Pawert, M.; Schramm, M./ Muller, E. & Triebskorn, R. 2001. Ultrastructural biomarkers as tools to characterize the health status of fish in contaminated streams. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 8 (3), 241-260.

Gimeno-García, E., Andreu, V. And Boluda, R. 1996. Incidence of heavy metals in the application of inorganic fertilizers and pesticides in rice cultivation soils. *Environmental Pollution*, 92, 19-25.

Gomes, R.K.S.; Pereira, L.C.C.; Ribeiro, C.M.M. & Costa, R.M. 2009. Dinâmica socioambiental em uma comunidade pesqueira amazônica, PA-Brasil. *Revista da Gestão*

Costeira Integrada, 9(2): 101-111.

Guerra-García, J.M.; García-Gómez, J.C. 2005. Assessing pollution levels in sediments of a harbour with two opposing entrances. Environmental implications. *Journal of Environmental Management*, v. 77, n. 1, p. 1–11.

Gupta, U.C. 2001. Micronutrients and toxic elements in plants and animals. In: M.E. Ferreira, M.E.; Cross, M.C.P.; Raij, B.V.A.N. & Abreu, C.A. (Eds.), **Micronutrients and Toxic Elements in Agriculture**, Jaboticabal: CNPq / FAPESP / POTAFOS (2001), pp. 13-42.

Hall, J. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance *J. Exp. Bot.*, 53: 1-11.

Hatje, V.; Payne, T.E.; Hill, D.M.; Mcorist, G.; Birch, G.F. & Szymczak, R. Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading. *Environ. Int.*, 29 (2003), pp. 619-629

He, B.; Li, R.L.; Chai, M.W. & Qiu, G.Y. 2014. Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China. *Environ Geochem Hlth* 36: 467–476.

Hossain, M.A.; Piyatida, P., Teixeira Da Silva, J.A. & Fujita, M. 2012. Molecular Mechanism of Heavy Metal Toxicity and Tolerance in Plants: Central Role of Glutathione in Detoxification of Reactive Oxygen Species and Methylglyoxal and in Heavy Metal Chelation. *Jornal de Botânica*.

Hurlberg, S.H. 1984. Pseudoreplication and design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187-211.

Husson, F.; Josse, J; Le, S. & Mazet, J. 2012. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R. R package version 1.18. <http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR>.

Ihaka, R. & Gentleman, R. 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5(3): 299-314.

Instituto Brasileiro de Mineração – Ibram. 2017. Notícias de Mineração Brasil. Five Star Inicia Sondagens no Projeto de Diamantes Jaibaras. Disponível em: http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD_CHAVE=26766810/05/2017. Acessado: 13/02/2018.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística – IBGE. 2018a. Bragança. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/braganca>. Acessado: 08/06/2019.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística – IBGE. 2018b. Viseu. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/viseu>. Acessado: 08/06/2019.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística – IBGE. 2018c. Turiaçu. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/turiacu/panorama>. Acessado: 08/06/2019.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística – IBGE. 2018c. São Luís. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/sao-luis/panorama>. Acessado: 08/06/2019.

Ivo, C.T.C. & Gesteira, T.C.V. 1999. Sinopse das observações do Caranguejo uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) capturado em estuários de sua ocorrência no Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 7: 9-51.

Jenne, E.A. 1976. Trace element adsorption by sediments and soil-sites and processes. *Symposium on molybdenum*, 2: 425–553.

Jitar, O., Teodosiu, C., Oros, A., Plavan, G. & Nicoara, M. 2015. Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea. *New Biotechnology*, 32(3), 369–378.

Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants (3rd edition), CRC Press, Boca Raton, London. 413 p.

Kennish, M.J. 1997. **Pollution impacts on marine biotic communities**. CRC Press LLC, Boca Raton, FL.

Lamparelli, M.L.; Costa, M.P.; Prósperi, V.A.; Bevilacqua, J.E.; Araújo, R.P.A. & Eysink, G.G.L.; Pompéia, S. 2001. **Sistema estuarino de Santos e São Vicente**. Relatório Técnico da CETESB/SP. 178p.

Landau, E.C. & Moura, L. 2016. **Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais**. Editoras técnicas. – Brasília, DF: Embrapa. 975p. ISBN 978-85-7035-672-7

Le, S.; Josse, J. & Husson, F. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*. 25(1):1-18.

Lowe, D.M.; Valentino, U.F. & Depledge, M.H. 1995. Contaminant-induced lysosomal membrane damage in blood cells of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Venice Lagoon: an in vitro study. *Mar. Ecol. Progress. Ser.*, 129: 189-196.

Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D., & Zhu, Y. G. 2009. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*, 90, 2524–2530.

MacFarlane, G.R. & Burchett, M.D. 1999. Zinc distribution and excretion in the leaves of the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Environ. Exp. Bot.*, 41 (2): 167-175.

MacFarlane, G.R. & Burchett, M.D. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the Grey Mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) *Veirh Mar. Environ. Res.*, 54: 65-84.

Macfarlane, G.R.; Pulkownik, A.; Burchett, M.D. 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh: biological indication potential. *Environ. Pollut.*, 123: 139-151.

Magalhães, J.C. 2010. Folha de São Paulo, quinta-feira, 12 de agosto de 2010. Boato sobre ouro forma um novo garimpo na divisa Pará-Maranhão. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/fsp/mercado/me1208201023.htm>. Acessado:11 mar. 2015.

Mendes, A.C. 2005. Geomorfologia e Sedimentologia. In: Fernandes, M.E.B. (Org.). **Os Manguezais da Costa Norte Brasileira**. Maranhão: Fundação Rio Bacanga, p. 1^a Edição, 13- 32.

Menezes, M.P.M. & Mehlig, U. 2009. Manguezais: As Florestas da Amazônia Costeira. *Ciência Hoje*, 44(264):34-39.

Monteiro, L.H.U., Souza, G., Maia, L., Lacerda, L.D., 2004. Evolução das áreas de manguezal do litoral nordeste brasileiro entre 1978 e 2004. *Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão*, Recife, 36-42.

Monteiro, M. C.; Pereira, L. C.C.; Guimarães, D. O. & Costa, R. M. 2009. Ocupação territorial e variações morfológicas em uma praia de macromaré do litoral amazônico, Ajuruteua-PA, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9 (2):91-99.

Nascimento, W.R., Souza Filho, P.W.M., Proisy, C., Lucas, R.M., Rosenqvist, A., 2013. Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, 117, 83-93.

Nziguheba, G., & Smolders, E. 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Total Environmental Science*, 390, 53-57.

ONU. 2014. Projeto do PNUD ajuda Brasil a alcançar primeira posição em proteção de manguezais do mundo. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/projeto-do-pnud-ajuda-brasil-a-alcancar-primeira-posicao-em-protecao-de-manguezais-do-mundo/> Acessado em: 02 jan. 2018.

Pagès, J. 2004. Analyse o Factorielle de Donnees Mixtes. *Revue Statistique Appliquee*, 4: 93–111.

Pilon, M., Abdel-Ghany, S. E., Cohu, C. M., Gogolin, K. A., and Ye, H. 2006. Copper cofactor delivery in plant cells. *Curr. Opin. Plant Biol.* 9, 256–263. doi: 10.1016/j.pbi.2006.03.007

Pinheiro, M.A.A. & Fiscarelli, A.G. 2001. **Manual de Apoio à Fiscalização do Caranguejo- Uçá (*Ucides cordatus*)**. Itajaí: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) / Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul (CEPSUL), 1a Edição, 43p.

Pinheiro, M.A.A., Silva, P.P.G., Duarte, L.F.A., Almeida, A.A. & Zanotto, F.P., 2012. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Ucididae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: Rhizophoraceae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 81: 114-121.

Pinheiro, M.A.A.; Santos, L.C.M.; Souza, C.A.; João, M.C.A.; Dias-Neto, J. & Ivo, C.T.C. 2016. Avaliação do Caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ucididae). Cap. 33: p. 441-458. In: PINHEIRO, M. & BOOS, H. (Org.). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, 466 p.

Pinheiro, M.A.A.; Souza, C.A.; Zanotto, F.P.; Torres, R.A. & Pereira, C.D.S. 2017. The crab *Ucides cordatus* (Malacostraca, Decapoda, Brachyura) and other related taxa as environmental sentinels for assessment and monitoring of tropical mangroves from South America, Cap. 10: p. 212-241. In: Larramendi, M.L. (Ed.). *Ecotoxicology and Genotoxicology Non-traditional Aquatic Models*. Issues in Toxicology nº 33. London: Royal Society of Chemistry (RSC), 300p.

Rebello-Mochel, F. 2011. Manguezais amazônicos: status para a conservação e a sustentabilidade na zona costeira maranhense. In: Martins, M.B.; Oliveira, T.G. (Org.). **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG. 1a Edição, 328p.

Rodríguez-Saldaña, V.; González-Farías, F. & Miranda-Navarro, S.V. 2018. Bioaccumulation of metal(loid)s in *Cardisoma crassum* and pollution assessment in a

mangrove protected area in Mexico. *Environ Monit Avaliar* 190: 732.

Saenger, P. & Mcconchie, D. 2004. Heavy metals in mangroves: methodology, monitoring and management. *ENVIS Forest Bull.*, 4: 52-62.

Salaroli, A.B. 2013. Distribuição de elementos metálicos e As em sedimentos superficiais ao longo do Canal de Bertiooga (SP). Universidade de São Paulo.

Schropp, S. J.; Lewis, G. F.; Windom, H. L.; Ryan, J. D.; Calder, F. D.; Burney, L. C. 1990. Interpretation of metal concentrations estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. *Estuaries*, 13(3): 227- 235.

Strauss, S.Y. & Boyd, R.S. 2011. Herbivory and other inter-kingdom interactions in severe soils. In SH Harrison & N. Rajakaruna (Eds.), *Serpentine: the evolution and ecology of a model system* (pp. 181-199). Berkeley: University of California Press.

Siegel, S. & Castellan Jr., N.J. 1988. **Nonparametric statistics for the behavioral sciences**. New York (NY): McGraw-Hill, 2ª Edição, 400p.

Silva, R. G.; Santos, M.L.S.; Lima, M.O.; Mendes, L.C.S.; Mesquita, K.F.C.; Santos, R.M. 2018. Oligoelementos em áreas de cultivo de ostras na Amazônia. *Boletim do Instituto de Pesca*, 44(4): 513-526, dec. Disponível em: < <https://www.pesca.sp.gov.br/boletim/index.php/bip/article/view/1331> >. Acesso em: 06 de julho de 2019.

Sokal, R.R., Rohlf, F.J.1962. The comparison of dendrograms by objective methods. *Taxon* 11(2), 33–40.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 2003. **Biometry: The principles and practice of statistics in biological research**. 3rd Ed., W.H. Freeman, New York, 887p.

Souza-Filho, P.W. 2005. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, 23(4): 427-435.

Sunda, W.G.; Turner, D.R. & Hunter, K.A. (Eds.). 2002. In **The Biogeochemistry of Iron in Seawater**, Wiley, New York: 41-84

Tang, W.Z.; Shan, B.Q.; Zhang, H. & Mao, Z.P. 2010. Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake

Vallee BL .1970. Mettallothionein proteins. *In*: Neurath H, ed. **The proteins**, vol. 5:1–192. Academic Press New York.

United Nations Environment Programme - UNEP. 2014. **The Importance of Mangroves to People: A Call to Action**. *In*: Van Bochove, J.; Sullivan, E. & Nakamura, T. (Eds). Cambridge: United Nations Environment Programme - World Conservation Monitoring Centre, 128 p.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. 1994. *Determination of Trace Elements by Stabilized Temperature Graphite Furnace Atomic Absorption. Method 200.9*, revision 2.2. United States Environmental Protection Agency, Washington.

Qiu, Y.W.; Yu, K.F.; Zhang, G. & Wang, W.X. 2011. Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from three estuarine wetlands of Hainan Island, China *J. Hazard. Mater.*, 190 (1): 631-638.

Quinton, J.N. & Catt, J.A. 2007. Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields. *Environ Sci Technol* 41:3495–3500.

Xie, H.W.; Wen, B.; Guo, Y.; Shi, Y.Z. & Wu, Y.H. 2010. Community characteristics and distribution of metal elements in mangroves in Futian of Shenzhen, China. *Guihaia* 30: 64–69.

Zar, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 4th Ed. Prentice Hall. 663p

Zheng, W. & Lin, P. 1995. Accumulation and distribution of Cu, Pb, Zn and Cd in *Avicennia marina* mangrove community of futian in Shenzhen *Oceanologia et*

Limnologia Sinica, 27(4): 388-393.

Zoffoli, H. J. O., Do Amaral-Sobrinho, N.M.B., Zonta, E., Luisi, M.V., Marcon, G., & Tolón-Becerra, A. 2012. Inputs of heavy metals due to agrochemical use in tobacco fields in Brazil's Southern Region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3), 2423–2437.

CAPÍTULO II

CONTAMINAÇÃO POR METAIS NA CARNE E OUTRAS ESTRUTURAS EDÍVEIS DO CARANGUEJO-UÇÁ, *Ucides cordatus*: UMA QUESTÃO DE SAÚDE PÚBLICA NA AMAZÔNIA

*Freitas, A.C.^{1,4}; Faial, K.C.F.³; Fernandes, M.E.B.²& Pinheiro, M.A.A.^{1,4}

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências (IB), *Campus* do Litoral Paulista, Laboratório de Biologia da Conservação de Crustáceos (LBC) – CRUSTA.

² Universidade Federal do Pará (UFPA), *Campus* Bragança, Laboratório de Ecologia de Manguezais.

³ Instituto Evandro Chagas. Laboratório de Toxicologia, Seção de Meio Ambiente.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Aquática, Universidade Estadual Paulista (UNESP).

*Autor correspondente: adria.cfreytas@gmail.com

RESUMO

Na região Amazônica muitas áreas de manguezal ainda se encontram conservadas. Entretanto, atividades antrópicas de degradação e contaminação, principalmente por metais, começam a alcançar escalas progressivamente preocupantes, podendo afetar este ecossistema e seus recursos. O objetivo do presente estudo foi avaliar o risco potencial de metais (Cu, Cd, Cr, Pb e Mn) para a saúde humana, pela ingestão do caranguejo-uçá (*U. cordatus*), recurso pesqueiro de grande importância na Região Amazônica. Para atingir tal objetivo, *U. cordatus* foi amostrado em manguezais de dois estados do Norte brasileiro (Pará e Maranhão), cada um deles representados por duas áreas (conservada e antropizada). As concentrações metálicas nos tecidos/estruturas edíveis (musculatura, brânquias e hepatopâncreas) foram quantificadas por Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) e estimados o consumo diário (EDI) e o quociente de risco (THQ), para os cinco metais avaliados. Por fim, estimou-se o número de refeições elegíveis por mês (CR_{mm}). As concentrações de Cu, Cr e Pb estiveram acima dos limites estabelecidos para consumo. Dependendo do nível de exposição da população local, o consumo de *U. cordatus*, pode representar um risco para a saúde humana, especialmente no caso de crianças abaixo de 12 anos. Os maiores THQs foram estimados para o consumo simultâneo de todas as estruturas avaliadas. O cobre foi categorizado pelo menor número de refeições seguras de caranguejos/mês. Assim, conclui-se que a exposição da população amazônica aos caranguejos contaminados com metais deve ser considerada em estudos ambientais e de saúde pública pelo possível risco de efeitos sistêmicos.

Palavras-chave: Costa amazônica brasileira, caranguejo-uçá, contaminantes, manguezal, risco de consumo, número de refeições.

1. Introdução

A Região Amazônica comporta a maior extensão de faixa conservada de manguezal a nível global, que se estende desde a Baía de Marajó (PA) até a Ponta de Tubarão, na Baía de São José (MA), perfazendo cerca de 650 km de linha costeira (SOUZA-FILHO, 2005). Esse cinturão contínuo é composto por 12 reservas extrativistas e um total de 322 mil hectares, onde vivem cerca de 100 mil pessoas, distribuídas em 350 comunidades, as quais dependem diretamente das atividades decorrentes do manejo dos manguezais (ONU, 2014).

Dentre as atividades econômicas praticadas nos manguezais brasileiros a captura do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) é uma das mais antigas, auxiliando na geração de empregos, renda doméstica e de subsistência das comunidades extrativistas litorâneas (PINHEIRO & FISCARELLI, 2001). Esse crustáceo é um dos recursos haliêuticos mais importantes em toda sua área de ocorrência, especialmente nas regiões Norte e Nordeste do país (IVO & GESTEIRA, 1999). Conforme indicam as mais recentes estatísticas oficiais disponibilizadas, a produção nacional de caranguejo de manguezal atingiu valores superiores a 8 mil toneladas nos anos de 2010 e 2011 (8.535 e 8.608 toneladas, respectivamente) (BRASIL, 2013). A nível estadual são indicados como maiores produtores os estados do Pará (2.748 t), seguido pelo Maranhão (1.198 t), Piauí (814 t) e Amapá (59 t) (IBAMA, 2007).

Em razão dessa elevada produção foi instalada em 2014, no município de Bragança (Pará), a primeira fábrica de beneficiamento e comercialização de carne de *U. cordatus* do Brasil. Atualmente, constam registradas na Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará (ADEPARÁ) três indústrias artesanais que somente em 2016 processaram e comercializaram quase 16 toneladas de carne de caranguejo (ADEPARÁ, 2017). Tais dados denotam a importância das informações acerca da qualidade de consumo para este recurso, principalmente no que diz respeito à presença de contaminantes. Cerca de 90% da carga total de contaminantes químicos em seres humanos ocorre através do consumo de alimentos (ZHAO *et al.*, 2011). A determinação do risco de agentes tóxicos para a saúde humana e para o meio ambiente tem sido uma preocupação mundial crescente, sendo os metais os agentes químicos mais frequentemente encontrados em ambientes aquáticos (ANANDKUMAR *et al.*, 2018).

A quantificação dos efeitos do impacto antrópico por contaminantes metálicos em áreas de manguezal na costa amazônica brasileira ainda é extremamente reduzido em

comparação à outras regiões do país. Sendo a literatura existente nessa temática na região referente, quase que exclusivamente, à contaminação por mercúrio em populações ribeirinhas e ambientes dulcícolas, devido ao impacto histórico deste metal na extração de ouro na Amazônia (AKAGI *et al.*, 1995; MALM, 1998; HARADA *et al.*, 2001; FADINI & JARDIM, 2001; BASTOS *et al.*, 2006; RABITTO *et al.*, 2011; VILHENA & BERREDO, 2013; AZEVEDO *et al.*, 2016; COSTA-JUNIOR *et al.*, 2018). No entanto, apesar de muitas áreas amazônicas ainda se encontrarem conservadas, algumas atividades predatórias, mesmo que incipientes começam a alcançar escalas progressivas (p. ex., implantação de portos nos manguezais da Baía de São Marcos – vide CARVALHO-NETA *et al.*, 2012), promovendo uma depleção dos recursos oriundos dos manguezais. Além disso, os baixos índices de saneamento básico, ausência de tratamento adequado de resíduos sólidos (LANDAU & MOURA, 2016) e resíduos agrícolas (BOSCO-SANTOS *et al.*, 2017), despejados diretamente nos rios e estuários amazônicos, contribuem para a contaminação desses ambientes por metais e outros xenobióticos.

Diversos estudos tem demonstrado, com sucesso, o uso de *Ucides cordatus* como espécie sentinela da conservação do ecossistema manguezal em relação a contaminação por metais (HARRIS & SANTOS, 2000; PINHEIRO *et al.*, 2012, 2013; DUARTE *et al.*, 2016, 2017; BOSCO-SANTOS *et al.*, 2017; SILVA, *et al.*, 2018; CARVALHO-NETA *et al.*, 2019). Entretanto, no que compete à estimativa de riscos para a saúde humana por consumo desse crustáceo, estes trabalhos têm se restringido à vigilância dos teores de contaminantes, em geral da musculatura, acima dos limites prescritos pela legislação brasileira e internacional vigente (ex., ANVISA, USEPA, e FAO/WHO). Contudo, esta avaliação pode ser considerada insuficiente para caracterizar o potencial perigo à saúde da população exposta, pois não leva em consideração a taxa de ingestão deste pescado, a frequência de exposição ao contaminante, o número de estruturas ingeridas, entre outros fatores recomendados em avaliações de riscos pelas agências de segurança alimentar e ambiental (p. ex., USEPA e FAO/WHO). Nesse contexto, o presente trabalho avaliou o risco potencial de cinco metais (Cu, Cd, Cr, Pb e Mn) para a saúde humana, causado por ingestão da carne e outras estruturas comestíveis (p. ex., brânquias, hepatopâncreas e gônadas) do caranguejo-uçá. Nossa hipótese é que o consumo de *U. cordatus* proveniente de locais mais impactados representa maior risco à saúde humana.

2. Material e Métodos

2.1. Áreas de estudo

A zona costeira amazônica brasileira estende-se ao longo dos estados do Amapá, Pará e Maranhão, onde ocorrem mais da metade dos bosques de manguezal do país (ONU, 2014). São áreas de relevante magnificência florestal, cujas as árvores podem atingir cerca de 30 m de altura e 1 m de diâmetro, o que se deve a distribuição regular de chuvas (2.600 mm/ano), temperaturas elevadas e pouco variáveis ao longo do ano (média anual de 27°C), influência de um regime de macromarés (>4 m) e o suprimento de sedimentos fluviais que atingem a costa (MENDES, 2005; SOUZA-FILHO *et al.*, 2005; MENEZES & MEHLIG, 2009; GOMES *et al.*, 2009; MONTEIRO *et al.*, 2009; REBELO-MOCHEL, 2011).

Para avaliar a possível contaminação dos manguezais e dos caranguejos por metais foram selecionadas quatro áreas de manguezal nos estados do Pará (n=2) e Maranhão (n=2), tendo como base a presença/ausência de potenciais atividades antrópicas, a contaminação por metais e a exploração de caranguejo. Três municípios foram selecionados para representar as faixas de manguezal preservada (n=1) e contaminadas (n=2). A zona mais conservada (Conservada = C) está localizada no município de Bragança-Pará enquanto as zonas mais antropizadas (A) estão nos municípios de Viseu-Pará e São Luís-Maranhão. Cada tipo de zona foi composta por três réplicas, totalizando nove sítios de trabalho (Figura 1), dessa forma, garantindo maior abrangência e confiabilidade aos resultados.

O município de Bragança possui 126.436 habitantes, mas somente 14,5% dos domicílios possuem esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2018a). As principais atividades econômicas são a agricultura e a pesca, destacando-se como um dos maiores produtores de caranguejo-uçá da região norte (FURTADO-JÚNIOR *et al.*, 2006). Viseu, por sua vez, possui 61.049 habitantes com 18,2% de seus domicílios apresentando esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2018b). A agricultura e pesca são também suas principais atividades econômicas. No entanto, segundo os últimos dados oficiais, até o ano-2000 foi realizada intensa atividade de extração de ouro nos manguezais do município (PARÁ, 2007), que foi retomada em 2010, por cerca de 350 garimpeiros, devido a uma informação infundada sobre a existência desse minério no manguezal, cujas consequências ainda não foram estudadas (MAGALHÃES, 2010). Atualmente a empresa Five Star Mineração pretende iniciar o Projeto Jaibaras, com área de 522,26 hectares,

visando a exploração de diamantes na região, segundo o Processo nº 850440/2014, registrado no Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 2017). São Luís é a capital do Estado do Maranhão, com população de 1.094.667 habitantes, além de apresentar melhor condição de esgotamento sanitário dos domicílios dentre os três municípios (65,4%; IBGE, 2018d). Nesse município localizam-se o Porto do Itaqui e os terminais privados das empresas VALE S.A. e ALUMAR/ALCOA, localizados na baía de São Marcos e implantados em áreas de manguezal (CARVALHO-NETA & ABREU-SILVA, 2012).

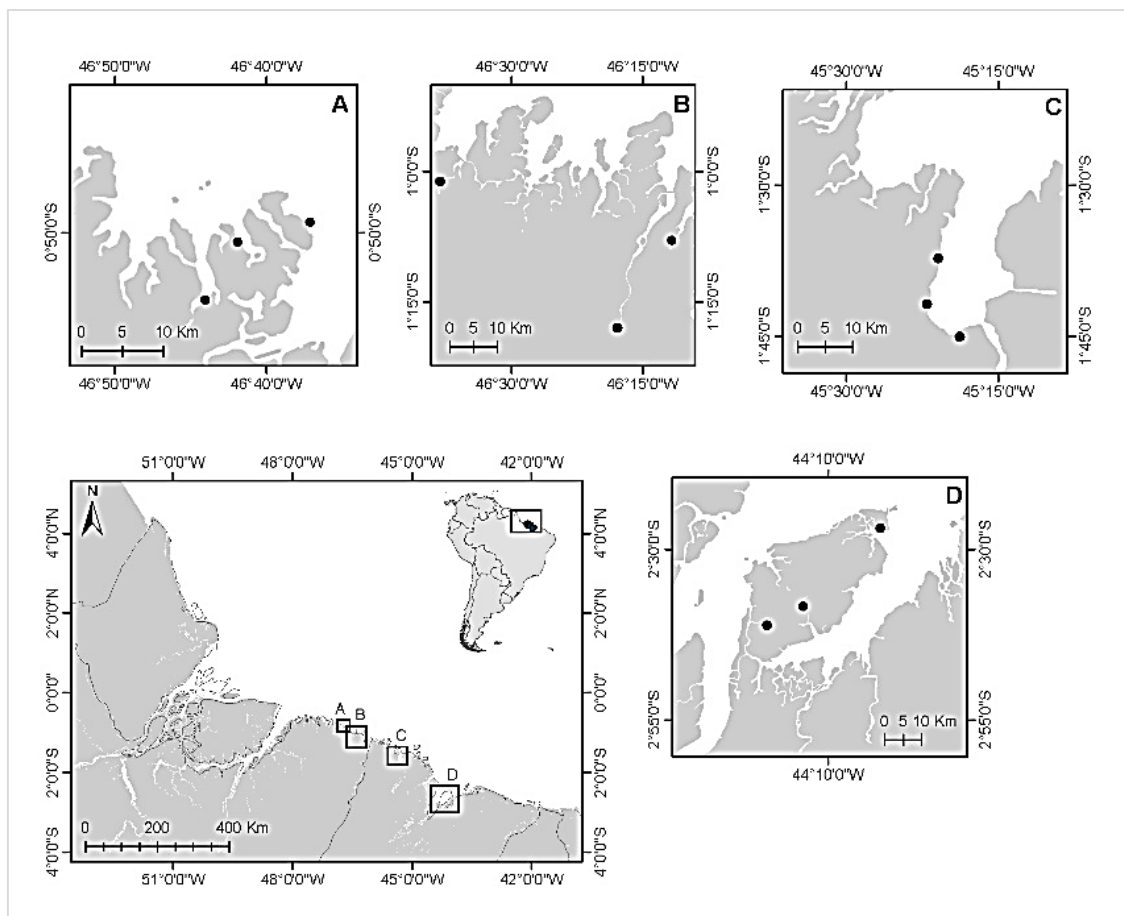


Figura 1. Localização das quatro áreas de manguezal na Costa Amazônica Brasileira. Cada área compreendeu três subáreas amostrais, totalizando uma malha amostral de 12 pontos, onde: A= Bragança (BRA); B= Viseu (VIS); e D= São Luís (SAL).

2.2. Coleta de caranguejos e preparo de amostras

Para a análise da concentração de metais nos tecidos/estruturas do caranguejo-uçá (*U. cordatus*) foram capturados três exemplares por sítio de trabalho, totalizando 27 animais. Todos os caranguejos capturados eram machos, maiores do que 60 mm e estavam em estágio de intermuda, garantido a análise de indivíduos adultos maduros de mesmo estágio de desenvolvimento e reduzindo possíveis influências fisiológicas (PINHEIRO *et al.* (2013). Os exemplares foram crio-anestesiados e medida a maior largura da carapaça (LC) com uso de paquímetro (0,05 mm), além de pesados em balança digital (0,01 g). De cada animal foi removida a região dorsal da carapaça para obtenção de amostras da musculatura dos quelípodos, hepatopâncreas e brânquias. As brânquias e hepatopâncreas de 14 animais foram pesados separadamente e o peso médio de cada estrutura foi utilizado para o cálculo do tamanho da refeição nas análises de risco ao consumo humano. Dos caranguejos capturados, um total de 81 amostras (3 animais x 3 áreas x 3 sítios de trabalho x 3 tecidos/estrutura corpóreas) foram armazenadas em tubos Eppendorf (2 mL), mantidas sob congelamento (-20°C) e liofilizadas por 48 h, sendo posteriormente transportadas ao Laboratório de Toxicologia III do Instituto Evandro Chagas (IEC) em Belém, Pará, para a quantificação de metais.

2.3. Análise da concentração metálica.

Para proceder as análises de metais, aproximadamente 0,1g de cada amostra de musculatura, brânquias e hepatopâncreas foi previamente submetida a digestão ácida, segundo o método descrito por Viñas *et al.* (2000). Para cada amostra foram adicionados 3mL de ácido nítrico ($\text{HNO}_3 \leq 65\% \text{ v.v}^{-1}$) Biotec, com alto grau de pureza e 1mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2 30% v.v^{-1}) Sigma-Aldrich. Em seguida estas amostras foram digeridas com o auxílio da radiação de microondas (Mars Xpress) CEM, e aferidas a um volume final de 50mL.

As concentrações dos metais foram medidas por Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES, Vista-MPX CCD simultâneo, Varian, Mulgrave, Austrália). Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para os metais analisados (em $\mu\text{g g}^{-1}$) são apresentados na Tabela 1. Problemas de ordem mecânica impediram o uso do equipamento adequado para análise de Hg no presente estudo. No entanto, sua análise é extremamente necessária e será realizada posteriormente. Como material de referência foram utilizados o DORM-3 e DOLT-4 para o preparo das curvas padrão. Amostras em branco e duplicatas também foram efetuadas. O controle e

qualidade da análise foram realizados através do Método de Adição Padrão, seguindo o método USEPA 200.9 (USEPA, 1994). As recuperações obtidas para os elementos em estudo apresentaram variações de 70 a 120%. Toda a vidraria utilizada foi lavada com ácido nítrico (65% Merck) e enxaguada com água Milli-Q.

Tabela 1. Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para os cinco metais avaliados na estruturas edíveis de *U. cordatus* na Região Amazônica.

Estrutura	Limite	Cu	Cd	Cr	Pb	Mn
Musculatura	LD	3.7857	0.9740	2.1324	22.1602	0.2414
	LQ	12.6191	3.2467	7.1079	73.8674	0.8045
Brânquia	LD	3.9672	1.0207	2.2346	23.2222	0.2529
	LQ	13.2239	3.4023	7.4486	77.4073	0.8431
Hepatopâncreas	LD	3.7493	0.9646	2.1119	21.9469	0.2390
	LQ	12.4977	3.2155	7.0395	73.1564	0.7968

2.4. Avaliação de risco humano

As médias de concentração obtidas para os metais (Cu, Cd, Cr, Pb e Mn) presentes nos tecidos/estruturas corpóreas edíveis de *U. cordatus* foram empregadas no acesso ao risco estimado da exposição pelos adultos (≥ 18 anos) e crianças (< 12 anos). Assim, foram estimados os valores de ingestão diária para cada metal, bem como o quociente de risco-alvo e a taxa máxima de consumo de caranguejo considerada permissível para a população humana das áreas conservadas e antropizadas da Região Amazônica. A concentração dos metais por massa de peso seco foi convertida para peso úmido, permitindo, assim, sua comparação com a legislação vigente, que assume um teor hídrico de 80% nos tecidos.

Na avaliação de risco à saúde humana a USEPA (2000) recomenda a estimativa dos limites de consumo de pescado contaminado em dois cenários específicos, com base em uma dieta monoespecífica. Quando a avaliação envolve mais de um contaminante (ou espécie), as doses de cada contaminante ou do contaminante para cada espécie, devem compor um único valor de concentração total, conforme apresentado na Equação (1):

$$C_{tm} = \sum_{j=1}^n C_{mj} \cdot P_j \quad (1)$$

onde: C_{tm} = concentração total do contaminante químico “m” na dieta de pescado de um indivíduo (em mg/kg); C_{mj} = concentração do contaminante químico “m” nas “j” espécies (em mg/kg); e P_j = proporção das “j” espécies na dieta (sem unidade).

A Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (USEPA, 2000) ressalta que esta equação exige que o avaliador de risco conheça, ou seja capaz, de estimar a proporção de cada espécie de pescado na dieta do indivíduo exposto. A Equação 1 produz a concentração média ponderada de contaminantes em todas as espécies de pescado consumidas ou de todos os contaminantes na espécie (C_{tm}).

No entanto, a USEPA não considera o cenário de exposição aos contaminantes a partir da ingestão de múltiplas estruturas/tecidos da mesma espécie, que também podem conter um ou mais contaminantes cada. Este é o caso da contaminação por ingestão de *U. cordatus* na Região Amazônica, como, também, de outras espécies de caranguejos e lagostas na Europa (BARRENTO *et al.*, 2009; NOËL *et al.*, 2011; MAULVAULT *et al.*, 2012), Ásia (CLARK *et al.*, 2009) e Austrália (MADIGAN *et al.*, 2017; MCLEOD *et al.*, 2018).

Com base no previamente exposto, o presente trabalho optou por testar dois cenários do risco de exposição, a partir da ingestão concomitante da musculatura, brânquias e hepatopâncreas, para se estimar a concentração total (C_{tm}). O primeiro cenário, denominado método PEI (Percentual da Estrutura Ingerida) utiliza a média ponderada das concentrações dos metais em cada estrutura, sendo baseado em método proposto pela USEPA (2000) para um único contaminante em uma dieta multiespecífica, ou seja, considerando a proporção de cada estrutura na refeição. O segundo cenário, denominado método SEI (Somatório das concentrações de cada Estrutura Ingerida) considera que apesar de estarem em diferentes proporções na alimentação, estruturas menores e mais leves (p. ex., as brânquias), tendem a acumular mais metal e contribuem com uma maior exposição a estes elementos. Isto posto, estando as concentrações de cada metal na mesma unidade ($\mu\text{g g}^{-1}$) sua soma representará a concentração total.

Os tamanhos das refeições foram estabelecidos de acordo com o questionário de frequência alimentar (QFA), previamente aplicados à 100 comunitários (63 adultos e 37 crianças) da Pontinha do Bacuriteua, uma das subáreas avaliadas no Município de Bragança, de acordo com o método proposto por Sampson (1985). Este autor afirma que o QFA é o método de avaliação de ingestão dietética considerado mais prático e informativo, sendo empregados em estudos epidemiológicos que relacionam a dieta com a ocorrência de doenças crônicas. As informações extraídas do questionário incluíam a frequência de ingestão, número de caranguejo por refeição, o tempo de consumo (anos) e idade dos indivíduos entrevistados. Também foi obtido o peso corporal de cada comunitário (adultos e crianças), com uma balança digital portátil, bem como estimado o

tempo de exposição a partir da memória alimentar do consumo de caranguejos.

Devido ao consumo não apenas da carne (musculatura) do caranguejo, mas também da chamada carne marrom (vísceras), esta última tradicionalmente realizada pela população amazônica, foram estimados dois tamanhos de refeição (MS) para cada faixa etária (1 à 12 anos crianças e 18 à 80 anos adultos), considerando estas duas situações.

A partir das respostas do QFA foram estabelecidos valores médios de unidades de consumo por refeição (crianças: 2,81 caranguejos; e adultos: 4,24 caranguejos). Assim, foi considerado 34,50g como o rendimento total de carne (musculatura) obtido de caranguejos com média de tamanho de 60mm LC por PINHEIRO & SOUZA (2015), para a estimativa do MS da ingestão de carne branca para crianças (2,81 caranguejos x 34,50g = 97g) e adultos (4,24 caranguejos x 34,50g = 146g). Antes de realizar o cálculo de MS para a ingestão simultânea das carnes branca (musculatura) e marrom (brânquias + hepatopâncreas), houve a necessidade de calcular a média do peso úmido das brânquias (2,55g) e hepatopâncreas (6,82g) para *U. cordatus* de mesmo porte, multiplicando este somatório às unidades de consumo por refeição para crianças e adultos e somando aos valores de MS de carne branca das mesmas faixas etárias, já citados. Tais cálculos resultaram em tamanhos de refeição (em kg) de carne branca (musculatura) de 0,097kg crianças e de 0,146kg para adultos, enquanto para o consumo da carne branca (musculatura) e carne marrom (brânquias + hepatopâncreas) foram de 0,123kg e 0,186 kg para crianças e adultos, respectivamente.

2.4.1. Ingestão diária estimada (EDI)

A estimativa de consumos diários de alimentos contaminados (EDI) foi quantificada de acordo com a Eq. (2) (USEPA, 2000), seja para a ingestão apenas de carne branca (musculatura), como também da carne branca + marrom (musculatura + brânquias + hepatopâncreas), simultaneamente para crianças e adultos das áreas conservadas e antropizadas em estudo. Para M/B/H a estimativa de consumo diário também foi obtida pelos métodos PEI e SEI:

$$EDI = (C \times MS) \times BW^{-1} \quad (2)$$

Onde: C é a concentração média anual ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) do elemento químico; MS é o tamanho da refeição (musculatura= 0,097 kg para crianças e 0,146 kg adultos; M/B/H= 0,123 kg para crianças e 0,186 kg para adultos); e BW é o peso corporal (25 kg crianças e 65 kg adultos). Os valores de EDI foram apresentados como a massa do produto químico (μg)

por unidade de massa corporal (kg de PC) por unidade de tempo (dia) ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{pc dia}^{-1}$). Os resultados foram confrontados com os valores de referência fornecidos pelo comitê conjunto da FAO / OMS (*Provisionary Maximum Tolerable Intake*, CODEX STAN 193-1995).

2.4.2. Quociente de Risco Alvo (THQ)

No presente estudo, os THQs foram calculados conforme recomendação da USEPA (2000), assumindo-se que a dose de ingestão seja igual à dose de contaminante absorvida, e que não ocorra perda ou ampliação do metal contido nos tecidos/estruturas de *U. cordatus* durante o processo de cocção (MOREAU *et al.*, 2007). O risco para a saúde das crianças e adultos de áreas consideradas conservadas e antropizadas foi simulado em três diferentes cenários de consumo de caranguejo: ingestão mensal, semanal e diária. Sendo que a ingestão semanal considerou também o consumo mais de uma vez na semana. Os valores de THQ também foram estimados pelos métodos PEI e SEI para a ingestão M/B/H.

O quociente de perigo, que é dado pela razão entre a dose de ingresso específica para cada composto e a dose de referência correspondente, foi calculado de acordo com a Eq. (3). Assim, considera-se que há uma maior possibilidade de ocorrência de efeitos tóxicos à saúde humana quando o quociente de perigo for superior a 1 (USEPA, 1989).

$$\text{THQ} = (\text{EF} \times \text{ED} \times \text{MS} \times \text{C}) (\text{RfD} \times \text{BW} \times \text{AT})^{-1} \quad (3)$$

Onde, EF é a frequência de exposição (365 dias/ano para o consumo do caranguejo sete vezes por semana; 96 dias/ano para consumo de caranguejo 2 vezes por semana; 52 dias/ano para consumo de caranguejo uma vez por semana; e 12 dias/ano para consumo de caranguejo uma vez por mês); ED é a duração da exposição (7 anos para crianças e 32 anos para adultos); MS é o tamanho da refeição (musculatura= 0,097 kg para crianças e 0,146 kg adultos; M+B+H= 0,123 kg para crianças e 0,186 kg para adultos); C é a concentração média anual do metal nas estruturas edíveis do caranguejo (mg.kg^{-1} , peso úmido); RfD é a dose de referência oral ($\text{Cu} = 4 \cdot 10^{-3} \mu\text{g.kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$; $\text{Cd} = 1 \cdot 10^{-3} \mu\text{g.kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$; $\text{Cr} = 3 \cdot 10^{-4} \mu\text{g.kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$; $\text{Pb} = 4 \cdot 10^{-3} \mu\text{g.kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$; e $\text{Mn} = 14 \cdot 10^{-1} \mu\text{g.kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$ – segundo a USEPA, 2018); BW é o peso corporal (16 kg para crianças e 65 kg para adultos); AT é o tempo médio de exposição (dias) ao produto químico ($365 \text{ dias ano}^{-1} \times \text{ED}$).

2.4.3. Taxas de consumo mensais seguras (CR_{mm})

Para estimar o número de refeições mensais em que não seria esperada a ocorrência de efeito sistêmico para a ingestão de dos metais em estudo (Cu, Cd, Cr, Pb e Mn) a partir de refeições a base de caranguejo em crianças e adultos de áreas P e A, foi calculada a taxa de consumo seguro (CR_{mm}), de acordo com a USEPA (2000).

Primeiramente, foi necessário calcular o limite da taxa de consumo (CR_{lim}) de acordo com a Eq. (4) e expresso em kg de caranguejo.dia⁻¹. Considerou-se o consumo de cada metal individualmente e supôs-se que nenhuma outra fonte de metais existe na dieta dos consumidores.

$$CR_{lim} = (RfD \times BW) \times C^{-1} \quad (4)$$

Onde, RfD é a dose de referência para cada metal (μg.kg⁻¹.dia⁻¹); BW é o peso corporal de crianças e adultos (kg); e C é a concentração média anual dos elementos metálicos medidos nas amostras (μg.kg⁻¹).

Em seguida, o consumo seguro de caranguejo em uma base semanal (CR^{*}_{lim}) foi calculado pelo produto de CR_{lim} x 7. Por último, o número seguro máximo de refeições de caranguejo em uma base mensal foi calculado (Eq. (5)):

$$CR_{mm} = (CR^*_{lim} \times T_{ap}) \times MS^{-1} \quad (5)$$

Onde, CR_{mm} é a taxa máxima de consumo permitida (refeições.mês⁻¹), CR^{*}_{lim} é a taxa máxima semanal de consumo de caranguejo (kg.semana⁻¹); T_{ap} é o período de tempo médio em um mês (30,4 dias.mês⁻¹); e MS é o tamanho da refeição. De acordo com a USEPA (2000) quando o CR_{mm} ultrapassa 16 refeições mensais considera-se a inexistência de risco óbvio para a saúde humana.

Os de consumo mensal seguro são importantes para informar a comunidade sobre o risco de exposição iminente por meio de estratégias de comunicação, com o objetivo de minimizar a exposição e, conseqüentemente, evitar os efeitos à saúde associados a ela. No estudo atual, o tamanho da refeição foi estimado a partir de entrevistas com 100 consumidores do Município de Bragança (área conservada), devido à inexistência de dados da taxa de consumo de caranguejo tanto em escala regional quanto nacional. Embora os valores estabelecidos pela USEPA sejam comumente utilizados para peixes (0,227 kg adultos e 0,114 crianças) em diversos estudos, valores médios para crustáceos não são citados por esta agência. Isto posto, optou-se por tentar representar, dentro das limitações existentes, o valor mais próximo da realidade amazônica.

3. Resultados e discussão

3.1. Concentração de metais em estruturas comestíveis de *U. cordatus*

Nossos resultados mostraram que os metais Cu, Cd, Cr, Pb e Mn são encontrados em todas os tecidos/estruturas edíveis dos exemplares de *U. cordatus* tanto para as áreas consideradas conservadas quanto antropizadas, ao longo da costa amazônica brasileira (Tabela 2). Os resultados das concentrações de metais nas áreas conservadas foram comparativamente menores do que os registrados para as áreas antropizadas, com exceção dos valores obtidos para Cd e Cr, os quais se revelaram superiores nas brânquias e hepatopâncreas. No entanto, não houve diferença significativa das concentrações de metais entre as áreas analisadas (brânquias: $0,0256 \leq KW \leq 3,1026$, $0,0782 \leq p \leq 0,8728$; hepatopâncreas: $0,3426 \leq KW \leq 1,6016$, $0,2057 \leq p \leq 0,5583$; carne: $0,1001 \leq KW \leq 1,4454$, $0,2293 \leq p \leq 1,4454$).

Independentemente do nível de contaminação da área (conservada ou antropizada), alguns metais puderam ser agrupados em função da hierarquia das médias de concentrações de metal nos tecidos, estabelecendo três grupos: Cu e Cr (B>M>H); Cd e Pb (M>B>H); e Mn (H>B>M). O padrão singular observado para Mn deve-se ao fato de que este metal está associado de forma ativa às enzimas digestivas (Hepatopâncreas) e catabólicas (VALLEE, 1970). Uma parcela considerável do Mn encontrado nos crustáceos é de origem alimentar (Bryan & Ward, 1965), como é o caso de *U. cordatus* que absorve a partir do consumo de folhas (PINHEIRO *et al.*, 2012). Adicionalmente, os metais absorvidos por ingestão de alimentos parecem acumular-se principalmente no hepatopâncreas (CANLI & FURNESS, 1995) ou denominada glândula do intestino médio ou, mais recentemente, órgão perigástrico (CERVILLIONE *et al.*, 2017).

Nos invertebrados aquáticos a absorção de metais pode ocorrer também através do contato direto com o meio circundante, através da superfície corporal ou partes específicas do corpo, como as membranas de articulação dos apêndices locomotores ou brânquias (COMBS & GEORGES, 1978; BRYAN, 1979). A maior concentração de Cu nos tecidos branquiais, por exemplo, deve-se particularmente ao seu papel na síntese da hemocianina, pigmento respiratório dos crustáceos (BROUWER *et al.*, 1986). No que concerne às altas concentrações de Cr nesses tecidos, estes valores podem estar relacionadas ao Cr dissolvido na água ou adsorvido em materiais argilosos, orgânicos ou óxido de ferro, sendo transportado para o organismo através da superfície branquial permeável, mediante canais de sulfato ou fosfato (CIESLAK-GOLONKA, 1995;

SIMKISS & TAYLOR, 1995). No ambiente, esse elemento ocorre em duas formas iônicas (Cr^{3+} e Cr^{6+}), variando em toxicidade, mobilidade, solubilidade e biodisponibilidade. O Cr^{3+} é um elemento traço essencial, extremamente estável, envolvido com o metabolismo da glicose, lipídeos e proteínas, sendo encontrado naturalmente nos organismos. Já o Cr^{6+} é produzido por processos industriais, sendo altamente carcinógeno e dotado de elevada solubilidade, ocorrendo em grandes concentrações em águas marinhas (KOTAS & STASICKA, 2000; ATSRD, 2010; ANDRADE & SILVA, 2016).

Os níveis mais elevados de metais não essenciais, como Cd e Pb, encontrados no tecido muscular sugerem a absorção desses elementos via alimentação a partir da ingestão de sedimentos, como já apontado por outros estudos sobre a contaminação de crustáceos por metais (VIARENGO & NOTT, 1993; BOSCO-SANTOS *et al.*, 2016). O alimento consumido por *U. cordatus* encontra-se em contato direto com o sedimento, deixando os indivíduos expostos à contaminação do substrato (STORELLI & BARONE, 2013). Essa espécie de caranguejo alimenta-se principalmente de folhas de árvores de mangue (61,2%), além de ingerirem incidentalmente aproximadamente 3,3% de sedimento (NORDHAUS & WOLFF, 2007).

De maneira geral, os resultados obtidos no presente estudo são similares aos registrados para *U. cordatus* no município de Curuçá, Estado do Pará, uma área também considerada preservada de manguezal, mas que também apresentou valores altos de metais, tanto para as áreas conservadas quanto para as antropizadas (Silva *et al.*, 2018). Entretanto, algumas discrepâncias foram evidenciadas para os estudos realizados com *U. cordatus* no município de Cubatão, Estado de São Paulo, sudeste do país, cujos valores foram bem superiores (Pinheiro *et al.*, 2012; Bosco-Santos *et al.*, 2016), até 100 vezes mais do que os registrados por nós (ex., Cd na musculatura). Tais resultados chamam a atenção, principalmente por ter o município de Cubatão reconhecida influência industrial e histórico de contaminação ambiental. Não obstante, os resultados mais expressivos das concentrações observadas para a região da costa amazônica podem ser parcialmente justificados pela influência da Formação Barreiras na composição mineralógica dos bancos de sedimento onde se formaram esses manguezais, tornando-os ricos em metais autóctones (BERRÊDO *et al.*, 2008).

A Formação Barreiras constitui uma cobertura sedimentar composta por uma sequência de sedimentos detríticos, siliciclásticos, de origem terrígena continental, fluvial e marinha (ARAI, 2006) de idade miocênica a pleistocênica inferior (SUGUIO &

NOGUEIRA, 1999; VILAS BOAS; SAMPAIO & PEREIRA, 2001). A Formação Barreiras ocorre ao longo do litoral brasileiro e estende-se desde a região amazônica até o Estado do Rio de Janeiro (BEZERRA, 2001). Contudo, a influência de metais provenientes de atividades antrópica não deve ser descartada, pois a contaminação ambiental por metais a partir de esgotos domésticos é um fato para a região costeira da Amazônia. As regiões norte e nordeste apresentam os piores índices de saneamento do país, com a ausência da rede coletora de esgoto atingindo 8,8 milhões e 15,3 milhões de habitantes, respectivamente. Nesta última região, esse total engloba principalmente os Estados da Bahia, Piauí e Maranhão, enquanto que no norte o Estado do Pará corresponde a cerca de 60% do total da região. A inexistência ou deficiência de sistemas de esgotamento sanitário direciona grande parte destes efluentes para os rios e estuários amazônicos. Além disso, atividades portuárias, efluentes da produção agrícola e industriais não tratados também podem contribuir, através das redes de drenagem naturais e artificiais, com o aporte de metais para os diferentes ambiente dessa região, inclusive os manguezais. Isto posto, análises de assinatura da fonte contaminante seriam imprescindíveis para o conhecimento da real contribuição das fontes naturais e antropogênicas para a contaminação do ecossistema manguezal e do organismo estudado.

Tabela 2: Concentração média ($\mu\text{g g}^{-1}$) (peso seco) dos cinco metais em estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), obtidas em áreas conservadas e antropizadas da região amazônica, em relação aos resultados obtidos para diferentes áreas de manguezal no Brasil.

Localidade	Sexo	Tecido/estrutura	Cu	Cd	Cr	Pb	Mn	Fonte
Bragança – PA	Macho/Fêmea	Brânquias	110,20	1,38	8,35	3,57	46,40	Presente estudo
		Hepatopâncreas	0,22	0,28	1,55	0,59	43,21	
		Carne	30,69	1,48	2,05	5,03	1,26	
Viseu - PA	Macho/Fêmea	Brânquias	178,82	1,10	7,45	2,32	55,01	Presente estudo
		Hepatopâncreas	0,72	0,21	1,35	0,34	77,97	
		Carne	45,80	1,61	1,90	2,96	4,54	
São Luís - MA	Macho/Fêmea	Brânquias	191,86	0,93	4,99	2,28	30,09	Presente estudo
		Hepatopâncreas	0,05	0,18	1,32	1,58	47,38	
		Carne	41,55	1,55	2,04	4,20	1,46	
Curuçá - PA	Macho	Brânquias	141,70	0,20	4,90	2,30	-	Silva (2018)
		Carne	35,00	0,03	2,30	1,00	-	
Curuçá - PA	Fêmea	Brânquias	169,50	0,10	6,40	1,90	-	Silva (2018)
		Carne	42,40	-	2,50	0,90	-	
Cubatão - SP	Macho/Fêmea	Brânquias	22,43	0,11	0,37	<0,05	8,01	Pinheiro (2012)
		Hepatopâncreas	6,64	0,16	0,52	<0,05	8,89	
		Carne	5,30	0,14	0,25	<0,05	5,09	
Rio Morrão – Cubatão - SP	Macho/Fêmea	Carne	52,80	0,006	0,06	1,25	-	Bosco-Santos (2017)
		Brânquias	212,50	0,91	0,77	1,48	16,40	
Gargaú - RJ	Fêmea	Hepatopâncreas	130,90	0,41	1,51	0,30	27,90	Almeida (2018)
		Carne	62,30	0,08	0,09	0,13	1,52	

Ao confrontarmos as concentrações médias de metais (peso úmido), encontradas nos tecidos/estruturas corpóreas do caranguejo *U. cordatus*, com aquelas recomendadas pela legislação (Tabela 3), foram estabelecidos os níveis de não conformidade para o Cobre, Cromo e Chumbo com valores acima dos limites estabelecidos pelos diversos órgãos de proteção ambiental e saúde alimentar. Contudo, os valores em vigor, referem-se exclusivamente à carne branca (musculatura) de crustáceos. Os níveis de metais no tecido muscular merecem especial atenção em virtude do protagonismo deste produto no consumo humano. Todavia, na Região Amazônica, é habitual o consumo das vísceras cozidas concomitante a ingestão da carne do crustáceo diretamente na carapaça ou adicionadas no preparo de pratos típicos, como o tacacá de caranguejo. Este hábito alimentar confere um toque peculiar à aquisição dos espécimes comercializados *in natura*, que são preferencialmente adquiridos quando considerados “caranguejos gordos”. Tal alcunha é atribuída a estes animais quando seus hepatopâncreas preenchem a maior parte da cavidade cefalotorácica nos estágios pré-muda (PINHEIRO & FISCARELLI, 2001), ocasião na qual são considerados mais saborosos. Portanto, é de extrema relevância que a contaminação metálica do hepatopâncreas e demais estruturas viscerais seja considerada em análises de risco ao consumo humano em populações amazônicas a luz dos valores limitantes vigentes, no aguardo de legislação específica.

Altas concentrações de metais no organismo podem incorrer em risco para a saúde humana. O excesso de cobre no organismo, por exemplo, pode causar doenças como epilepsia, melanoma, artrite reumatóide, bem como a perda do paladar (SARGENTELLI *et al.*, 1996). O cromo em sua forma hexavalente (Cr^{6+}), por sua vez, apresenta elevada toxicidade e pode induzir neoplasias, especialmente renais e hepáticas (FAO/WHO, 1998), enquanto o excesso de chumbo pode causar encefalopatia crônica, insuficiência renal, hipertensão, anemia, além de prejudicar o desenvolvimento motor em crianças (WHO, 2000). O cádmio é reconhecido pela *Internacional Agency for Research on Cancer* (IARC) como indutor de carcinogênese humana (IARC, 2004a). A toxicidade crônica por este metal pode levar a lesões ósseas, por sua competição com o cálcio, além de causar danos aos rins e outros sintomas, como redução da capacidade reprodutiva, hipertensão, tumores, disfunções hepáticas, além de efeitos musculares e cardiotoxicos (WAALKES, 2000). Já o Manganês está associado a distúrbios neuropsiquiátricos e, em especial, ao manganismo, que quando crônico provoca contrações musculares prolongadas, com rigidez e tremores (DOBSON *et al.*, 2004).

Tabela 3 - Concentração média ($\mu\text{g g}^{-1}$) (peso úmido) para cinco metais em estruturas corpóreas do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), obtidas nas quatro áreas de pesquisa, confrontadas com os limites de concentração máxima permitidos pelas legislações em vigor (valores não conformes são apresentados em negrito).

Área	Estrutura Corpórea	Concentração ($\mu\text{g g}^{-1}$)				
		Cu	Mn	Cr	Cd	Pb
BRA	Brânquias	21,41	4,07	1,31	0,23	<LD
	Hepatopâncreas	<LD	6,71	0,29	0,04	<LD
	Musculatura	6,48	0,16	0,39	0,29	0,19
VIS	Brânquias	33,85	9,68	1,72	0,18	<LD
	Hepatopâncreas	0,04	11,10	0,25	0,01	<LD
	Musculatura	9,23	0,75	0,36	0,32	0,34
SAL	Brânquias	36,59	4,76	0,72	0,23	<LD
	Hepatopâncreas	<LD	6,20	0,27	0,02	<LD
	Musculatura	8,02	0,16	0,42	0,29	0,81
LEGISLAÇÃO	FAO/WHO	30,00	*	12,00	1,00	2,00
	EPA	1,0-20	*	0,1-0,9	0,1-2	0,1-0,8
	ANVISA	30,00	*	0, 10	0,50	0,50

* Ausência de informação segundo a legislação em vigor.

3.2. Avaliação do risco ao consumo humano

3.2.1. Ingestão dietética diária (EDI)

Os resultados da ingestão diária estimada (EDI) para o consumo somente de musculatura (carne), e deste tecido concomitantemente às demais estruturas (brânquia e hepatopâncreas), obtidos por dois métodos de análise (PEI e SEI) são apresentados na Tabela 4.

De maneira geral, a EDI calculada a partir da ingestão do músculo e vísceras, simultaneamente, foi superior a EDI de consumo apenas da musculatura para todos os cinco metais analisados, tanto para crianças quanto para os adultos.

A EDI de cobre estimada para as áreas conservadas foi inferior aos valores encontrados para as áreas antropizadas nos dois métodos, alcançando maiores valores (225,74 para crianças e $131,29 \mu\text{g kg}^{-1}\text{pc dia}^{-1}$ para adultos), pelo método SEI. Embora a ingestão diária estimada por tal método tenha sido quase cinco vezes maior que PEI, em ambas as faixas etárias nas duas áreas, todos os valores estimados para Cu são superiores ao estabelecido pelo comitê conjunto da FAO / OMS (CODEX STAN 193-1995, 2015) de $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}\text{pc dia}^{-1}$, podendo causar risco à população.

No caso do cádmio, os valores de EDI para crianças em áreas conservadas e antropizadas, estiveram acima do limite estabelecido pela FAO / OMS (CODEX STAN 193-1995, 2015), equivalente a $0,8 \mu\text{g kg}^{-1}\text{pc dia}^{-1}$, independentemente do número de estruturas ingeridas. Em adultos esta não conformidade só foi observada pelo método

SEI. A IARC classificou os compostos de cádmio no grupo 1 de carcinogênicos para humanos (2004b), o que torna esses resultados preocupantes.

Para o cromo a EDI estimada não possui valor algum abaixo de $0,30 \mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.dia}^{-1}$, valor de ingestão diária tolerável recomendado pela Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (EFSA, 2014). Tal resultado demonstra o provável risco a que estão expostos os consumidores (crianças e adultos) de áreas conservadas e antropizadas, independente da ingestão apenas da musculatura ou carne + vísceras. Além disso, outro destaque na EDI deste metal é a superioridade dos valores estipulados para áreas conservadas em detrimento das áreas antropizadas, especialmente pelo método SEI, onde essa superioridade chegou a ser cinco vezes maior. O valor máximo calculado foi de $13,70 \mu\text{g kg}^{-1}\text{pc dia}^{-1}$ em crianças que ingerem todas as estruturas de caranguejos coletados em áreas conservadas.

No que diz respeito aos valores de EDI estimados para chumbo é necessário, primeiramente, salientar que o Comitê Conjunto de Especialistas da FAO/OMS sobre Aditivos Alimentares (JECFA) deliberou em 2011 a supressão do nível de ingestão semanal tolerável provisória (PTWI) sugerido anteriormente para o chumbo e indicou a inexistência de um limite que possa ser adotado como saudável. Com base nisso, pode-se sugerir que a ingestão desse contaminante encontrada em qualquer concentração nas estruturas edíveis do caranguejo-uçá, tanto das áreas antropizadas quanto conservadas pode incorrer em risco à saúde.

Os valores de EDI para manganês demonstraram a maior disparidade entre o consumo para carne branca (músculo) e marrom (M/B/H), atingindo diferenças de ingestão de aproximadamente 90 vezes para crianças e 82 para adultos nas áreas conservadas, enquanto em áreas antropizadas estes valores foram de 50 e 45 vezes, respectivamente, ambos pelo método SEI. Ao estabelecermos uma comparação entre métodos observamos que os valores de EDI estimados para M/B/H por SEI foram 7 vezes maiores que os de PEI para adultos e crianças em todas as áreas. Contudo, apesar das altas estimativas para esse metal, não foi possível a acareação com os valores limiares de efeito toxicológico devido à inexistência de ingestão diária tolerável provisória (PTDI) para Mn na legislação em vigor. No entanto, o Instituto de Medicina dos EUA (IOM, 2001) estabeleceu um nível seguro recomendado de ingestão (RSLI) para Mn em 11 mg dia^{-1} , com base nesse valor podemos considerar que a ingestão desse metal ainda se encontra em níveis seguros na Região Amazônica.

Tabela 4. Ingestão diária estimada (EDI) de Cu, Cd, Cr, Pb e Mn ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{peso corpóreo dia}^{-1}$) para crianças e adultos nas áreas conservadas e antropizadas da Costa Amazônica Brasileira, utilizando o Método PEI (Percentual da concentração de metais na Estrutura Ingerida). Os valores em negrito representam superioridade de valores em relação às recomendações diárias estabelecidas pela FAO/WHO.

Método	Área	Cu				Cd				Cr				Pb				Mn			
		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H	
		Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto
PEI	Conservada	30.54	17.68	39.04	22.70	1.15	0.66	1.24	0.72	1.58	0.91	2.30	1.34	0.74	0.43	0.93	0.54	1.06	0.61	10.88	6.33
	Antropizada	33.89	19.62	44.42	25.83	1.22	0.71	1.31	0.76	1.53	0.89	2.09	1.22	2.78	1.61	3.05	1.77	2.33	1.35	14.62	8.50
SEI	Conservada	-	-	189.39	110.15	-	-	2.74	1.60	-	-	11.85	6.89	-	-	0.93	0.54	-	-	86.77	50.47
	Antropizada	-	-	225.74	131.29	-	-	2.74	1.59	-	-	9.38	5.45	-	-	6.73	3.91	-	-	106.50	61.94
Razão de Conversão		-	-	4.85	4.85	-	-	2.22	2.22	-	-	5.15	5.15	-	-	1.00	1.00	-	-	7.97	7.97
(SEI/PEI)		-	-	5.08	5.08	-	-	2.09	2.09	-	-	4.49	4.49	-	-	2.21	2.21	-	-	7.29	7.29
PTDI (FAO/WHO)		0.5 $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.dia}^{-1}$				0.8 $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.dia}^{-1}$				0.3 $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.dia}^{-1}$				Suprimido da Legislação				11mg.kg.dia-1			

3.2.2. Quociente de risco alvo (THQ)

Quando o quociente de risco for superior à unidade considera-se que existe a possibilidade de maior ocorrência de efeitos tóxicos à saúde humana (USEPA, 2000).

À exceção de Cu (área antropizada) e Cd (áreas conservada e antropizada) para crianças que consomem caranguejo diariamente, a avaliação de risco considerou segura a ingestão de carne branca para os demais cenários de frequências de consumo, áreas e metais para os tamanhos das refeições avaliados (Tabela 5). Tal resultado é semelhante ao encontrado para outra área de manguezal da costa amazônica que também considerou o consumo de tecido muscular seguro (Silva *et al.*, 2018). A exceção aqui registrada para Cu e Cd certamente foi resultado da diferença no método aplicado para a avaliação de risco aplicado por esses últimos autores.

A avaliação da ingestão simultânea de carne branca e marrom compondo uma refeição de 0,123 Kg para crianças e 0,186 Kg para adultos, por ambos os métodos, os resultados indicam que, principalmente, as crianças das áreas consideradas conservadas podem estar em risco ao consumir caranguejo diariamente (365 dias ano⁻¹) devido à presença de Cu, Cd, Cr e Pb (Tabela 5). Esse provável risco de efeitos sistêmicos crônicos no público infantil estende-se para o consumo de *U. cordatus* realizado duas vezes por semana (= 96 dias ano⁻¹) quando o THQ para Cu e Cr foi estimado pelo método SEI para áreas conservadas. Este método também demonstrou possibilidade de risco para adultos com ingestão diária em todas as áreas, à exceção de Pb em áreas antropizadas. Não houve indicativo de risco para Mn em nenhum dos cenários de frequência de consumo, faixas etárias ou áreas avaliadas (Tabela 5).

Não foi possível relacionar a presença dos metais analisados às doenças e demais efeitos atribuídos a estes na população que vive ao longo da costa amazônica brasileira devido à inexistência de trabalhos ou à subnotificação de contaminação, em especial pela ingestão de frutos-do-mar. No entanto, nossos resultados sugerem que o risco de contaminação pela ingestão de caranguejo-uçá e o papel desempenhado pela contaminação destes seja melhor investigado em nível de saúde populacional.

[illegible][illegible]

3.2.3. Consumo mensal permitido (CR_{mm})

Os valores estimados para o número máximo de refeições seguras de caranguejo por mês (CR_{mm}) para adultos e crianças são apresentados na Tabela 7. A fim de tornar estes resultados ainda mais elucidativos e didáticos, tendo em vista a principal forma de comercialização e consumo de caranguejos na região ser em unidades, na Tabela 8 são demonstrados o número máximo de caranguejos para um consumo mensal seguro.

O consumo máximo da carne branca (musculatura) e da carne marrom (musculatura e demais estruturas estimadas pelo método PEI) ultrapassaram 16 refeições para todos os metais avaliados em todas as áreas estudadas e para ambas faixas etárias mensais, que correspondem a um consumo > 45 caranguejos para crianças e > 68 caranguejos para adultos. Segundo a USEPA (2000) quando o resultado da estimativa de refeições seguras mensais ultrapassa 16, considera-se que não há risco óbio para a saúde humana do alimento ingerido a partir da concentração de metais observada. Já as estimativas pelo método SEI para a ingestão concomitante de estruturas mostram uma redução drástica do número de refeições seguras, principalmente para o público infantil para o qual esse número chegou a ser reduzido a 5 refeições considerando a ingestão de Cu em áreas antropizadas. Para este mesmo metal e área, também foi observado menor número de refeições para adultos (9) equivalente à 38 caranguejos. O que ressalta os riscos da ingestão conjunta das estruturas avaliadas já observados ao longo desse estudo.

Tabela 7: Consumo máximo tolerável (refeições mês⁻¹) (CR_{mm}) de estruturas edíveis de *U. cordatus* calculado pelo método SEI para crianças (refeição = 0,123 Kg) e adultos (refeição = 0,186 Kg) em áreas consideradas conservadas e antropizadas na região amazônica.

Área	Cu				Cd				Cr				Pb				Mn			
	Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H		Músculo		M/B/H	
	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto
Conservada	>16	>16	6	11	>16	>16	11	>16	>16	>16	8	13	>16	>16	>16	>16	>16	>16	>16	>16
Antropizada	>16	>16	5	9	>16	>16	11	>16	>16	>16	10		>16	>16	>16	>16	>16	>16	>16	>16

Tabela 8: Consumo máximo tolerável de caranguejo-uçá (número de caranguejos mês⁻¹) para adultos e crianças de áreas consideradas conservadas e antropizadas na região amazônica.

Área	Cu		Cd		Cr		Pb	
	M/B/H		M/B/H		M/B/H		M/B/H	
	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto
Conservada	17	47	31	>68	22	55	>45	>68
Antropizada	14	38	31	>68	>45	42	>45	>68

4. Considerações finais

Os resultados do presente estudo indicam que os níveis de metais nas estruturas edíveis do caranguejo-uçá tem um potencial risco de afetar a saúde da população da região amazônica devido ao amplo consumo deste crustáceo. No entanto, é válido ressaltar que os indivíduos frequentemente consomem mais de uma espécie de pescado em sua dieta, principalmente as populações de zonas costeiras e ribeirinhas predominantes na região. Isto posto, como nossos resultados consideram apenas a dieta composta por uma única espécie, *U. cordatus*, a exposição real à contaminação por metais na região pode estar sendo subestimada. Por outro lado, segundo a USEPA (2000) se a dieta do indivíduo for composta por espécies contaminadas e não contaminadas deve-se ter o cuidado para que a avaliação de exposição não seja demasiadamente protecionista, o que poderia prejudicar o setor pesqueiro e, conseqüentemente, a principal fonte de renda de inúmeros pescadores. Assim, o uso de informações locais para caracterizar dietas mistas pode prevenir algumas dessas incertezas.

Também é importante ter em mente que uma única espécie pode estar exposta à múltiplos contaminantes, fato constatado no presente estudo, onde foi demonstrado níveis de metais acima do estabelecido pela legislação. Entretanto, optou-se por não avaliar o risco da exposição simultânea de contaminantes, mas por demonstrar o risco de ingestão de múltiplas estruturas contaminadas de um mesmo indivíduo, cenário de exposição até então não considerado, e para o qual inexistem equações de avaliação estabelecidas pela USEPA ou outras agências de segurança. Isto posto, reitera-se a necessidade de formulação de uma equação que poderá melhor demonstrar os riscos de exposição nesse contexto.

5. Conclusões

O presente estudo demonstrou que as concentrações de Cu, Cd, Cr e Pb podem representar riscos à saúde humana na Região Amazônica, dependendo da ingestão simultânea ou não das estruturas edíveis de *U. cordatus*, da quantidade (refeições) e frequência de consumo (número de dias por ano). As estimativas do quociente de risco alvo indicaram que a ingestão concomitante de músculo, brânquias e hepatopâncreas incorre em maior risco à população, especialmente quando brânquias são ingeridas, visto os maiores níveis dos metais avaliados terem sido observados nessas estruturas.

Os resultados atuais suscitam preocupação com questões ambientais, econômicas e, especialmente, de saúde pública. Os riscos de exposição da população amazônica que vive dos manguezais aos contaminantes ainda são negligenciados. É necessário, portanto, que tais

avalições passem a compor estudos ambientais a fim de auxiliar na gestão das áreas de proteção ambiental do Sítio RAMSAR da Amazônia. Recomenda-se que mais estudos que incluam outras vias de exposição, espécies, especiação dos metais avaliados e outros não avaliados sejam realizados para que se possa inferir com maior precisão sobre a ingestão de alimentos oriundos dos manguezais dessa região. Espera-se, também, que os resultados atuais forneçam informações que serão úteis para a proteção da população, base para formulação de políticas públicas e que contribuam com o escasso conhecimento sobre este tema na região.

6. Referências bibliográficas

ADEPARÁ - Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará. 2017. Empresas produzem quase 16 mil kg de carne de caranguejo em 2016. Disponível em: <http://www.adepara.pa.gov.br/artigos/empresas-produzem-quase-16-mil-kg-de-carne-de-caranguejo-em-2016>. Acessado: 03/12/2017.

Akagi, H.; Malm, O.; Kinjo, Y.; Harada, M.; Branches, F.J.P., Pfeiffer, W.C. & Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *Sci. Total Environt.*, 175(2), 85–95. doi:10.1016/0048-9697(95)04905-3.

Anandkumar, A., Nagarajan, R., Prabakaran, K., Bing, C.H., Rajaram, R., 2018. Human health risk assessment and bioaccumulation of trace metals in fish species collected from the Miri coast, Sarawak. Borneo. *Marine Poll. Bull.* 133, 655–663.

Andrade, A.C.O.S. & Silva, D.G. 2016. Validação de metodologia de cromo trivalente e cromo hexavalente em água bruta e água residual com material de referência certificado por espectrometria de absorção atômica / chama devido a modificação realizada no método EPA 7195. *Interfaces Científicas - Saúde e Ambiente* 5, 119. <https://doi.org/10.17564/2316-3798.2016v5n1p119-128>

ANM - Agência Nacional de Mineração. 2000. Anuário Mineral Brasileiro 2000 Disponível em: <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/anuario-mineral-brasileiro-2000/view>. Acessado: 05/01/2019.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry (USA). 2010. Chromium. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=17>>. Acesso em: 07 dez. 2017.

Arai, M.A. 2006. Grande elevação eustática do mioceno e sua influência na origem do Grupo Barreiras. *Geologia USP. Série Científica*, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 1-6.

Azevedo-Silva, C.E.; Almeida, R.; Carvalho, D.P.; Ometto, J.P.H.B.; de Camargo, P.B.; Dorneles, P.R., & Torres, J.P.M. (2016). Mercury biomagnification and the trophic structure of the ichthyofauna from a remote lake in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.*, 151, 286–296. doi:10.1016/j.envres.2016.07.035

Barrento, S.; Marques, A.; Teixeira, B.; Carvalho, M. L.; Vaz-Pires, P. & Nunes, M. L. (2009). Influence of Season and Sex on the Contents of Minerals and Trace Elements in Brown Crab (*Cancer pagurus*, Linnaeus, 1758). *J. Agric. Food. Chem.*, 57(8), 3253–3260. doi:10.1021/jf8039022.

Bastos, W.R.; Gomes, J.P.O.; Oliveira, R.C.; Almeida, R.; Nascimento, E.L.; Bernardi, J.V.E. & Pfeiffer, W.C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 368(1), 344–351. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.09.048.

Berrêdo, J.F.; Marcondes, L.C.; Vilhena, M.P.S.P. & Santos, J.T. 2008. Mineralogia e geoquímica de sedimentos de manguezais da costa amazônica: o exemplo do estuário do rio Marapanim (Pará). *Rev. Bra. Geociências*, 38(1): 24-35, março.

Bezerra, F.H.R.; Amaro, V.E.; Vita-Finzi, C. & Saadi, A. 2001. Pliocene-Quaternary fault control of sedimentation and coastal plain morphology in NE Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, 14(1), 61–75. doi:10.1016/s0895-9811(01)00009-8.

Bosco-Santos, A.; Luiz-Silva, W.; Silva-Filho, E.V.; Souza, M. D. C.; Dantas, E.L. & Navarro, M. S. 2017. Fractionation of rare earth and other trace elements in crabs, *Ucides cordatus*, from a subtropical mangrove affected by fertilizer industry. *J. Environ. Sci.*, 54, 69–76. doi:10.1016/j.jes.2016.05.024

Brasil. 1965. Normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos. Presidência da República. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 26 mar.

Brasil. 1998. Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa). Portaria no 685, de 27 de agosto de 1998. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm. Acesso: 27/12/2017.

Brasil. Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA. 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura: Brasil 2008-2009. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura. Disponível em: <http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Publicidade/anu%C3%A1rio%20da%20pesca%20completo2.pdf>. Acesso: 02/02/2017.

Brasil. Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA. 2013. Boletim estatístico da pesca e aquicultura: Brasil 2011. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura. Disponível em: http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Informacoes_e_Estatisticas/Boletim%20MPA%202011FINAL3.pdf

Brasil. Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA. 2013. Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Resolução Da Diretoria Colegiada – Rdc Nº 42, de 29 de agosto de 2013. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/rdc0042_29_08_2013.pdf/c5a17d2d-a415-4330-90db-66b3f35d9fbd. Acesso: 27/12/2017.

Brouwer, M.; Whaling, P., & Engelt, D.W. 1986. Copper-Metallothioneins in the American Lobster, *Homarus americanus*: Potential Role as Cu(I) Donors to Apohemocyanin. *Environ. Health Perspect.* Vol. 65, pp. 93-100.

Bryan, G.W. & Ward, E. 1965. The absorption and loss of radioactive and non-radioactive manganese by the lobster, *Homarus vulgaris*. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 45(1): 65-95.

Clark, P.F., Mortimer, D.N., Law, R.J., Averbs, J.M., Cohen, B.A., Wood, D. & Rainbow,

P.S. 2009. Dioxin and PCB Contamination in Chinese Mitten Crabs: Human Consumption as a Control Mechanism for an Invasive Species. *Environ. Sci. Technol.*, 43(5), 1624–1629. doi:10.1021/es802935a.

Canli, M. & Furness, R. 1995. Absorção de mercúrio e cádmio da água do mar e dos alimentos pelo lagostim *Nephrops norvegicus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14 (5), 819-828.

Coombs, T. L. & George, S. G. 1978. Mechanisms of immobilization and detoxication of metals in marine organisms. *Physiology and Behaviour of Marine Organisms*, 179–187. doi:10.1016/b978-0-08-021548-8.50027-9.

Carvalho-Neta, R.N.F.; Torres-Júnior, A.R. & Abreu-Silva, A.L. 2012. Biomarcadores em bagres *Sciades herzbergii* (Teleostei: Ariidae) de áreas poluídas e não poluídas (baía de São Marcos, nordeste do Brasil). *Appl. Biochem. Biotech.* 166: 1–12.

Carvalho Neta, R.N.F.; Mota-Andrade, T.S.O.; Oliveira, S.R.S.; Torres-Junior, A.R.; Silva, W.C.; Santos, D.M.S. & Brito, N.M. 2019. Biochemical and morphological responses in *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda) as indicators of contamination status in mangroves and port areas from northern Brazil. *Environ. Sci. Pollut. R.* doi:10.1007/s11356-019-04849-0.

Cervellione, F., McGurk, C., Van den Broeck, W., 2017. “Perigastric organ”: a replacement name for the “hepatopancreas” of Decapoda. *Journal of Crustacean Biology* 37, 353–355. <https://doi.org/10.1093/jcbiol/rux020>

Cieslak-Golonka, M., 1995. Toxic and mutagenic effects of chromium (VI). A review. *Polyhedron* 21, 3667–3689.

Corrêa-Júnior, J.D.; Silva, M.R.; Silva, A.C.B.; Lima, S.M.A.; Malm, O. & Allodi, S. 2005. Tissue distribution, subcellular localization and endocrine disruption patterns induced by Cr and Mn in the crab *Ucides cordatus*. *Aquatic Toxicology*, 73(2):139-154.

Costa-Junior, J.M.F.; Silva, C.I.M.; Lima, A. A.S.; Rodrigues Júnior, D.; Silveira, L. C. de L.; Souza, G.S.; & Pinheiro, M. da C. N. 2018. Teores de mercúrio em cabelo e consumo de

pescado de comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira, região do Tapajós. *Ciência & Saúde Coletiva*, 23(3), 805–812. doi:10.1590/1413-81232018233.09492016.

Dobson, A.W.; Erikson, K.M. & Aschner, M. 2004. Manganese neurotoxicity. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1012: 115-128.

Duarte, L.F.A., Souza, C.A., Nobre, C.R., Pereira, C.D. & Pinheiro, M.A.A., 2016. Multi-level biological responses in *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae) as indicators of conservation status in mangrove areas from the western Atlantic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 133: 176-187.

Duarte, L. F. A.; Souza, C. A.; Pereira, C. D. S. & Pinheiro, M.A.A. 2017. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotox. Environ. Safe.*, 145: 367–376.

Official Journal of the European Union. Commission Regulation. 2008. (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Special edition in Croatian: Chapter 13, Volume 038 P. 192 – 195. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32008R0629>. Acesso em: 15/05/2017.

EFSA. Panel on Dietetic products, Nutrition and Allergies. 2014. Scientific opinion on dietary reference values for chromium. *EFSA J* 12: 3845– 3854.

Fadini, P. & Jardim, W. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Total Environ.*, 275(1-3), 71–82. doi:10.1016/S0048-9697(00)00855-x.

FAO/WHO - Food And Agriculture Organization/World Health Organization. 1998. Food consumption and exposure assessment of chemicals. Report of a FAO/WHO consultation, 10-14 February. Geneva, Switzerland. Disponível em: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/63988/1/WHO_FSF_FOS_97.5.pdf. Acessado: 27/12/2017

FAO - Food and Agriculture Organization. Preamble and annexes, 2000. Codex general standard for contaminants and toxins in food. *CODEX-STAN 193–1995* (Rev.1– 1997) Joint FAO/WHO Food Standards Programme. FAO, Rome, Italy.

Fernandes, M.E.B. 2003. *Os Manguezais da Costa Norte Brasileira*. São Luís: Fundação Rio Bacanga. 1a Edição, 142p.

Furtado-Junior, F.A.; Abrunhosa, F.; Holanda, C.A.F. & Tavares, M.C.S. 2016. Selectivity curves of the capture of mangrove crab (*Ucides cordatus*) on the northern coast of Brazil using bayesian inference. *Braz. J. Biol.*, vol. 76, (2), pp. 412-419.

Gomes, R.K.S.; Pereira, L.C.C.; Ribeiro, C.M.M. & Costa, R.M. 2009. Dinâmica socioambiental em uma comunidade pesqueira amazônica, PA-Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9(2): 101-111.

Governo do Estado do Pará/ Secretaria Executiva de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças/ Diretoria de Estudos, Pesquisas e Informações Sócio-Econômicas. 2007. Estatística Municipal – Viseu. Disponível em:

<http://iah.iec.pa.gov.br/iah/fulltext/georeferenciamento/InfoGeo/viseu/pdf/viseu.pdf>.

Acessado: 17/03/2019.

Harada, M., Nakanishi, J., Yasoda, E., Pinheiro, M. da C. N., Oikawa, T., de Assis Guimarães, G. & Ohno, H. 2001). Mercury pollution in the Tapajos River basin, Amazon. *Environ. Int.*, 27(4), 285–290. doi:10.1016/s0160-4120(01)00059-9

Harris, R.R. & Santos, M.C.F. 2000. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs *Ucides cordatus* and *Callinectes danae* (Crustacea: Decapoda). *Mar. Bio.*, 137: 691-703.

Hurlberg, S.H. 1984. Pseudoreplication and design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187-211.

Instituto Brasileiro de Mineração – IBRAM. 2017. Notícias de Mineração Brasil. Five Star Inicia Sondagens no Projeto de Diamantes Jaibaras. Disponível em:

http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD_CHAVE=26766810/05/2017. Acessado: 13/02/2018.

IARC. 2004a. Overall Evaluations of Carcinogenicity to Humans: As Evaluated in *IARC Monographs*, vols. 1–82 (At Total of 900 Agents, Mixtures and Exposures). International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.

Internacional Agency for Research on Cancer (IARC). 2004b. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–120. Disponível em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>. Acesso em: 28/01/2018.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. 2007. Estatística da pesca 2007: Brasil Grandes Regiões e Unidades da Federação. Brasília: IBAMA. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/livros/estatisticadepescadigital.pdf>. Acessado: 25/06/2011.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2011. Geoestatísticas de Recursos Naturais da Amazônia Legal. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/diagnosticos_levantamentos/defa ult.shtm. Acesso em: 03 de setembro de 2017.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2018a. Bragança. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/braganca>. Acessado: 08/06/2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2018b. Viseu. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/viseu>. Acessado: 08/06/2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2018c. Turiaçu. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/turiacu/panorama>. Acessado: 08/06/2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2018c. São Luís. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/sao-luis/panorama>. Acessado: 08/06/2019.

Institute of Medicine (IOM) of the National Academies of Science. 2001. Dietary reference intakes; the essential guide to nutrient requirements. Washington (DC): National Academy. Disponível em: <http://www.iom.edu/Reports/2001/Dietary-Reference-Intakes-for-Vitamin-A-Vitamin-K-Arsenic-Boron-Chromium-Copper-Iodine-Iron-Manganese-Molybdenum-Nickel-Silicon-Vanadium-and-Zinc.aspx>. Acessado: 10/09/2015.

Ivo, C.T.C. & Gesteira, T.C.V. 1999. Sinopse das observações do Caranguejo uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) capturado em estuários de sua ocorrência no Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 7: 9-51.

Kotas, J. & Stasicka, Z. 2000. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environmental Pollution*, 107(3): 263-283.

Landau, E.C. & Moura, L. 2016. *Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais*. Editoras técnicas. – Brasília, DF: Embrapa, 2016. 975p. ISBN 978-85-7035-672-7

Madigan, T.; Turnbull, A.; Tan, J.; Pearn, R. & McLeod, C. 2018. Rock lobster hepatopancreas consumption data for dietary exposure assessment among recreational harvesters in Tasmania and South Australia. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 24(6), 1565–1578. doi:10.1080/10807039.2017.1417024.

McLeod, C.; Kiermeier, A.; Stewart, I.; Tan, J., Turnbull, A. & Madigan, T. 2018. Paralytic shellfish toxins in Australian Southern Rock Lobster (*Jasus edwardsii*): Acute human exposure from consumption of hepatopancreas. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 24(7), 1872–1886. doi:10.1080/10807039.2018.1428083.

Magalhães, J.C. 2010. Folha de São Paulo, quinta-feira, 12 de agosto de 2010. Boato sobre ouro forma um novo garimpo na divisa Pará-Maranhão. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/fsp/mercado/me1208201023.htm>. Acessado:11/03/2015

Malm, O. 1998. Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.*, 77(2), 73–78. doi:10.1006/enrs.1998.3828

- Maulvault, A. L., Anacleto, P., Lourenço, H. M., Carvalho, M. L., Nunes, M. L., & Marques, A. 2012. Nutritional quality and safety of cooked edible crab (*Cancer pagurus*). *Food Chemistry*, 133(2), 277–283. doi:10.1016/j.foodchem.2012.01.023
- Mendes, A.C. 2005. Geomorfologia e Sedimentologia. In: Fernandes, M.E.B. (Org.). *Os Manguezais da Costa Norte Brasileira*. Maranhão: Fundação Rio Bacanga, p. 1ª Edição, 13-32.
- Menezes, M.P.M. & Mehlig, U. 2009. Manguezais: As Florestas da Amazônia Costeira. *Ciência Hoje*, 44(264):34-39.
- Monteiro, M. C.; Pereira, L. C.C.; Guimarães, D. O. & Costa, R. M. 2009. Ocupação territorial e variações morfológicas em uma praia de macromaré do litoral amazônico, Ajuruteua-PA, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9 (2):91-99.
- Moreau, M.F.; Surico-Bennett, J.; Vicario-Fisher, M.; Crane, D.; Gerads, R.; Gersberg, R.M. & Hurlbert, S.H., 2007. Contaminants in tilapia (*Oreochromis mossambicus*) from the Salton Sea, California, in relation to human health, piscivorous birds and fish meal production. *Hydrobiologia*. Vol 576, edição1, pp 127–165. doi.org/10.1007/s10750-006-0299-5.
- Noël, L.; Chafey, C.; Testu, C.; Pinte, J.; Velge, P. & Guérin, T. 2011. Contamination levels of lead, cadmium and mercury in imported and domestic lobsters and large crab species consumed in France: Differences between white and brown meat. *J. Food Compos. Anal.*, 24(3), 368–375. doi:10.1016/j.jfca.2010.08.011.
- Nordhaus, I., Wolff, M., 2007. Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Mar. Biol.* 151, 1665–1681.
- ONU. 2014. Projeto do PNUD ajuda Brasil a alcançar primeira posição em proteção de manguezais do mundo. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/projeto-do-pnud-ajuda-brasil-a-alcancar-primeira-posicao-em-protecao-de-manguezais-do-mundo/>. Acessado: 02/01/2018.

Pinheiro, M.A.A. & Fiscarelli, A.G. 2001. *Manual de Apoio à Fiscalização do Caranguejo-Uçá (Ucides cordatus)*. Itajaí: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) / Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul (CEPSUL), 1a Edição, 43p.

Pinheiro, M.A.A., Silva, P.P.G., Duarte, L.F.A., Almeida, A.A. & Zanotto, F.P. 2012. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Ucididae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: Rhizophoraceae). *Ecotox. Environ. Safe.*, 81: 114-121.

Pinheiro, M.A.A., Duarte, L.F.A., Toledo, T.R., Adam, M.L. & Torres, R.A., 2013. Habitat monitoring and genotoxicity in *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucididae), as tolls to manage a mangrove reserve in southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, 185: 8273-8285.

Pinheiro, M.A.A.; Souza, C.A. & Borba, H. 2015. Meat yield of the mangrove crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae). *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 41, n. 1, p. 43 – 56.

Pinheiro, M.A.A.; Souza, C.A.; Zanotto, F.P.; Torres, R.A. & Pereira, C.D.S. 2017. The crab *Ucides cordatus* (Malacostraca, Decapoda, Brachyura) and other related taxa as environmental sentinels for assessment and monitoring of tropical mangroves from South America, Cap. 10: p. 212-241. In: Larramendi, M.L. (Ed.). **Ecotoxicology and Genotoxicology Non-traditional Aquatic Models**. Issues in Toxicology nº 33. London: Royal Society of Chemistry (RSC), 538p.

Rabitto, I.S.; Bastos, W. R.; Almeida, R.; Anjos, A.; Holanda, Í. B. B., Galvão, R. C. F. & Oliveira Ribeiro, C. A. 2011. Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. *Environ. Int.* 37(1), 56–65.doi:10.1016/j.envint.2010.07.001

Rebello-Mochel, F. 2011. Manguezais amazônicos: status para a conservação e a sustentabilidade na zona costeira maranhense. In: Martins, M.B.; Oliveira, T.G. (Org.). *Amazônia Maranhense: diversidade e conservação*. Belém: MPEG. 1a Edição, 328p.

Sampson L. 1985. Food frequency questionnaires as a research instrument. *Clin. Nutr.* 4:

171-8.

Sargentelli, V.; Mauro, A. E. & Massabni, A. C. 1996. Aspectos do metabolismo do cobre no homem. *Química Nova*, 19(3): 290- 293.

Silva, B. M.S.; Morales, G. P.; Gutjahr, A. L. N.; Faial, K. C.F. & Carneiro, B. S. 2018. Bioaccumulation of trace elements in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) from the macrotidal mangrove coast region of the Brazilian Amazon. *Environ. Monit. Assess.*, 190(4).doi:10.1007/s10661-018-6570-1

Simkiss K. & Taylor, M.G. 1995. Transport of metals across membranes. In: Tessier A, Turner DR (eds) *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. John Wdey & Sons, Chichester, p 2-44.

Storelli, M.M. & Barone, G., 2013. Toxic metals (Hg, Pb, and Cd) in commercially importante demersal fish from Mediterranean sea: contamination levels and dietary exposure assessment. *J. Food Sci.* 78:T362–6. <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2012.02976.x>.

Souza-Filho, P.W. 2005. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, 23(4): 427-435.

Suguio, K. & Nogueira, A. C. R. 1999. Revisão crítica dos conhecimentos geológicos sobre a Formação (ou Grupo?) Barreiras do Neógeno e o seu possível significado como testemunho de alguns eventos geológicos mundiais. *Revista Geociências*, São Paulo, v. 18, n. 2, p. 461-479,

United States Environmental Protection Agency - USEPA. 1989. *Risk assessment guidance for superfund. Human Health Evaluation Manual Part A*, Interim Final. Vol. I. United States Environmental Protection Agency, Washington (DC) (1989 EPA/540/1-89/002).

United States Environmental Protection Agency - USEPA. 1994. *Determination of Trace Elements by Stabilized Temperature Graphite Furnace Atomic Absorption. Method 200.9*,

revision 2.2. United States Environmental Protection Agency, Washington

United States Environmental Protection Agency - USEPA. 2000. *Risk-based Concentration Table*. United States Environmental Protection Agency, Philadelphia, PA; Washington DC

United States Environmental Protection Agency – USEPA. 2018. Integrated Risk Information System - IRIS. Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/subst>. Acessado date: 06/07/ 2018

Vallee, B.L. 1970. Metallothionein proteins. In: Neurath, H. (ed.). *The Proteins*. New York: Academic Press. Vol. 5:192p.

Viarengo, A. & Nott, J. A. 1993. Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology*, v. 104, p. 355-372.

Vilas Boas, G. S.; Sampaio, F. J. & Pereira, A. M. S. The Barreiras Group in the northeastern coast of the State of Bahia, Brasil: depositional mechanisms and processes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 73, n. 3, p. 417-427, 2001.

Vilhena, M.S.P., Costa, M.L. & Berredo, J.F. 2013. Accumulation and transfer of Hg, As, Se, and other metals in the sediment-vegetation-human food chain in the coastal zone of the northern Brazilian state of Pará (Amazonia). *Environ. Geochem. Health*, 35(4): 477-494.

Viñas, P., Pardo-Martínez, M., & Hernández-Córdoba, M. (2000). Determination of Copper, Cobalt, Nickel, and Manganese in Baby Food Slurries Using Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry. *J. Agric. Food Chem.*, 48(12), 5789–5794.

Waalkes, M. P. (2000). Cadmium carcinogenesis in review. *J. Inorg. Biochem.* 79(1-4), 241–244. doi:10.1016/s0162-0134(00)00009-x.

World Health Organization - WHO. 2000. Lead. *WHO Food Additives Series 44*. Geneva: WHO.

World Health Organization - WHO. 2011. Safety evaluation of certain food additives and

contaminants – Lead. *WHO Food Additives Series: 64*. WHO, Geneva.

Zhao, Y.G., Wan, H.T., Law, A.Y., Wei, X., Huang, Y.Q., Giesy, J.P., Wong, M.H., Wong, C.K., 2011. Risk assessment for human consumption of perfluorinated compoundcontaminated freshwater and marine fish from Hong Kong and Xiamen. *Chemosphere*, 85 (2), 277–283.

Conclusão geral

As amostras de componentes ambientais (sedimento e água), vegetação e tecidos corpóreos do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) (hepatopâncreas, brânquias e musculatura) demonstraram que, apesar de considerados prístinos, especialmente pela inexistência de grandes indústrias e pela preservação paisagística, os manguezais da Costa Amazônica brasileira apresentam grandes concentrações e até mesmo contaminação com os metais avaliados para algumas áreas. A análise sedimentar não apresentou inconformidade com os valores recomendados, mostrando que a grande contribuição metálica dessa matriz é autóctone, provavelmente sob influência da Formação Barreiras. Entretanto a presença de elementos metálicos nas amostras de água em valores acima do estabelecido pela legislação mostram-se preocupantes, pois, geralmente, demonstra associação com contaminação atual. O que para a região estudada pode estar atrelado ao baixo índice sanitário e despejo direto de esgoto doméstico em rios e estuários.

Foi constatada a bioacumulação de metais nas áreas costeiras avaliadas transferida diretamente por via aquosa ou no sentido água-vegetação-caranguejo. Entre as estruturas do caranguejo-uçá analisadas, brânquia e musculatura apresentaram os maiores fatores de bioacumulação e por conseguinte as maiores concentrações de metais. Cobre foi o metal de maior acúmulo nas brânquias e demonstrou uma correlação negativa com o tempo de retenção da membrana lisossomal, relação também observada com o sedimento para este mesmo metal. O município de Viseu, considerado área antropizada, apresentou valores médios de tempo de retenção semelhante às áreas consideradas conservadas, o que pode ser um indicativo de maior tolerância dos indivíduos dessas áreas.

Devido à importância comercial e pesqueira do *Ucides cordatus* para as populações da região amazônica, os valores de Pb e Cr acima dos limites estabelecidos pela ANVISA encontrados na carne desse crustáceo, configuram, não apenas, em motivo de preocupação ambiental, mas também, econômica e de saúde pública.

A partir das análises de risco ao consumo humano, a presente tese demonstrou que as concentrações de Cu, Cd, Cr e Pb podem representar riscos à saúde humana na Região Amazônica, dependendo da ingestão simultânea ou não das estruturas edíveis de *U. cordatus*, da quantidade (refeições) e frequência de consumo (número de dias por ano) e da faixa etária, pois crianças são mais suscetíveis à contaminação. As estimativas do quociente de risco alvo indicaram que a ingestão concomitante de músculo, brânquias e hepatopâncreas incorre em maior risco à população, especialmente quando brânquias são ingeridas, visto os maiores

níveis dos metais avaliados terem sido observados nessas estruturas.

Os riscos de exposição da população amazônica que vive dos manguezais aos contaminantes metálicos e outros ainda são negligenciados. É necessário, portanto, que tais avaliações passem a compor estudos ambientais a fim de auxiliar na gestão das áreas de proteção ambiental do Sítio RAMSAR da Amazônia. Recomenda-se que mais estudos que incluam outras vias de exposição, espécies e metais não avaliados sejam realizados para que se possa inferir com maior precisão sobre a ingestão de alimentos oriundos dos manguezais dessa região. Espera-se, também, que os resultados atuais forneçam informações que serão úteis para a proteção da população e que contribuam com o escasso conhecimento sobre este tema na região.

Apêndices

Apêndice A – Resultados das correlações de Spearman estabelecidas entre os dados de matrizes bióticas e abióticas.

	CuSE	CuAG	CuRmV	CuRmS	CuBR	CuHE	CuMU	CuCA
CuSE	1.00							
CuAG	0.13	1.00						
CuRmV	-0.08	0.08	1.00					
CuRmS	0.12	-0.33	0.12	1.00				
CuBR	0.85	-0.01	-0.22	0.05	1.00			
CuHE	0.14	0.37	0.37	0.22	-0.10	1.00		
CuMU	0.48	0.22	-0.22	0.18	0.76	0.05	1.00	
CuCA	0.74	0.44	-0.10	-0.30	0.71	0.15	0.50	1.00
CdSE	0.18	-0.17	0.19	0.14	0.34	0.29	0.51	0.08
CdAG	0.12	0.58	-0.27	-0.18	0.12	0.15	0.22	0.35
CdBR	-0.41	0.16	0.25	-0.03	-0.68	0.52	-0.50	-0.20
CdHE	-0.17	0.13	0.58	-0.04	-0.31	0.38	-0.29	-0.34
CdMU	0.30	0.42	0.44	-0.07	-0.08	0.42	-0.14	0.37
CdCA	-0.14	-0.23	0.37	-0.06	-0.04	0.24	-0.01	0.14
CrSE	0.74	0.09	0.09	0.00	0.73	0.39	0.58	0.58
CrAG	-0.10	0.17	-0.44	-0.64	0.01	-0.05	0.10	0.13
CrRmV	0.10	0.31	-0.65	-0.15	0.09	0.09	0.24	0.26
CrRmS	-0.28	-0.16	0.16	0.21	-0.40	-0.31	-0.39	-0.31
CrBR	-0.32	-0.12	0.36	0.28	-0.33	0.40	0.06	-0.32
CrHE	0.15	-0.02	0.55	0.37	0.08	0.04	0.14	-0.12
CrCA	-0.52	-0.30	0.23	0.15	-0.25	-0.11	0.03	-0.20
PbSE	0.40	-0.03	0.22	0.39	0.09	0.60	0.08	0.24
PbAG	-0.30	-0.85	0.14	0.11	-0.12	-0.21	-0.31	-0.51
PbRmV	-0.03	0.62	0.43	0.04	-0.29	0.65	-0.05	-0.11
PbRmS	0.22	0.29	-0.02	-0.57	0.27	0.26	0.27	0.55
PbBR	-0.22	0.02	0.24	-0.16	-0.44	0.16	-0.54	-0.28
PbMU	0.21	-0.53	-0.20	0.72	0.13	0.20	0.13	-0.10
PbCA	-0.06	0.25	0.48	-0.09	-0.07	0.01	-0.09	-0.23
MnSE	0.69	0.54	0.00	-0.20	0.73	0.16	0.74	0.83
MnAG	0.19	0.43	0.20	0.11	0.29	0.65	0.66	0.41
MnRmV	0.05	-0.06	0.35	0.37	0.06	-0.07	0.27	0.04
MnRmS	0.01	-0.38	0.20	0.72	-0.07	-0.12	0.05	-0.32
MnBR	0.24	0.51	0.13	0.34	0.17	0.68	0.57	0.31
MnHE	0.41	0.37	0.01	0.20	0.51	0.43	0.76	0.58
MnMU	0.10	0.19	0.18	-0.11	0.38	0.35	0.56	0.29
MnCA	0.50	0.56	0.17	0.06	0.55	0.50	0.66	0.72
VN	-0.64	0.16	0.65	0.05	-0.74	0.34	-0.47	-0.37

Apêndice A – Resultados das correlações de Spearman estabelecidas entres os dados de matrizes bióticas e abióticas (cont.).

	CdAG	CdBR	CdHE	CdMU	CdCA	CrSE	CrAG	CrRmV	CrRmS
CdAG	1.00								
CdBR	-0.01	1.00							
CdHE	0.09	0.25	1.00						
CdMU	0.05	0.43	0.32	1.00					
CdCA	0.14	0.29	0.08	0.13	1.00				
CrSE	-0.20	-0.30	-0.08	0.24	0.02	1.00			
CrAG	-0.09	0.03	-0.03	0.06	-0.24	0.22	1.00		
CrRmV	-0.02	0.14	-0.55	-0.08	-0.50	0.19	0.58	1.00	
CrRmS	0.19	0.07	0.15	0.27	0.23	-0.60	-0.41	-0.57	1.00
CrBR	-0.56	0.53	0.16	0.24	0.14	0.17	0.16	0.15	-0.20
CrHE	-0.49	0.01	0.36	0.27	-0.28	0.18	-0.20	-0.17	-0.11
CrCA	-0.06	0.03	-0.03	-0.13	0.58	-0.36	-0.15	-0.37	0.40
PbSE	-0.22	0.48	0.05	0.67	0.22	0.48	-0.04	0.14	-0.04
PbAG	-0.66	-0.04	0.12	-0.49	0.20	-0.08	-0.03	-0.29	-0.15
PbRmV	0.36	0.30	0.71	0.50	-0.06	0.08	-0.03	-0.19	0.11
PbRmS	-0.02	-0.04	-0.16	0.33	0.27	0.62	0.62	0.27	-0.35
PbBR	0.13	0.20	0.69	0.44	0.09	-0.28	0.15	-0.43	0.54
PbMU	-0.45	0.09	-0.34	0.03	-0.01	0.26	-0.11	0.25	-0.01
PbCA	0.32	-0.16	0.61	-0.07	0.02	-0.13	-0.40	-0.63	0.16
MnSE	0.22	-0.40	-0.25	0.34	-0.03	0.75	0.20	0.24	-0.36
MnAG	0.16	0.01	0.04	0.24	0.26	0.57	0.18	0.18	-0.37
MnRmV	-0.39	0.14	0.00	0.39	0.01	0.07	-0.12	-0.04	0.14
MnRmS	-0.56	0.06	-0.03	0.18	-0.22	-0.05	-0.29	-0.06	0.27
MnBR	0.42	0.22	0.16	0.45	0.20	0.36	-0.04	0.12	-0.05
MnHE	0.25	-0.26	-0.29	0.18	0.24	0.60	0.01	0.18	-0.21
MnMU	0.22	-0.27	-0.03	-0.29	0.43	0.48	-0.04	-0.11	-0.47
MnCA	0.35	-0.23	-0.10	0.22	0.15	0.59	-0.06	0.13	-0.37
VN	-0.10	0.50	0.38	0.32	0.35	-0.41	-0.20	-0.37	0.41

Apêndice A – Resultados das correlações de Spearman estabelecidas entres os dados de matrizes bióticas e abióticas (cont.).

	CrBR	CrHE	CrCA	PbSE	PbAG	PbRmV	PbRmS	PbBR	PbMU
CrBR	1.00								
CrHE	0.50	1.00							
CrCA	0.22	-0.05	1.00						
PbSE	0.55	0.27	-0.16	1.00					
PbAG	0.24	0.16	0.28	-0.13	1.00				
PbRmV	0.17	0.14	-0.23	0.22	-0.49	1.00			
PbRmS	0.12	-0.32	0.00	0.22	-0.23	0.08	1.00		
PbBR	-0.10	-0.09	0.15	0.04	0.01	0.49	0.03	1.00	
PbMU	0.43	0.14	0.08	0.66	0.25	-0.28	-0.10	-0.17	1.00
PbCA	-0.29	0.14	-0.20	-0.40	-0.09	0.53	-0.29	0.19	-0.67
MnSE	-0.10	0.08	-0.22	0.20	-0.59	0.12	0.63	-0.33	-0.12
MnAG	0.40	0.08	0.25	0.35	-0.33	0.38	0.57	-0.12	0.13
MnRmV	0.60	0.78	0.30	0.42	-0.01	-0.09	-0.15	-0.17	0.33
MnRmS	0.54	0.71	0.18	0.43	0.20	-0.13	-0.45	-0.08	0.65
MnBR	0.36	0.12	0.06	0.55	-0.59	0.59	0.24	-0.01	0.21
MnHE	0.10	-0.10	0.21	0.30	-0.47	0.18	0.55	-0.27	0.21
MnMU	0.01	-0.22	0.18	-0.15	-0.02	0.13	0.45	-0.36	-0.24
MnCA	-0.06	0.04	0.07	0.17	-0.49	0.26	0.45	-0.25	-0.06
VN	0.38	0.08	0.57	0.03	0.01	0.42	0.01	0.46	-0.15

Apêndice A – Resultados das correlações de Spearman estabelecidas entres os dados de matrizes bióticas e abióticas (cont.).

	PbCA	MnSE	MnAG	MnRmV	MnRmS	MnBR	MnHE	MnMU	MnCA	VN
PbCA	1.00									
MnSE	-0.05	1.00								
MnAG	-0.16	0.62	1.00							
MnRmV	-0.26	0.16	0.20	1.00						
MnRmS	-0.29	-0.18	-0.07	0.81	1.00					
MnBR	-0.03	0.49	0.80	0.29	0.10	1.00				
MnHE	-0.21	0.76	0.88	0.13	-0.07	0.73	1.00			
MnMU	0.28	0.47	0.66	-0.28	-0.50	0.34	0.64	1.00		
MnCA	-0.02	0.79	0.83	0.07	-0.22	0.64	0.87	0.65	1.00	
VN	0.13	-0.33	0.20	0.15	0.09	0.13	0.00	0.01	0.01	1.00