



Concentração de metais (Cu, Zn, Cd, Pb e Hg) em invertebrados e algas bentônica de interesse econômico e alimentar e risco de exposição humana no litoral do Estado do Ceará

Coordenador: Luiz Drude de Lacerda

Pesquisadores: César Augusto Barrios Rodriguez
Victória Emily Rodrigues Sousa
Liana Raquel Rodrigues Soares Bruno



Fortaleza, Novembro de 2024



FUNDAÇÃO CEARENSE DE APOIO AO DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO
PROGRAMA CIENTISTA CHEFE
PESCA & AQUICULTURA

Instituição Executora:	Universidade Federal do Ceará – Instituto de Ciências do Mar
Título do Projeto:	Promovendo sustentabilidade alimentar e energética da Aquicultura através da modulação de impactos no ciclo do carbono e da qualidade de seus produtos no estado do Ceará
Grande Área:	Pesca & Aquicultura
Área:	Segurança Alimentar
Subárea:	Contaminação dos produtos da pesca e Aquicultura
Coordenador Geral:	Luiz Drude de Lacerda
Pesquisadores Principais:	César Augusto Barrios Rodriguez Victória Emily Rodrigues Souza Liana Raquel Rodrigues Soares Bruno

Apresentação do Projeto:

O Brasil, apesar de sua extensa faixa costeira, ainda não é um grande destaque no cenário mundial na produção de moluscos e algas marinhas. Entretanto, a América Latina já é um dos maiores produtores, e mostra um grande potencial para expansão da exploração destes recursos. No Ceará, algas e moluscos são componentes importantes da dieta e fonte de renda da população costeira. Portanto, é necessário evitar risco à saúde pública e a segurança alimentar advindo do eventual consumo de organismos de baixa qualidade ou contaminados. A contaminação de produtos da pesca e Aquicultura é um dos grandes problemas enfrentados por todos os países que desenvolvem este tipo de atividade, principalmente se considerarmos que estas atividades são realizadas em regiões impactadas de forma direta ou indireta pela deposição de metais tóxicos como o mercúrio (Hg), chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu), cádmio (Cd), entre outros. Para o pleno uso deste recurso biológico renovável é necessário avaliar e fornecer, de forma permanente, dados que permitam autoridades sanitárias estabelecer recomendações e estabelecer restrições de consumo e uso (inclusive no caso do uso farmacêutico de alguns desses organismos), para aqueles produtos que não se enquadrem aos níveis de segurança alimentar ou que mostrem risco potencial de exposição aos consumidores. Este projeto pretende fornecer os dados necessários as ações legais e de orientação à população consumidora e ações mitigadoras eventualmente aplicáveis, sobre os níveis de metais (Hg, Pb, Cd, Zn e Cu) nas principais espécies de moluscos e algas marinhas utilizados no estado do Ceará, seja para o consumo humano e/ou como matéria prima para a elaboração de outros produtos alimentícios e farmacêuticos.

SUMÁRIO

1. Introdução	6
1.1. Setor produtivo de algas no Brasil	6
1.2. Uso de algas marinhas	6
1.3. Uso das algas na indústria alimentar	7
1.4. Setor produtivo de moluscos bivalves no Brasil	7
1.5. Segurança alimentar e contaminação por metais em algas marinhas e moluscos	8
2. Metodologia	10
2.1. Localização da amostragem	10
2.2. Coleta e pré-tratamento de amostras	11
2.3. Processamento de moluscos bivalves	11
2.4. Processamento de algas marinhas	12
2.5. Quantificação de metais	12
3. Resultados	14
3.1. Concentração de metais	14
3.2. Estimativa de risco de exposição	18
3.3. Uso da ostra <i>C. rhizophora</i> como monitor da contaminação por metais no litoral do Ceará	21
4. Referências	24

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Estimativa de cargas de metais para as bacias estuarinas incluídas neste estudo, adaptado de SEMACE (2005) e Paula Filho et al. (2014; 2021) (t.ano⁻¹). 10
- Tabela 2.** Faixa de concentração total para Cu, Cd, Pb, Zn (mg/kg) e Hg (µg/kg) em sedimentos dos estuários incluídos neste estudo. (Maris et al., 2004; Vaisman et al., 2005; Paula Filho et al., 2014; 2015; 2019; Moura e Lacerda, 2022 ; Santos et al., 2023). (-) Dados ainda não disponíveis. 11
- Tabela 3.** Concentração de Cu, Cd, Pb, Zn (mg/kg) e Hg (µg/kg) em algas marinhas utilizadas como recurso alimentar ou como insumo na indústria alimentar e farmacêutica na costa do Ceará. Concentrações estimadas em peso úmido transformadas pela umidade das algas (81%). <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. * Concentrações sugeridas por diversos órgãos internacionais, compilados em Matias et al. (2024). 14
- Tabela 4.** Concentração em peso úmido (mg/kg, exceto o Hg, em µg/kg*) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg em moluscos bivalves e gastrópodes utilizados como alimento na costa do Ceará. Concentrações estimadas a partir da umidade: Bivalves 86,7% e Gastrópodes (73,2%). <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ** ANVISA (1998). 15
- Tabela 5.** Concentração em peso úmido (mg/kg, exceto o Hg, em µg/kg*) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg em crustáceos utilizados como alimento na costa do Ceará. Concentrações estimadas a partir da umidade (79%). <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ** ANVISA (1998). *** Apenas 1 ou 2 indivíduos analisados. 16
- Tabela 6.** THQ: *Target Hazard Quotient* (Coeficiente de risco de consumo) para metais (Cu, Cd, Pb e Zn) de moluscos bivalves e gastrópodes, algas marinhas, e crustáceos utilizados como recurso alimentar ou como insumo na indústria alimentar e farmacêutica na costa do Ceará. THQ <1 – Não existe risco significativo a saúde, pelas concentrações observadas. . 19
- Tabela 7.** Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg/kg em peso úmido), em tecido muscular do crustáceo *Ucides cordatus*. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. 21
- Tabela 8.** Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg/kg em peso úmido), em tecido muscular do crustáceo *Callicnetes* sp. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 77%. 21
- Tabela 9.** Concentração de metais traços na espécie *Crassostrea rhizophorae* reportadas para o litoral brasileiro. As concentrações são reportadas em mg/kg de peso úmido, quanto no trabalho original reportadas em peso seco, foram transformadas pelo teor de umidade de 90%. * Concentrações médias na ostra cultivada *C. gigas*, para comparação. 22

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Localização das estações de coleta de algas bentônicas e invertebrados no litoral do Ceará. As coletas foram realizadas entre janeiro e setembro de 2024. 10
- Figura 2.** Medição do comprimento total da concha em moluscos bivalves: *Anomalocardia flexuosa* (a), e *Tagelus plebeius* (b)..... 12
- Figura 3.** a) Equipamento de micro-ondas. b) Equipamento de absorção atômica por chama, utilizados na preparação (a) e quantificação de metais (b) nas amostras coletadas. 13
- Figura 4.** Fluxograma do protocolo operacional de análise de cádmio, cobre, chumbo e zinco nas amostras utilizadas. 14
- Figura 5.** Concentração de metais (Cu, Cd, Pb e Zn) em biota (moluscos bivalves, gastrópodes e algas marinhas) utilizados como recurso alimentar ou como insumos ou princípios na indústria coletados na costa do Ceará e sua comparação com o limite de concentração permissível (ANVISA, 1998). *Linha vermelha: Limite de concentração permissível em produtos do mar (moluscos bivalves, algas marinhas e gastrópodes) para o Cu (30 mg/kg), Cd (2,0 mg/kg), Pb (1,5 mg/kg) e Zn (50 mg/kg). **Erro! Indicador não definido.**
- Figura 6.** Concentração de Hg em biota (moluscos bivalves, gastrópodes e crustáceos) utilizados como recurso alimentar ou como insumos ou princípios na indústria coletados na costa do Ceará e sua comparação com o limite de concentração permissível para o mercúrio estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998). *Linha vermelha: Limite de concentração permissível em produtos do mar (moluscos bivalves, algas marinhas e gastrópodes) para o Hg (0,5 mg/kg). **Erro! Indicador não definido.**
- Figura 7.** Concentração de metais (Cu, Pb e Zn) na ostra *C. rhizophorae* amostradas nos estuários dos rios Jaguaribe (JA), Luís Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), e Cocó (CO). 23
- Figura 8.** Concentração de Hg na ostra *C. rhizophorae* amostradas nos estuários dos rios Jaguaribe (JA), Luís Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), e Cocó (CO). 24

1. Introdução

1.1. Setor produtivo de algas no Brasil

A aquicultura tem mostrado um contínuo crescimento desde o ano 2020 e atingido um novo recorde histórico de produção mundial em 2022, chegando a 130,9 milhões de toneladas, um aumento de 8,1 milhões de toneladas em relação aos 122,8 milhões de toneladas em 2020 (FAO, 2024). Esta produção compreende 94,4 milhões de toneladas de animais aquáticos e mais de 2.700 toneladas de conchas, pérolas e alguns outros subprodutos. No caso das algas marinhas, embora a produção na Latinoamérica tem diminuído, seu cultivo tem triplicado a nível global, mostrando uma produção de 36,5 milhões de toneladas (FAO, 2024).

A indústria latino-americana de algas marinhas desempenha um papel importante em escala global já que 17% de todas as algas marinhas e 37% das algas vermelhas para a indústria de ficocolóides são produzidas nesta região. No Brasil o cultivo de algas ou algicultura tem aumentado gradualmente, contudo os valores de produção são inferiores aos reportados para países como Chile, Perú, Canadá, México e Estados Unidos (FAO & WHO, 2022). Algumas das espécies de algas que estão sendo exploradas no Brasil comercialmente são *Gracilaria birdiae*, *Hypnea musciformis* e *Kappaphycus alvarezii*, com destaque para esta última, pelo seu potencial de reprodução vegetativa, a sua taxa de crescimento e pela possibilidade de utilização da porção sólida para extração de carragenina e do uso do extrato líquido como biofertilizantes e bioestimulantes (Carvalho & Castro, 2014). A espécie *G. birdiae* que mostra uma distribuição natural ao longo da costa do estado do Ceará até o estado do Espírito Santo também tem sido explorada economicamente para a produção de ágar (Plastino & Oliveira, 2002).

De acordo com Oliveira et al. (2002) a exploração de algas no nordeste do Brasil para fins comerciais vem sendo realizada desde a década de 60. Desde então, as algas exploradas são utilizadas para a exportação, como também para o processamento no Brasil, especialmente na produção de ágar-ágar e kappa-carragenano. No Ceará os principais sítios de cultivo de algas são no município de Icapuí e Trairi, onde o cultivo é tradicionalmente realizado por famílias de pescadores, e principalmente pelas mulheres, tendo, portanto, relevância não só econômica como também social para essas populações tradicionais.

1.2. Uso de algas marinhas

As algas marinhas devido a seu amplo conteúdo de compostos bioativos, bem como benefícios nutricionais, têm sido utilizadas em diferentes tipos de aplicações entre as quais podemos mencionar, a produção de alimentos, ração, medicamentos, produtos químicos, fontes de energia e materiais de construção (Zhang et al., 2022). No mercado mundial e principalmente na área farmacêutica, as algas pardas, verdes e vermelhas são utilizadas de acordo com seus compostos constituintes. As algas pardas apresentam um conteúdo de polissacáridos variando de 4 a 70% do peso seco e os princípios bioativos incluem alginato, fucoidan, manitol e laminarina (Gupta & Ghannam, 2011; Zhang et al., 2022). As algas

vermelhas apresentam polissacáridos como a carragenina, um dos compostos mais estudados devido a suas funcionalidades biológicas, ainda são utilizados ágar, proteínas, aminoácidos, esteróis, carotenoides, bromofenóis e outros compostos bioativos naturais (Qiu et al., 2022; Zhang et al., 2022). Por outro lado, as algas verdes, um dos grupos mais abundantes, contêm polissacáridos, glicoproteínas, lectina, carotenoides e outros compostos bioativos (Zhang et al., 2022; Xu et al., 2023). Além disso, apresentam um alto conteúdo de nutrientes necessários a nutrição animal e humana (Zhang et al., 2022).

1.3 Uso das algas na indústria alimentar

As macroalgas marinhas têm sido parte da culinária popular em países como Japão, China e a República de Coreia (Simões et al., 2016; Zhang et al., 2022), onde alimentos como “nori”, “kombu”, “wakame”, são largamente consumidos pela população. A popularidade deste alimento se deve principalmente as suas características nutricionais, apresentando um alto teor de proteínas, fibras alimentares, vitaminas, minerais e baixo teor de gordura, o que as torna um alimento natural ideal para o consumo humano (Wong & Cheung, 2000; Xu et al., 2023).

No Brasil, as algas marinhas são utilizadas principalmente para a extração e produção de espessantes (ágar e carragenina) que são empregados na indústria alimentícia para a produção de gelatinas, sorvetes, geleias doces, lácteos, além de cosméticos, cremes, xampus e sabonetes líquidos. No nordeste do Brasil é possível utilizar algumas espécies do gênero *Gracilaria* na alimentação humana, sendo consumidas cruas ou em sopas, geleias, doces, iogurtes, flans e pudins (Araujo & Rodrigues, 2011).

1.4 Setor produtivo de moluscos bivalves no Brasil

Atualmente a aquicultura é de longe a principal fonte de moluscos, principalmente bivalves, para alimentação humana. A China é por uma margem significativa o maior fornecedor deste produto (FAO, 2020). A demanda por bivalves tem aumentado substancialmente ao longo do tempo, como consequência do aumento dos rendimentos em todo o mundo, mas também devido as características favoráveis das espécies (FAO, 2020). Entre essas características estão seu alto conteúdo de proteína, sendo inclusive mais alto do que alguns tipos de carnes (carne de porco, boi e frango), grãos (arroz e trigo) e legumes (soja) (Willer & Aldridge, 2020). Além disso, o cultivo destes organismos apresenta um impacto ambiental menor, usando quase nenhuma terra ou água doce, dependendo principalmente da água do mar. Ademais, suas emissões de carbono são mais baixas do que muitas culturas de cereais e sua produção contribui para a restauração e proteção de ecossistemas costeiros (Willer & Aldridge, 2020).

No Brasil, de acordo com o boletim de aquicultura em águas da União até dezembro de 2022 havia 468 contratos de cessão de uso destinados a malacultura ou com cultivos multitróficos (moluscos e algas). Destas, 431 enviaram seus relatórios anuais de produção e reportaram 9.326 toneladas de produção total de moluscos, o que corresponde a 18,49% do total da capacidade de produção desses empreendimentos. O estado com maior participação e destaque foi Santa Catarina, colocando o Brasil na segunda posição em

produção desses organismos na América Latina e sendo responsável por 91,9% dos relatórios de produção enviados e 98,01% da produção nacional, seguido pelo Rio Grande do Norte com 132 toneladas produzidas (MPA, 2022).

A principal espécie de molusco cultivada no Brasil é o mexilhão (*Perna perna*) com produção anual em 2022 de 7.096 toneladas produzidas, o que corresponde a 76,1% do volume total. Segue-se a ostra do Pacífico (*Crassostrea gigas*) com 2.039 toneladas; ostras nativas (*Crassostrea* spp.) com 174 toneladas, e vieiras (*Nodipecten nodosus*) com 17 toneladas (MPA, 2022). Outras espécies, são bastante representativas no extrativismo e apresentam uma frequência alta de capturas em áreas estuarinas e de manguezais, são elas: ostra (*Crassostrea mangle*), mexilhão (*Mytella falcata*) e vôngole (*Anomalocardia flexuosa*). Já espécies com captura em menor escala e mais localizadas são: a tarioba (*Iphigenia brasiliensis*), o aribo (*Tagelus plebeius*) e a lambreta (*Lucina pectinata*) (Souto & Martins, 2009). No Nordeste do Brasil, as espécies *I. brasiliensis*, *Mytella guayanensis*, *T. plebeius*, *C. rizophorae* e *A. flexuosa* são exploradas principalmente por populações ribeirinhas de baixa renda, as quais utilizam estes recursos como complementação alimentar e como fonte geradora de renda (Farias, 2008).

1.5 Segurança alimentar e contaminação por metais em algas marinhas e moluscos

O aumento das concentrações de metais no ambiente marinho devido a eventos naturais e fontes antrópicas leva a um maior acúmulo de metais nos tecidos de organismos marinhos, representando uma ameaça significativa tanto a essas espécies e aos ecossistemas marinhos que habitam, quanto as populações humanas que dependem de recursos marinhos como algas e moluscos bivalves como fonte de alimento e renda (Younis et al., 2024). Esta ameaça para a saúde humana tende a ser maior nas regiões estuarinas, devido a uma maior densidade populacional e que geralmente concentra diversas atividades industriais e portuárias, agropecuárias, de mineração e de aquicultura (Soares et al., 2021). Como resultado destas atividades ocorre a emissão de diversos tipos de substâncias, incluindo metais traços. Uma vez que esses contaminantes estejam dentro dos estuários, eles podem se adsorver em partículas suspensas, formar complexos e se depositar nos sedimentos de superfície, atingindo concentrações suficientemente altas para representar um risco a vida aquática e humana (Silva et al., 2015; Santos et al., 2023).

Metais como o mercúrio (Hg), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e arsênio (As), são conhecidos por representar risco para a segurança alimentar em diferentes produtos do mar (por exemplo, peixes, mariscos e algas marinhas) (Silva et al., 2016; Djedjibegovic et al., 2020). De maneira semelhante, metais essenciais, como o zinco (Zn) e cobre (Cu), podem, em altas concentrações, também produzir efeitos deletérios à saúde humana (Jomova et al., 2022).

Nas algas marinhas e moluscos bivalves existe preocupação sobre a concentração de metais devido ao elevado potencial de bioacumulação destes organismos para metais como Hg, Cd, e Pb. Por outro lado, essa característica confere a estes organismos o potencial de ser utilizados como biomonitores de poluição por metais em zonas costeiras (Vasquez &

Guerra, 1996; Rakib et al., 2021). A transferência destes elementos através da cadeia alimentar afeta aos organismos filtradores interferindo não só nas suas funções biológicas, como também representa um risco potencial para a saúde humana devido ao consumo de produtos do mar contaminados (Silva et al., 2013; El Nemr et al., 2016).

Um dos maiores exemplos da relação entre as concentrações ambientais de um elemento e sua acumulação em organismos filtradores são as ostras. Esses organismos são amplamente reconhecidos como importantes biomonitores ambientais em regiões costeiras, devido a sua capacidade de assimilar metais, como o mercúrio, cobre, zinco e chumbo, por meio da ressuspensão desses elementos do sedimento para a coluna de água (Santos et al., 2023). Dessa forma, a bioacumulação de metais nas ostras pode ser o resultado de uma maior disponibilidade de metais na coluna de água em regiões estuarinas (Santos et al., 2023). Esse comportamento foi observado por diversos autores estudando a distribuição de metais em ostras ao longo do litoral do Ceará (Vaisman et al. 2005 e Rios et al. 2016).

O estado do Ceará apresenta regiões estuarinas importantes, entre essas, a região do rio Jaguaribe, Pacoti, Ceará e Cocó. Cada uma destas áreas apresenta concentrações ambientais de metais traços que variam de acordo com a dinâmica do ambiente e a proximidade de atividades antrópicas. Santos et al. (2023) classificou esses estuários de acordo com o grau de contaminação para um determinado metal, onde o Rio Jaguaribe e Ceará foram classificados como moderadamente contaminados para o zinco. Já para o mercúrio, os estuários do rio Cocó e Ceará foram classificados como não contaminados a moderadamente contaminados. No caso do estuário do rio Pacoti foi classificado como não contaminado a moderadamente contaminado para o chumbo, com aproximadamente 50% do chumbo biodisponível no sedimento. No caso do Rio Parnaíba tem mostrado níveis significativos de contaminação e enriquecimento por metais como chumbo e zinco, além disso o sedimento deste rio tem mostrado contaminação por metais como o chumbo, zinco, cobre e ferro (Santos et al., 2023).

Como pode ser observado, devido a suas características hidrodinâmicas, e as diferentes fontes de contaminação, os ambientes estuarinos mostram uma grande variabilidade na concentração de metais traços, afetando diretamente a biota dessas regiões e consequentemente representando um risco para a segurança alimentar de produtos utilizados para o consumo humano, como é o caso dos moluscos bivalves e algas marinhas. Com isso, é fundamental que para o comércio desses produtos sejam exigidos padrões de segurança rigorosos e o estabelecimento de limites de concentração de metais e metaloides. Estes limites são estabelecidos por diversos órgãos de fiscalização em diferentes países, e órgãos internacionais como a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO). No Brasil, esses limites são estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) para metais como zinco, cobre, chumbo, cádmio e mercúrio.

2. Metodologia

2.1 Localização da amostragem

A Figura 1 mostra os diferentes pontos de coleta de invertebrados e algas bentônicas no litoral do Ceará. Foi dada ênfase a Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) pela maior concentração de possíveis fontes antrópicas de metais, particularmente de origem na urbanização e industrialização da região. A inclusão da estação Luís Correia, no Estado do Piauí foi decidida pela importância da região como fornecedora de moluscos e crustáceos comestíveis para mercados cearenses.

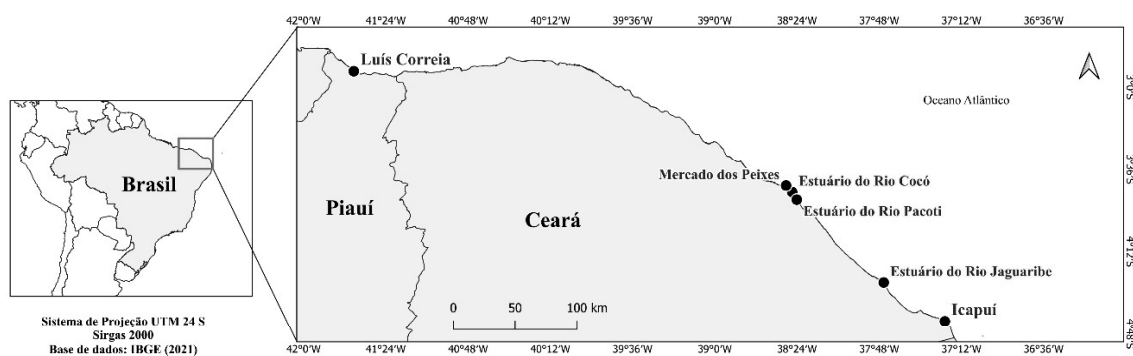


Figura 1 Localização das estações de coleta de algas bentônicas e invertebrados no litoral do Ceará. As coletas foram realizadas entre janeiro e setembro de 2024.

Existem poucos dados sobre a contribuição antrópica de metais para as áreas estudadas. No programa de Zoneamento Ecológico e Econômico do Estado do Ceará (SEMACE, 2005) foi realizada uma estimativa da carga de metais originados em fontes antrópicas e naturais. Paula Filho et al. (2015) estimaram essas cargas para a região de Luís Correia. A tabela 1 resume essas emissões para os estuários onde foram coletadas as amostras neste estudo. Fica evidente a importância da região metropolitana em relação a eventual contaminação por metais, haja visto as cargas até uma ou duas ordens de grandeza maiores que os estuários com baixa urbanização (SEMACE, 2005). Além disso, na tabela 2 podem ser encontradas as concentrações totais para Cu, Cd, Pb, Zn e Hg nos sedimentos de fundo dos estuários dos rios incluídos até o momento neste estudo.

Tabela 1. Estimativa de cargas de metais para as bacias estuarinas incluídas neste estudo, adaptado de SEMACE (2005) e Paula Filho et al. (2014; 2015; 2021) ($t \cdot ano^{-1}$).

Estuário	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
Luís Correia (Parnaíba)	129,3	8,5	93,2	236,1	0,8
Cocó	36,3	4,9	104,4	103,8	0,49
Pacoti	5,4	0,5	4,4	22,0	0,03
Jaguaribe	12,3	0,3	3,8	12,6	0,03
Icapuí	7,5	0,1	0,7	2,5	0,01

Tabela 2. Faixa de concentração total para Cu, Cd, Pb, Zn (mg/kg) e Hg (µg/kg) em sedimentos dos estuários incluídos neste estudo. (Maris et al., 2004; Vaisman et al., 2005; Paula Filho et al., 2014; 2015; 2019; Moura e Lacerda, 2022 ; Santos et al., 2023 ; Peres, 2012) . (-) Dados ainda não disponíveis.

Lugar	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
Luís Correia	1,5 – 48,0	0,5	1,5 – 45,7	2,4 – 31,0	27,0 – 39,4
Cocó	8,8	-	14,2	60,2	46 – 51
Pacoti	3,4 – 5,9	0,02 – 0,05	8,97 – 26,4	12,4 – 32,3	4,0 – 6,0
Jaguaribe	4,5 – 6,9	0,03 – 0,06	16,6 – 28,5	13,2 – 19,2	6,14 – 19,0
Icapuí	1,02	-	2,5	9,8	-

2.2 Coleta e pré-tratamento de amostras

Para definir as espécies de moluscos bivalves e algas marinhas, foi elaborado um inventário baseado nas informações disponíveis sobre produção de moluscos bivalves e algas marinhas no Ministério de Pesca e Aquicultura, além das principais publicações ou relatórios sobre as atividades locais de mariscagem e algicultura no estado do Ceará. Foi fundamental o registro dos principais pontos de comercialização destes produtos, especialmente onde a pesca artesanal contribui com uma grande parcela da produção de moluscos bivalves e algas marinhas para o consumo humano local, isto permitiu determinar adequadamente as espécies que seriam avaliadas.

As amostras coletadas em pontos de venda foram unicamente utilizadas quando os indivíduos estavam frescos e sem nenhum tipo de cozimento ou qualquer outro tratamento. As amostras destes lugares foram conservadas em isopor com gelo até chegar no laboratório para seu posterior processamento. No caso das amostras obtidas no campo, elas foram coletadas em bancos de areia, colocadas em sacolas plásticas e conservadas em isopor com gelo até chegar no laboratório.

2.3 Processamento de moluscos bivalves

Devido ao tamanho e a pouca quantidade de amostra que pode ser obtida nestes organismos (moluscos bivalves e moluscos gastrópodes), foram preparadas amostras compostas. O método de amostragem composta permite que uma quantidade maior de material seja analisada, garantindo que o método analítico seja capaz de quantificar os contaminantes presentes em concentrações traço. Para isso, foi necessário o registro do comprimento da concha (CC) de todos os indivíduos (Figura 2), isto permitiu agrupá-los de acordo com a faixa de tamanho. As amostras foram constituídas por uma média de 8 indivíduos com faixa de tamanho semelhante. As amostras compostas por 8 indivíduos apresentaram um peso úmido de aproximadamente 16 a 24 g, dependendo do tamanho dos indivíduos utilizados. Para nosso trabalho foi necessário que o peso úmido por amostra composta fosse superior a 15 g, já que foi a quantidade de amostra suficiente para que após o processo de liofilização restassem aproximadamente 2 g de amostra, e permitisse a

quantificação de metais em duplicata. Para este trabalho foi utilizado todo o tecido mole dos indivíduos, uma vez que é a parte normalmente consumida.

Após o processamento inicial de identificação e medição do tamanho de cada um dos indivíduos, as amostras foram embaladas individualmente em placas de Petri, levadas ao congelador para posterior liofilização durante três ou quatro dias e posterior maceração.

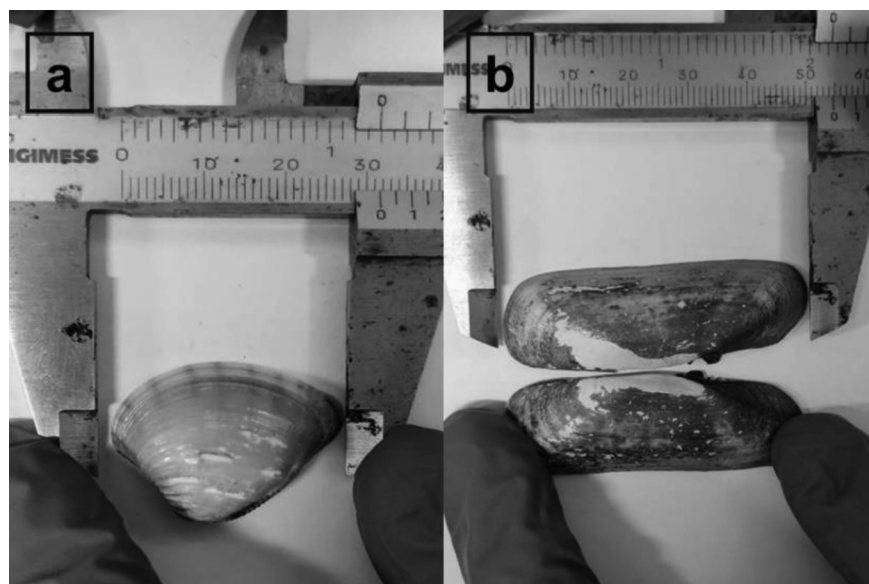


Figura 2. Medição do comprimento total da concha em moluscos bivalves: *Anomalocardia flexuosa* (a), e *Tagelus plebeius* (b).

2.4 Processamento de algas marinhas

Amostras de algas marinhas foram separadas de acordo com a espécie. Após a separação, as algas foram lavadas várias vezes com água destilada até retirar qualquer tipo de sedimento e restos de qualquer outra espécie de alga. Logo após essa primeira limpeza, as amostras devem passar por um limpador de ultrassom que permitirá eliminar qualquer resto de sedimento que tiver ficado após a primeira limpeza com água destilada. Terminada estas duas lavagens, as amostras serão embrulhadas individualmente em placas de Petri, identificadas, colocadas no congelador para sua posterior liofilização durante três ou quatro dias e posterior maceração.

2.5 Quantificação de metais

As concentrações de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Cobre (Cu) foram quantificadas nas amostras coletadas através da metodologia recomendada pela USEPA (2000). Foram pesados de 0.5 a 2 gramas da amostra liofilizada diretamente em tubos teflon, livre de contaminantes e em seguida, foi adicionado em cada tubo 15 mL de ácido nítrico (HNO_3) 65%, e após a digestão, foi adicionado 1 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em cada amostra.



Figura 3. a) Equipamento de micro-ondas. b) Espectrômetro de absorção atômica por chama, utilizados na preparação (a) e quantificação de metais (b) nas amostras coletadas.

A digestão do material é baseada na metodologia adaptada de Costa e Lacerda (2014), utilizando um equipamento de micro-ondas da marca CEM MARS modelo MD 1744 (Figura 3) e a concentração dos metais (Cd, Cu, Pb e Zn) foi medida através da técnica de Espectroscopia de Absorção Atômica de Chama (AA 7000), utilizando uma mistura gasosa de Acetileno/Ar Sintético, conforme mostra o fluxograma da Figura 4. Simultaneamente, foi realizada a determinação das concentrações de Cu, Cd, Pb e Zn em material de referência (ERMBB422 – *Fish Muscle*) e a verificação do limite de detecção, junto a cada análise, foram utilizadas para validação das medidas das concentrações de Cu, Cd, Pb e Zn.

As recuperações para materiais de referência foram médias de 97,1%, 92,2%, 95,7% e 119,8% para Cu, Cd, Pb e Zn, respectivamente. O limite de detecção (LD) do procedimento foi de $0,08 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, $0,03 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, $0,02 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, $0,11 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, para Cu, Cd, Pb e Zn, respectivamente. Os valores de concentração não foram corrigidos para as recuperações relativas obtidas para os materiais certificados.

A quantificação das concentrações de Hg nas amostras segue a metodologia proposta por Moura & Lacerda (2002). Cerca de 0,5 g de tecido de animais e vegetais liofilizados foram pesados em tubos de teflon® para análise de Hg. As amostras foram pré-digeridas por 1 h, em temperatura ambiente, com 10 mL de HNO_3 concentrado. A digestão foi realizada em um digestor de forno de micro-ondas (MARS XPRESS, CEM Corporation) a 200°C por 30 minutos. Em seguida, 1 mL de H_2O_2 foi adicionado e o extrato final e transferido quantitativamente com água MilliQ® para 100 mL para frascos volumétricos. Toda a vidraria e materiais utilizados foram previamente lavados em banho de detergente neutro seguido de imersão por 24 horas em solução de HCl a 10% livre de Hg. A quantificação foi realizada por espectrofotômetro de absorção atômica de vapor frio (CV-AAS, NIPON® NIC RA-3) após redução de Hg com NaBH_4 . Padrões de referência certificados: folhas secas da planta aquática *Lagarosiphon major* (BCR 060 com $340 \pm 40 \text{ ng g}^{-1}$ de Hg), animal (ERM BB422 com 601 ng g^{-1} de Hg), foram analisados simultaneamente para avaliar a acurácia e recuperação do método. As recuperações médias para materiais de referência variaram de 88 a 101%. O limite de detecção do método foi de $0,02 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. Os valores de concentração não foram corrigidos para as recuperações relativas obtidas para os materiais certificados.

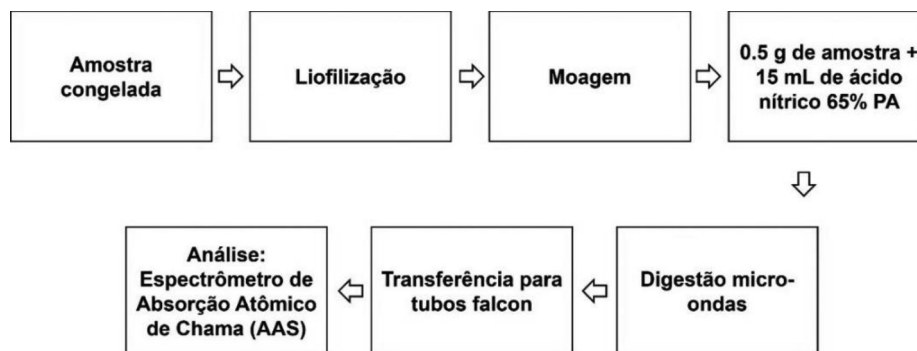


Figura 4. Fluxograma do protocolo operacional de análise de cádmio, cobre, chumbo e zinco e mercúrio nas amostras coletadas.

3. Resultados

3.1 Concentração de metais

As concentrações de metais em algas marinhas (Tabela 3) foram, via de regra, muito baixas, ficando menores que o limite de detecção da metodologia empregada em quase todas as espécies para quase todos os metais. Não foi possível quantificar o Hg nas espécies estudadas. Apenas as concentrações de Cu em *Sargassum* sp. e de Pb nas demais espécies foram detectáveis. Levando-se em consideração as concentrações máximas permitidas sugeridas por diversas agências internacionais, uma vez que não há regulamentação na legislação ambiental brasileira, para todos os metais e todas as espécies quantificadas, as concentrações foram sempre menores que os limites sugeridos, quando existentes.

Tabela 3. Concentração (mg/kg) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg em algas marinhas utilizadas como recurso alimentar ou como insumo na indústria alimentar e farmacêutica na costa do Ceará. Concentrações estimadas em peso úmido transformadas pela umidade das algas (81%). <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. * Concentrações sugeridas por diversos órgãos internacionais, compilados em Matias et al. (2024).

Algas marinhas	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
CMP*	-	-	1,0 - 5,0	0,5 - 3,0	0,1 - 0,5
<i>Sargassum</i> sp.	<LD	0,6	<LD	<LD	SD
<i>Caulerpa racemosa</i>	<LD	<LD	0,49	<LD	SD
<i>Codium</i> sp.	<LD	<LD	0,45	<LD	SD
<i>Gracilaria</i> sp.	<LD	<LD	0,30	<LD	SD
<i>Padina</i> sp.	<LD	<LD	0,76	<LD	SD

As concentrações de metais em moluscos bivalves e gastrópodes são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Concentração em peso úmido (mg/kg, exceto o Hg, em µg/kg*) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg em moluscos bivalves e gastrópodes utilizados como alimento na costa do Ceará. Concentrações estimadas a partir da umidade: Bivalves 86,7% e Gastrópodes (73,2%). <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ** ANVISA (1998).

Moluscos bivalves	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg*
CMP**	50	30	1,5	2,0	500
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	8,7 ± 3,0 (1,7 - 15,7) (n = 30)	0,7 ± 0,2 (0,3 - 1,3) (n = 25)	0,2 ± 0,1 (0,1 - 0,2) (n = 5)	<LD	13 ± 4 (7 - 19) (n = 14)
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	157 ± 79 (25 - 295) (n = 16)	3,9 ± 1,4 (1,4 - 6,2) (n = 16)	0,1 ± 0,1 (0,1 - 0,3) (n = 8)	0,1 ± 0,1 (0,1 - 0,2) (n = 11)	15 ± 6 (5 - 290) (n = 42)
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	18,5 ± 5,4 (7 - 28) (n = 12)	0,6 ± 0,1 (0,4 - 3,6) (n = 11)	0,2 ± 0,1 (0,1 - 0,2) (n = 2)	<LD	SD
<i>Mytella charruana</i>	19,5 ± 0,4 (18,9 - 19,9) (n = 4)	1,5 ± 0,2 (1,3 - 1,7) (n = 4)	0,3 ± 0,1 (0,3 - 0,4) (n = 4)	<LD	15 ± 3 (12 - 18) (n = 10)
<i>Tagelus plebeius</i>	16,0 ± 7,5 (5,7 - 24,8) (n = 20)	1,4 ± 0,8 (0,4 - 2,6) (n = 19)	0,3 ± 0,1 (0,2 - 0,3) (n = 3)	0,1 ± 0,1 (<LD - 0,1) (n = 3)	SD
Moluscos gastrópodes					
<i>Pugilina tupiniquin</i>	23,6 ± 16,7 (11,6 - 35,5) (n = 2)	56,2 ± 28,6 (36,0 - 76,4) (n = 2)	0,3 ± 0,1 (0,2 - 0,3) (n = 2)	<LD	10 ± 3 (9 - 20) (n = 5)
<i>Stramonita brasiliensis</i>	67,4 ± 7,8 (61,1 - 76,3) (n = 3)	85,2 ± 27,2 (60 - 114) (n = 3)	0,3 ± 0,1 (0,2 - 0,4) (n = 3)	0,6 ± 0,1 (0,5 - 0,7) (n = 3)	SD

Em geral as concentrações também foram menores que os respectivos limites máximos permissíveis pela legislação brasileira para consumo humano, para metais (Figura 5). Contudo, uma espécie de bivalve (*C. rhizophorae*) e uma de gastrópode (*S. brasiliensis*), para Zn, e a espécie de gastrópode (*P. tupiniquin*), para Zn e Cu, mostraram concentrações médias acima dos valores recomendados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) (Figura 5). De forma geral os cinco metais analisados mostraram a mesma tendência de distribuição entre organismos utilizados, sendo Zn o que apresentou a maior concentração, seguido pelo Cu, Pb, Cd e Hg (Tabela 4).

As concentrações de metais em crustáceos (Tabela 5) em geral também foram menores que os respectivos limites máximos permissíveis pela legislação brasileira para consumo humano para metais (Figura 5). Contudo, uma espécie de siri (*Callinectes* sp.), apresentou concentração de Zn, no limite do valor recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) (Figura 5). De forma geral os cinco metais analisados mostraram a mesma tendência que nos demais organismos, sendo o Zn o que apresentou a maior concentração, seguido pelo Cu, Pb, Cd e Hg (Tabela 5).

Tabela 5. Concentração em peso úmido (mg/kg, exceto o Hg, em $\mu\text{g/kg}^*$) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg em crustáceos utilizados como alimento na costa do Ceará. Concentrações estimadas a partir da umidade (79%). <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ** ANVISA (1998). *** Apenas 1 ou 2 indivíduos analisados.

Crustáceos	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg*
CMP*	50	30	1,5	2,0	500
	50,6 $\pm$ 2,3	6,7 $\pm$ 0,7			
<i>Callinectes</i> sp.	(47,3 - 52,3) (n = 4)	(5,7 - 7,1) (n = 4)	<LD	<LD	SD
	72,6 $\pm$ 6,1	9,5 $\pm$ 1,2	0,23		
<i>Ucides cordatus</i>	(63,9 - 78,6) (n = 7)	(8,1 - 11,7) (n = 7)		<LD	SD
<i>Callinectes bocourti</i> ***	SD	SD	SD	SD	40
					20 $\pm$ 9
<i>Callinectes danae</i>	SD	SD	SD	SD	(6 - 30) (n = 11)
<i>Callinectes exasperatus</i> ***	SD	SD	SD	SD	5
					20 $\pm$ 9
<i>Callinectes larvatus</i>	SD	SD	SD	SD	(10 - 30) (n = 5)

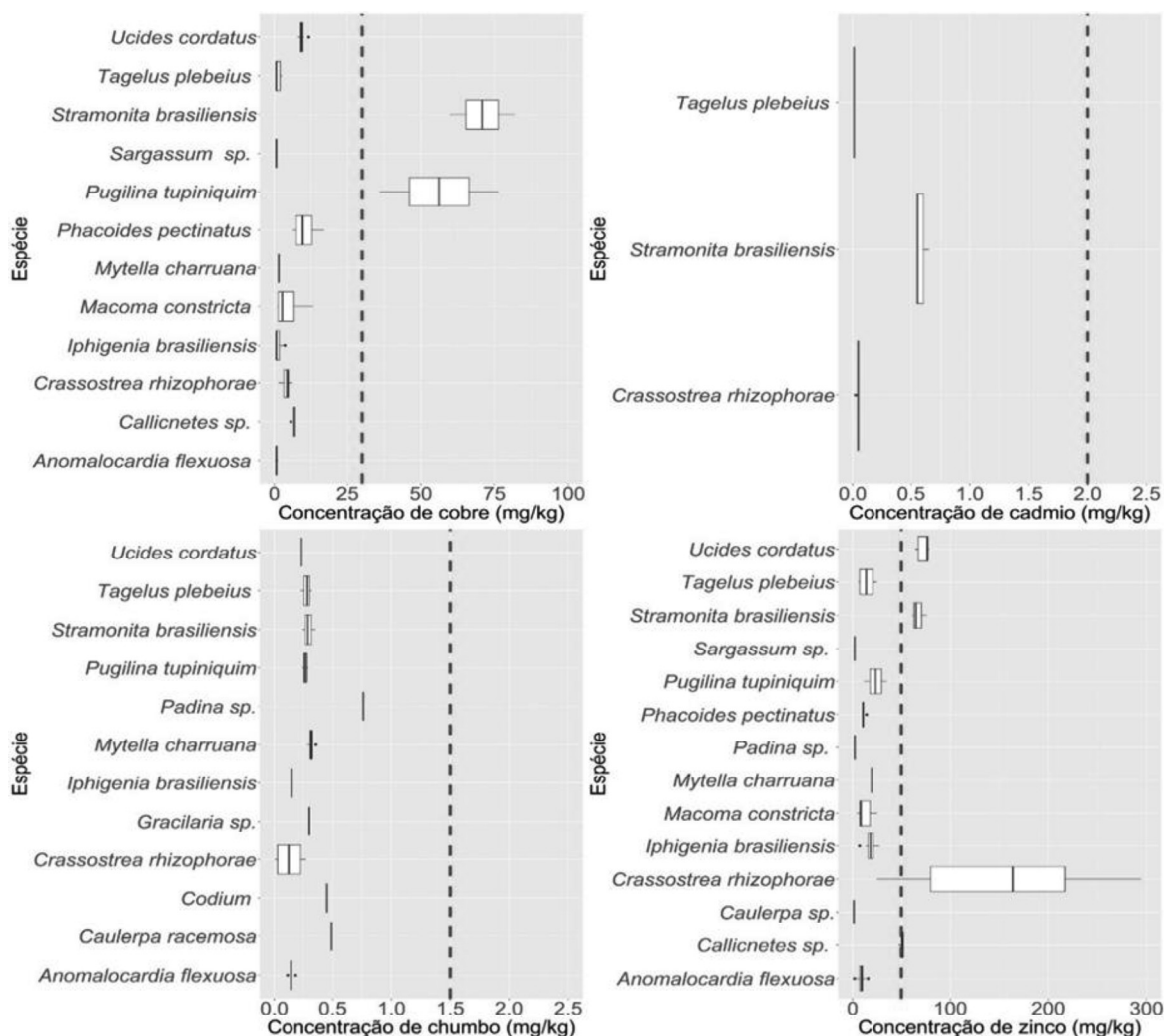


Figura 5. Concentração de metais (Cu, Cd, Pb e Zn) em biota (moluscos bivalves, gastrópodes e algas marinhas) utilizados como recurso alimentar ou como insumos ou princípios na indústria coletados na costa do Ceará e sua comparação com o limite de concentração permissível (ANVISA, 1998). *Linha vermelha: Limite de concentração permissível em produtos do mar (moluscos bivalves, algas marinhas e gastrópodes) para o Cu (30 mg/kg), Cd (2,0 mg/kg), Pb (1,5 mg/kg) e Zn (50 mg/kg).

A concentração de Hg foi determinada em três bivalves (*M. charruana*, *C. rhizophorae* e *A. flexuosa*), quatro crustáceos (*C. larvatus*, *C. exasperatus*, *C. danae* e *C. bocourti*) e um gastrópode (*P. morio*), todos os organismos mostraram concentrações até uma ordem de grandeza abaixo do limite permissível estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) para o Hg (0,5 mg/kg).

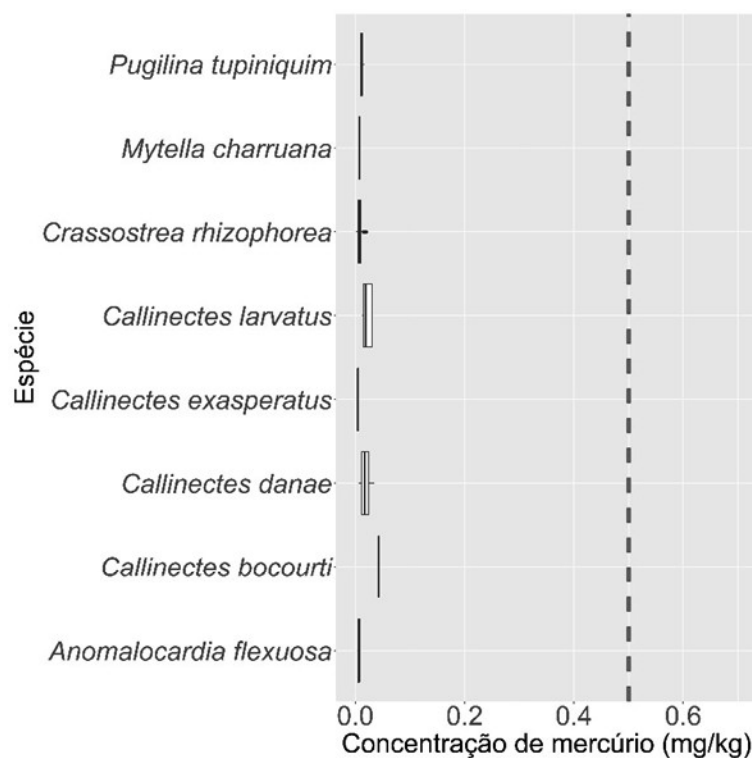


Figura 6. Concentração de Hg em biota (moluscos bivalves, gastrópodes e crustáceos) utilizados como recurso alimentar ou como insumos ou princípios na indústria coletados na costa do Ceará e sua comparação com o limite de concentração permissível para o mercúrio estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998). *Linha vermelha: Limite de concentração permissível em produtos do mar (moluscos bivalves, algas marinhas e gastrópodes) para o Hg (0,5 mg/kg).

3.2 Estimativa de risco de exposição

Foi realizado o cálculo do coeficiente de risco de consumo ou THQ (*Toxicity Hazard Quotient*) que é uma medida que avalia o risco associado a exposição a substâncias tóxicas, onde um valor menor que 1,0 indica que a exposição está dentro dos limites seguros. Como mostrado nas Tabela 6, todas as concentrações ficaram abaixo de 1,0. Assim, não se caracterizam risco significativo de exposição, e consequentemente de saúde pública, ou sugere quaisquer limitações a comercialização desses produtos para seus diferentes fins. Este cenário, entretanto, baseia-se em uma frequência de exposição de 365 dias, com 70 anos de exposição, um consumo de até 17,86 gramas de mariscos ou algas por dia e peso corporal médio do consumidor de 60 kg.

Para Cu, os gastrópodes *S. brasiliensis* e *P. tupiniquim* apresentaram concentrações de $85,2 \pm 27,2$ mg/kg e $56,2 \pm 28,6$ mg/kg, respectivamente (Tabela 4), sendo os únicos que ficaram acima do limite permissível (30 mg/kg de peso úmido). No caso dos gastrópodes, a espécie *S. brasiliensis* apresentou uma concentração de Zn de $67,4 \pm 7,87$ (Tabela 4). Enquanto nos bivalves a única espécie que apresentou concentrações de Zn acima do limite permissível foi a *C. rhizophorae*, apresentando uma concentração de $156,6 \pm 78,6$ mg/kg

(Tabela 4). Ainda em relação ao Zn, a espécie de crustáceo *U. cordatus*, comumente chamado de caranguejo-uçá, apresentou uma concentração de $72,6 \pm 6,1$ mg/kg (Tabela 5), também um pouco acima dos limites da legislação. Da mesma forma, o siri do gênero *Callinectes* sp. apresentou uma concentração de $50,6 \pm 2,2$, ficando praticamente igual ao limite permissível para Zn (50 mg/kg) (Tabela 5). Apesar dessas concentrações relativamente mais altas, o baixo consumo desses organismos resulta em THQ até duas ordens de grandeza menores que os limites para segurança alimentar da população consumidora.

Tabela 6. THQ: *Target Hazard Quotient* (Coeficiente de risco de consumo) para metais (Cu, Cd, Pb e Zn) de moluscos bivalves e gastrópodes, algas marinhas, e crustáceos utilizados como recurso alimentar ou como insumo na indústria alimentar e farmacêutica na costa do Ceará. THQ <1 – Não existe risco significativo a saúde, pelas concentrações observadas.

Algas marinhas	THQ (Zn)	THQ (Cu)	THQ (Pb)	THQ (Cd)	THQ (Hg)
<i>Sargassum</i> sp.	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
<i>Caulerpa racemosa</i>	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	-
<i>Codium</i> sp.	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	-
<i>Gracilaria</i> sp.	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	-
<i>Padina</i> sp.	<0,01	<0,01	0,06	<0,01	-
Moluscos bivalves					
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	0,06	0,03	0,01	0,01	<0,01
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	0,02	<0,00	0,01	<0,01	-
<i>Mytella charruana</i>	0,02	0,01	0,02	<0,01	<0,01
<i>Tagelus plebeius</i>	0,02	0,01	0,02	<0,01	-
Gastrópodes					
<i>Pugilina tupiniquin</i>	0,02	0,42	0,02	<0,01	<0,01
<i>Stramonita brasiliensis</i>	0,07	0,63	0,02	0,18	-
Crustáceos					
<i>Callinectes</i> sp.	0,05	0,05	0,00	<0,01	-
<i>Ucides cordatus</i>	0,07	0,07	0,02	<0,01	-
<i>Callinectes exasperatus</i>	-	-	-	-	<0,01
<i>Callinectes larvatus</i>	-	-	-	-	<0,01
<i>Callinectes bocourti</i>	-	-	-	-	<0,01

As concentrações de Cu e Zn encontradas para os gastrópodes *S. brasiliensis* e *P. tupiniquim* podem ser o reflexo tanto da biologia e ecologia destes organismos, como das características ambientais e contaminação gerada por atividades antrópicas nestas regiões. Além da relação de comensalismo entre *S. brasiliensis* e *P. tupiniquim*, onde a primeira pode ser encontrada na superfície dorsal da concha da *P. tupiniquim* (Lima et al., 2016). Desta forma, estas espécies estariam compartilhando a mesma área de forrageio, e presas, o que ajudaria a entender o padrão similar na distribuição das concentrações de Zn e Cu nas espécies. *S. brasiliensis* e *P. tupiniquim* são descritas como ativos predadores de invertebrados marinhos, alimentando-se principalmente de bivalves, pequenos gastrópodes entre outros tipos de presas (Vermeji & Carlson, 2000).

Até onde sabemos, não existem dados disponíveis sobre as concentrações de metais traços em nenhuma das espécies de gastrópodes (*S. brasiliensis* e *P. tupiniquim*), coletadas no litoral cearense. A avaliação destas espécies é fundamental para entender possíveis riscos para a saúde humana, já que embora o coeficiente de risco de consumo calculado neste trabalho para ambas as espécies, ficou abaixo de um, tanto a *S. brasiliensis*: 0,42, como a *P. tupiniquim*: 0,63, ambas apresentaram resultados bem acima das outras espécies avaliadas. Portanto, a análises de indivíduos adultos, com maior capacidade de bioacumulação e que normalmente são os consumidos pelas populações tradicionais, permitiria obter uma noção mais detalhada sobre os possíveis riscos à saúde humana. Além disso, devem ser consideradas as características ambientais da região, ambos gastrópodes foram amostrados no estuário do rio Jaguaribe, uma região impactada por esgoto doméstico, aquicultura e desmatamento de matas de galeria e manguezais, e classificada por Santos et al. (2023) como uma região moderadamente contaminada.

No caso da espécie *U. cordatus* as concentrações para o Cu, Cd, Pb e Zn apresentaram a mesma tendência ($Zn > Cu > Pb > Cd$) reportada por trabalhos anteriores com esta espécie, como Almeida et al. (2016) e Basco-Santos et al. (2017). A Tabela 7 apresenta uma comparação dos resultados obtidos para a região do Ceará com dados reportados para mesma espécie nos estados de Rio de Janeiro, São Paulo e Amazonas. A comparação mostra que as concentrações do Zn para esta espécie do Ceará são superiores as das outras regiões. Embora em todos os casos as concentrações de Zn também foram maiores que o limite permissível. Da mesma forma, apesar das concentrações relativamente altas, de acordo com o coeficiente de risco, não representam um risco para a saúde humana.

As concentrações de Zn na espécie *U. cordatus* podem ser relacionadas a seus comportamentos alimentares, a importância desse elemento no metabolismo de qualquer organismo, como também às características ambientais de suas áreas de distribuição. *U. cordatus* é encontrada principalmente nas regiões estuarinas, e é conhecido como um importante consumidor de matéria orgânica acumulada no sedimento estuarino (Silva et al., 2018). Esses ambientes são um importante compartimento ambiental rico em matéria orgânica, atuando como sumidouros para diferentes espécies químicas, como nutrientes, pesticidas e metais pesados (Lacerda, 2007; Silva et al., 2014; Paula Filho et al., 2021).

Tabela 7. Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg/kg em peso úmido), em tecido muscular do crustáceo *U. cordatus*. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%.

Área	Zn	Cu	Pb	Cd	Referência
Bahia de Guanabara, RJ	41,5	8,8	0,03	0,01	Almeida et al., (2016)
Rio Paraíba do Sul, RJ	31,3	11,7	0,02	0,01	Almeida et al. (2016)
Cubatão, SP	61,6	52,8	0,13	0,08	Basco-Santos et al. (2017)
Bahia de Marajó, PA	59,3	7,2	0,17	0,01	Silva et al. (2018)
Estuário do Jaguaribe, CE	72,6	9,5	0,2	-	Trabalho atual

No caso do gênero *Callicnetes* sp. do litoral cearense, as concentrações de Zn, Cu, Pb e Cd são comparáveis aquelas reportadas para as regiões do Maranhão e Rio de Janeiro (Tabela 8). Contudo, no trabalho atual as concentrações para Cd e Pb ficaram abaixo do limite detectável, não permitindo comparações. As altas concentrações de metais como o Cu e especialmente do Zn em moluscos bivalves, gastrópodes e crustáceos podem estar relacionadas a importância desse elemento no metabolismo desses organismos (Rainbow, 2002). Inclusive os crustáceos do gênero *Callicnetes* sp. são conhecidos por acumular altas concentrações de Zn (Carvalho & Lacerda, 1992). O que ocorre frequentemente devido a formação de grânulos poli metálicos em órgãos como o hepatopâncreas. Esses grânulos podem ser parte de um mecanismo de detoxificação que impede que metais possam interferir em processos metabólicos (Rainbow, 2002).

Tabela 8. Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg/kg em peso úmido), em tecido muscular do crustáceo *Callicnetes* sp. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 77%.

Área	Zn	Cu	Pb	Cd	Referência
Ilha Grande, RJ	27,7	11,5	0,03	0,04	Lavradas et al. (2014)
Baía de São Jose, MA	53,3	32,5	0,05	1,2	Righi et al. (2022)
Baía de São Marcos, MA	39,3	41,1	0,07	1,4	Righi et al. (2022)
Estuário do Jaguaribe, CE	50,3	6,7	-	-	Trabalho atual

3.3 Uso da ostra *C. rhizophora* como monitor da contaminação por metais no litoral do Ceará

As concentrações dos metais traços (Zn, Cu, Pb e Cd) na espécie de bivalve *C. rhizophora* tem sido estudada por diferentes autores ao longo do litoral brasileiro, devido ao seu potencial como espécie biomonitor de metais no meio ambiente. A Tabela 9 apresenta alguns resultados obtidos ao longo do litoral, que sugerem seu uso como

biomonitor e dá suporte a sua proposição como biomonitor das concentrações de metais em estuários, também no litoral do Estado do Ceará.

Tabela 9. Concentração de metais traços na espécie *Crassostrea rhizophorae* reportadas para o litoral brasileiro. As concentrações são reportadas em mg/kg de peso úmido, quanto no trabalho original reportadas em peso seco, foram transformadas pelo teor de umidade de 90%. * Concentrações médias na ostra cultivada *C. gigas*, para comparação.

Zn	Cu	Pb	Cd	Área	Referência
156,6	3,9	0,05	0,13	Litoral cearense, CE	Trabalho atual
70,6	3,4	0,12	0,07	Galinhos-Guamaré, RN	Lacerda et al. (2013)
243,6	9,9	0,34	0,13	Estuário Potengi, RN	Silva et al. (2001)
58,6	10,2	0,82	0,35	Macau, RN	Silva et al. (2003)
139,1	1,5	4,38	1,06	Curimataú, RN	Silva et al. (2003)
40,8	13,1	NA	0,44	Maceió, AL	Azevedo et al. (2019)
155,1	18,1	0,45	2,14	Baía de Todos os Santos, BA	Souza et al. (2011)
1.302	148	-	0,40	Baía de Guanabara, RJ	Carvalho & Lacerda (1992)
471	1,4	0,77	0,48	Baía de Sepetiba, RJ	Pfeiffer et al. (1984)
21,7	0,19	0,23	-	Cananéia, SP	Barros & Barbieri (2012)
119	22,7	-	1,6	Baía de Barbitonga, SC	Tureck et al. (2006)*

As concentrações foram comparáveis com aquelas reportadas para a mesma espécie nos estados do Rio Grande do Norte (Silva et al., 2001; 2003; Lacerda et al., 2013), Bahia (Souza et al., 2011), Alagoas (Azevedo et al., 2019) e na Área de Proteção Ambiental de Cananéia, SP (Barros & Barbieri, 2012) (Tabela 9). Essas regiões apresentam condições praticamente pristinas, sem emissões antrópicas significativas de metais. Também foram similares as concentrações em ostras (*C. gigas*) cultivadas, em Santa Catarina (Tureck et al., 2016). Portanto, um indicativo de ausência de riscos à segurança alimentar através de seu consumo.

Por outro lado, as concentrações de metais em ostras do litoral cearense, particularmente de Zn e Cu, são significativamente menores que aquelas observadas em ostras coletadas em áreas muito contaminadas por metais, como as Baías de Guanabara (Carvalho & Lacerda, 1992) e Baía de Sepetiba (Pfeiffer et al., 1984), ambas localizadas na região metropolitana do Rio de Janeiro. Essas regiões recebem as emissões de intensa e densa atividade antropogênica, incluindo descargas de esgoto de mais de 20 milhões de habitantes, e efluentes industriais do segundo maior parque industrial do país, o que explica as altas concentrações de Zn nestas regiões e de Cu na Baía de Guanabara. Também no litoral do nordeste as maiores concentrações de Zn na *C. rhizophorae* também podem ser relacionadas com os diferentes tipos de fontes de esgoto e resíduos domésticos encontradas

nos estuários, particularmente aqueles localizados nas regiões metropolitanas (Silva et al., 2001; Santos et al., 2023). Essas fontes de contaminação certamente devem aumentar a biodisponibilidade local de metais como o Zn e Cu, resultando em uma maior bioacumulação de metais traços na *C. rhizophorae*.

Os resultados apresentados na Tabela 8, sugerem fortemente que a ostra do mangue *C. rhizophorae* reflete em seus níveis corporais, as concentrações do meio ambiente circundante, confirmando seu potencial de uso como biomonitor. Levando isso em consideração, foi possível realizar neste estudo, uma comparação entre as concentrações de Cu, Zn, Pb e Hg (Figura 7), nas diferentes regiões de coleta (Figura 1). Não foi possível ainda comparar as concentrações dos metais, com exceção do Hg, encontradas nas ostras de áreas rurais e urbanas, uma vez que ostras de estuários metropolitanos, ainda não foram analisadas para Cu, Zn, e Pb. Para esses metais, entretanto, foi possível comparar os estuários fora das regiões densamente populosas (Luís Correia, Pacoti e Jaguaribe). Neste caso, as concentrações não diferem significativamente entre Luís Correia e Jaguaribe, mas são significativamente maiores que no Estuário do rio Pacoti. A hidrodinâmica e condições ambientais do rio Parnaíba, bacia de Luís Correia, que drena extensa área agrícola, importante emissora de Cu (SEMACE, 2005; Paula Filho et al., 2021), resulta a maior concentração de Cu na *C. rhizophorae* comparada com os indivíduos da mesma espécie no estuário do rio Pacoti (Figura 7). No caso do Zn, abundante em fontes litogênicas na bacia do rio Parnaíba, também recebe contribuição de escoamento urbano e ao descarte inadequado de resíduos sólidos (Paula Filho et al. 2014).

O estuário do rio Jaguaribe apresenta alta densidade de fazendas de carcinicultura intensiva, além de desmatamento e rápida urbanização e uma fruticultura bastante desenvolvida. Essas atividades antrópicas resultam em emissões adicionais de Zn e Cu, resultando também em concentrações significativamente maiores que no estuário do rio Pacoti. Espera-se com a continuação das análises, realizar uma comparação mais detalhada, no momento só possível para o Hg.

Estuários bastante importantes do ponto de vista ambiental e socioeconômico no estado do Ceará são encontrados dentro da região metropolitana de Fortaleza, o que torna

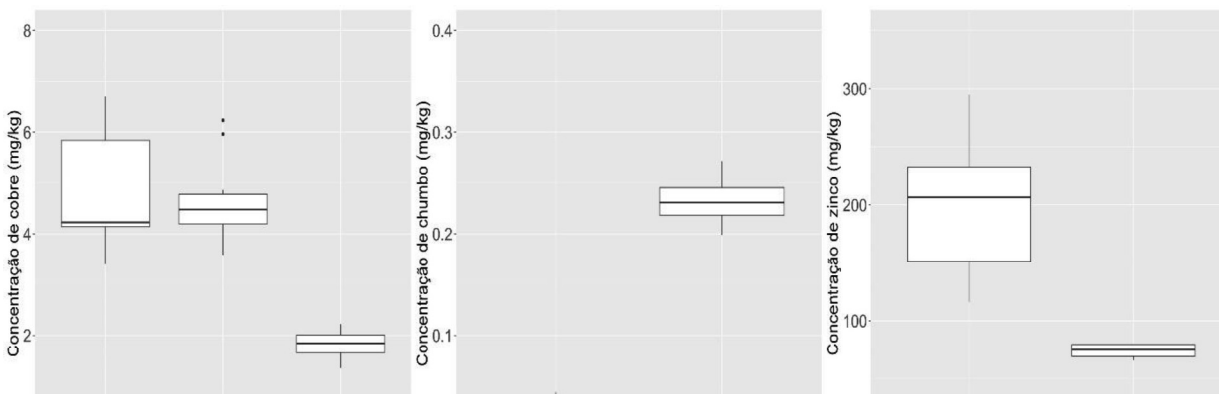


Figura 5. Concentração de metais (Cu, Pb e Zn) na ostra *C. rhizophorae* amostradas nos estuários dos rios Jaguaribe (JA), Luís Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), e Cocó (CO).

esses ambientes suscetíveis a um aporte significativo de contaminantes por diversos tipos de atividades antrópicas. O alto grau de urbanização, disposição inadequada de rejeitos sólidos um parque industrial de médio porte, são reconhecidas fontes de Hg para o meio ambiente na região metropolitana (SEMACE, 2005; Santos et al., 2023). Tanto no estuário do rio Ceará quanto no do rio Cocó, as concentrações de Hg nas ostras, são mais elevadas que nas áreas rurais (Figura 8), confirmando trabalhos anteriores como os de Vaisman et al. (2005) e Rios et al. (2016). No caso dos estuários rurais, as concentrações não diferem significativamente entre Luís Correia e Jaguaribe, que são ligeiramente maiores que no Estuário do rio Pacoti, semelhante ao encontrado para os demais metais. A comparação feita por estes trabalhos e corroborado pelo presente relatório, mostra a capacidade da *C. rhizophora* em atuar como um biomonitor regional consistente de Hg, refletindo o grau do impacto antrópico nos sistemas estuarinos cearenses. Assim, embora as concentrações de Hg em moluscos bivalves e crustáceos mostrarem valores bastante abaixo do limite permissível nos diferentes estuários, é importante manter um monitoramento constante dessas concentrações, uma vez que refletem com consistência a variação da dimensão das cargas de fontes antrópicas. Isto permitiria manter um sistema de alerta, garantindo maior segurança alimentar, uma vez que esses organismos (*C. rhizophorae*), além de refletirem os níveis ambientais de metais, são bastante consumidos pela população.

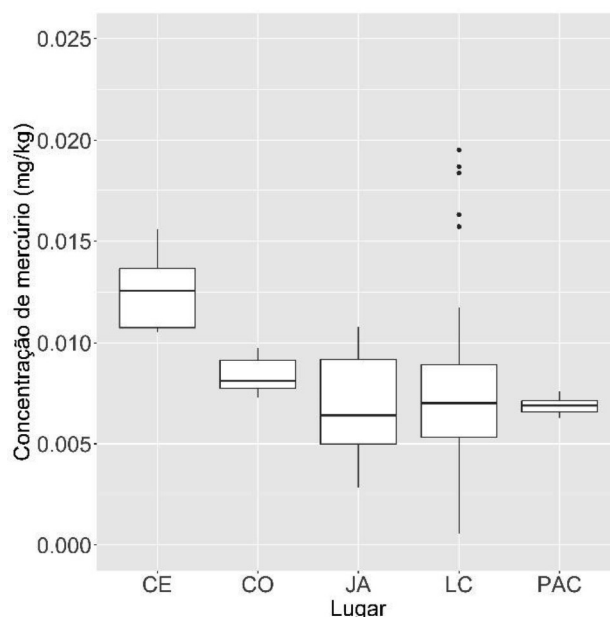


Figura 6. Concentração de Hg na ostra *C. rhizophorae* amostradas nos estuários dos rios Jaguaribe (JA), Luís Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), e Cocó (CO).

4. Referências

Almeida, E.V., Kütter, V.T., Marques, E.D., & Silva-Filho, E.V. (2016). First assessment of trace metal concentration in mangrove crab eggs and other tissues, SE Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5413-1>

ANVISA (1998). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Port. nº 685, de 27 de Agosto de 1998. <https://antigo.anvisa.gov.br/legislacao#/visualizar/448268>

Araújo, G.S., Rodrigues, J.R.G. (2011). Maricultura da alga marinha vermelha *Gracilaria birdiae* em Icapuí, Ceará. *Arquivos de Ciência do Mar*, 44, 62 – 68. https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/7731/1/2011_art_gsaraujo.pdf

Azevedo, J.A.M., Barros, A.B., Miranda, P.R.B.D., Costa, J.G.D. & Nascimento, V.X. (2019). Biomonitoring of heavy metals (Fe, Zn, Cu, Mn, Cd and Cr) in oysters: *Crassostrea rhizophorae* of mangrove areas of Alagoas (Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 62, e19180211. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2019180211>

Barros, D. & Barbieri, E. (2012). Análise da ocorrência de metais: Ni, Zn, Cu, Pb e Cd em ostras (*Crassostrea brasiliiana*) e sedimentos coletados no Estuário de Cananeia-SP (Brasil). *O Mundo da Saúde* 36, 635-652. <https://doi.org/10.15343/0104-7809.2012364635642>

Bosco-Santos, A., Luiz-Silva, W., Silva-Filho, E.V.D., Souza, M.D.C.D., 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. *Journal of Environmental Sciences*, 54, 69-76. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.05.024>

Carvalho, C.E. & Lacerda L.D. (1992). Heavy metals in the Guanabara Bay biota: why such low concentrations. *Ciência & Cultura* 44, 184-186.

CARVALHO, M.E.A., CASTRO, P.R.C. (2014). *Extratos de algas e suas aplicações na agricultura*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. <https://www.esalq.usp.br/biblioteca/file/228/download?token=3UHgA7eq>.

Costa, B.G.B. & Lacerda, L.D. 2014. Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River Lower Basin, Northeast Brazil. *Environmental Science & Pollution Research* 21, 13335-13341. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3297-6>

Silva, G.S., Nascimento, A.S., Sousa, E.R., Marques, E.P., Marques, A.L., Corrêa, L.B. & Silva, G.D. (2014). Distribution and fractionation of metals in mangrove sediment from the Tibiri River Estuary on Maranhão Island. *Revista Virtual de Química*, 6, 20140023. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20140023>

Souza, M.M., Windmöller, C.C. & Hatje, V. (2011). Shellfish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil: Treat or threat? *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2254-2263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.010>

Djedjibegovic, J., Marjanovic, A., Tahirovic, D., Caklovica, K., Turalic, A., Lugusic, A., Omeragic, E., Sober, M. & Caklovica, F. (2020). Heavy metals in commercial fish and seafood products and risk assessment in adult population in Bosnia and Herzegovina. *Scientific Reports*, 10(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70205-9>

El Nemr, A., El-Said, G.F., Ragab, S., Khaled, A. & El-Sikaily, A. 2016. The distribution, contamination and risk assessment of heavy metals in sediment and shellfish from the Red

Sea coast, Egypt. *Chemosphere*, 165, 369-380.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.048>

FAO. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in Action*. Food & Agriculture Organization, Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>

FAO & WHO. (2022). *Report of the Expert Meeting on Food Safety for Seaweed – Current Status and Futures Perspectives*. Rome, 28–29 October 2021. Food Safety and Quality Series No. 13. Food & Agriculture Organization & World Health Organization, Rome. <https://doi.org/10.4060/cc0846en>

FAO. (2024). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in Action*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>

Farias, M.F. (2008). Ciclo reprodutivo, distribuição populacional e condições microbiológicas de *Tagelus plebeius* (Lighfoot, 1786) (Mollusca: Bivalvia: Solecurtidae) no estuário do rio Ceará em Fortaleza-CE. 152 f.: Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/4913>

Gupta, S., & Abu-Ghannam, N. (2011). Bioactive potential and possible health effects of edible brown seaweeds. *Trends in Food Science & Technology*, 22(6), 315-326. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2011.03.011>

Jomova, K., Makova, M., Alomar, S. Y., Alwasel, S. H., Nepovimova, E., Kuca, K., Rhodes, C. J., & Valko, M. (2022). Essential metals in health and disease. *Chemico-Biological Interactions*, 367, 110173. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2022.110173>

SEMACE (2005). *Estimativas de Cargas de Nitrogênio, Fosforo e Metais Pesados de Interesse Ambiental para as Bacias Inferiores do Litoral do Estado do Ceará*. Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará. Fortaleza, 84p.

Lacerda, L.D. (2007). Biogeoquímica de contaminantes no Antropoceno. *Oecologia Brasiliensis* 11, 297-301. <https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1102.12>

Lacerda, L.D., Campos, R.C. & Santelli, R.E. (2013). Metals in water, sediments and biota of an offshore oil exploration area in the Potiguar Basin, Northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 4427-4447. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2881-9>

Lavradas, R.T., Hauser-Davis, R.A., Lavandier, R.C., Rocha, R.C.C., Saint’pierre, T.D., Seixas, T., Kehrig, H.A. & Moreira, I. (2014). Metal, metallothionein and glutathione levels in blue crab (*Callinectes* sp.) specimens from southeastern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 55-60. <https://10.1016/j.ecoenv.2014.04.013>

Lima, S.F.B., Queiroz, V., Oliveira, G.S.P., Christoffersen, L.M. & Guimarães, C.R.P. (2016). *Stramonita brasiliensis* (Gastropoda: Muricidae) living as inquiline on the shell of *Pugilina tupiniquim* (Gastropoda: Melongenidae). *Bulletin of Marine Science*, 92, 371-376. <https://doi.org/10.5343/bms.2016.1003>

Marins, R.V., Paula Filho, F.J., Rodrigues Maia, S.R., Lacerda, L. D. & Marques, W.S. (2004). Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa Brasileira. *Química Nova* 27, 763–770. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000500016>

Moura, V.L. & Lacerda, L.D. (2022). Mercury sources, emissions, distribution and bioavailability along an estuarine gradient under semiarid conditions in NE Brazil. *International Journal of Pollution Research and Public Health*, 19, 17092 <https://doi.org/10.3390/ijprph192417092>

MPA (2022). *Boletim de Aquicultura em Águas da União - 2022*. Relatório anual de Produção – RAP. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasília DF. https://www.gov.br/mpa/pt-br/Central/Conteudos/arquivos-docs-ppts/boletim-da-aquicultura-em-aguas-da-uniao-2013-2022-site_compressed.pdf

Matias, J.F.O., Barrios-Rodriguez, C.A.; Souza, V.E.R. & Lacerda L.D. (2024). *Inventário justificado das espécies de algas marinhas e moluscos de maior interesse e risco de contaminação por metais (Hg, Cd, Cu, Pb) no Estado do Ceará*. Programa Cientista Chefe da Pesca e Aquicultura, FUNCAP-LABOMAR, Fortaleza, 29 p.

Oliveira, E.C., Horta, P.A., Amâncio, C.E. & Sant'anna, C.L. (2002). *Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro: diversidade, exploração e conservação*. In: *Workshop sobre Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha*. Relatório Técnico. Brasília, Ministério do Meio Ambiente (Vol. 1, pp. 411-416). <https://www.researchgate.net/publication/264841726> *Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro diversidade explotacao e conservacao*

Paula Filho, F.J., Marins, R.V., Aguiar, J.E., Peres, T. F. & Lacerda, L.D. (2014). Emisiones Naturales y antrópicas de Zn, Cu, Pb, Cr, Cd y Hg al Delta de Río Parnaíba, NE, Brasil. In: *Procesos Geoquímicos de la Superficie en América Latina*. J.E. Marcovecchio, S.E. Botté & H. Freije (eds.) Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Bahía Blanca, pp. 251–278.

Paula Filho, F.J., Marins, R. ., Lacerda, L.D., Aguiar, J.E. & Peres, T.F. (2015). Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 91, 424-428. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.022>

Paula Filho, F.J., Marins, R.V., Santos, D.V. & Menezes, J.M. (2019). Accumulation of heavy metals in sediments of the Parnaíba River Delta. In: *Actas de la V Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie*. Editors B. Guido, S. Lucía, T. Carolina, and C. Eleonora (La Plata: Asociación Argentina de Sedimentología), 138–141.

Paula Filho, F.J., Marins, R.V., Santos, D.V., Pereira, R.F., Menezes, J.M.C., Gastão, F.C.G., Guzzi, A. & Teixeira, R.N.P. (2021). Assessment of heavy metals in sediments of the Parnaíba

River Delta in the semi-arid coast of Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 80, 167. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09456-2>

Peres, T.F. (2012). Influência da biota na acumulação de metais pesados nos sedimentos superficiais do estuário do rio Jaguaribe, praia de Ponta Grossa e praia de Arpoeira, Ceará. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza, 87p.

Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D., Fiszman, M. & Lima, N.R.W. (1985). Metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba. *Ciência & Cultura* 37, 297-302.

Plastino, E.M. & Oliveira, E.C. (2002). *Gracilaria birdiae* (Gracilariales, Rhodophyta), a new species from the tropical South American Atlantic with a terete frond and deep spermatangial conceptacles. *Phycologia* 41, 389-396. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-41-4-389.1>

Qiu, S., Aweya, J.J., Liu, X., Liu, Y., Tang, S., Zhang, W., Cheong, K. (2022). Bioactive polysaccharides from red seaweed as potent food supplements: A systematic review of their extraction, purification, and biological activities. *Carbohydrate Polymers*, 275, 118696. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2021.118696>

Rainbow, P.S. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what?. *Environmental Pollution*, 120, 497-507. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00238-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00238-5)

Rakib, M.J., Jolly, Y.N., Dioses-Salinas, D.C., Pizarro-Ortega, C.I., De-La-Torre, E.G., Khandaker, M.U., Alsubaie, A., Almalki, A.S.A. & Bradley, D.A. (2021). Macroalgae in biomonitoring of metal pollution in the Bay of Bengal coastal waters of Cox's Bazar and surrounding areas. *Scientific Reports* 11, 20999. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99750-7>

Righi, B.D.P., Abujamara, L.D., Barcarolli, I.F., Jorge, M.B., Zebral, Y.D., Costa, P.G., Martinez, C.B.R. & Bianchini, A. (2022). Response of biomarkers to metals, hydrocarbons and organochlorine pesticides contamination in crabs (*Callinectes ornatus* and *C. bocourti*) from two tropical estuaries (São José and São Marcos bays) of the Maranhão State (northeastern Brazil). *Chemosphere*, 288, 132649. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132649>

Rios, J.H.L., Marins, R.V., Oliveira, K.F. & Lacerda, L.D. (2016). Long-Term (2002–2015) changes in mercury contamination in NE Brazil depicted by the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828). *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 97, 474-479. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1855-y>

Santos, T.T., Marins, R.V. & Alves, L.P. (2023). Review on metal contamination in equatorial estuaries in the Brazilian Northeast. *Frontiers in Earth Science*, 11, 1142649. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1142649>

Silva, C., Rainbow, P., Smith, B. & Santos, Z. (2001). Biomonitoring of trace metal contamination in the Potengi estuary, Natal (Brazil), using the oyster *Crassostrea Rhizophorae*, a local food source. *Water Research*, 35, 4072-4078. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00144-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00144-0)

- Silva, C.A.R., Rainbow, P.S. & Smith, B.D. (2003). Biomonitoring of trace metal contamination in mangrove-lined Brazilian coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae*: comparative study of regions affected by oil, salt pond and shrimp farming activities. *Hydrobiologia*, 501, 199-206. <https://doi.org/10.1023/A:1026242417427>
- Silva, M., Macêdo, S.J. & Silva, H. (2013). Avaliação das concentrações de metais-traço em moluscos bivalves *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) e *Iphigenia brasiliensis* (Lamarck, 1818) no estuário do rio Ipojuca–Ipojuca–PE, Brasil. *Tropical Oceanography*, 41(1-2), 154-172. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8337>
- Silva, G.S., Correa, L.B., Marques, A.L.B., Marques, E.P., Nunes, M.L.F., Sousa, E.R. & Silva, G.S. (2015). The role of metals and their fractions in the Bacanga River estuary: an example of the anthropogenic interference in a tropical ecosystem. *Revista Virtual de Química* 7, 1130-1144. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20150063>
- Silva, C.A., Santos, S.O., Garcia, C.A.B., Eufrazio, C.A.S. & Viana, R.D. (2016). *Teores de arsênio, cádmio e chumbo em peixes marinhos comercializados em Macieó, AL, Aracaju, SE, Salvador, BA, Brasil. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros*. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 118).
- Silva, B.M.D.S.E., Morales, G.P., Gutjahr, A.L.N., Freitas Faial, K.D.C. & 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. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6570-1>
- Simões, M.A., Santos, S.D., Dantas, D.D.M. & Galvêz, A.O. (2016). *Algas Cultiváveis e sua Aplicação biotecnológica*. EDIFS, Aracajú, ebook. 91 p. http://www.ifs.edu.br/images/EDIFS/ebooks/2017/E-book_Algas_cultivaveis.pdf
- Soares, M., Campos, C., Carneiro, P., Barroso, H., Marins, R.V., Teixeira, C., Menezes, M., Pinheiro, L., Viana, M., Feitosa, C., Sánchez-Botero, J., Bezerra, L., Rocha-Barreira, C., Matthews-Cascon, H., Matos, F., Gorayeb, A., Cavalcante, M., Moro, M., Rossi, S., Garcia, T. (2021). Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(3), 267-278. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.001>
- Souto, F.J.B. & Martins, V.S. (2009). Conhecimentos etnoecológicos na mariscagem de moluscos bivalves no Manguezal do Distrito de Acupe, Santo Amaro-BA. *Revista Biotemas*, 22(4), 207-218. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n4p207>
- Tureck, C.R., Oliveira, T.M.N., Cremer, M.J. & Bassfeld, J.C. 2006. Avaliação da concentração de metais pesados em tecido de ostras *Crassostrea gigas* (molusca, bivalve) cultivadas na baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 16, 53-62.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2000). *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Vol. 2. Risk Assessment and Fish Consumption*

Limits. Environmental Protection Agency, Washington DC. EPA 823-B-00-008. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=20003P11.TXT>

Vaisman, A.G., Marins, R.V., Lacerda, L.D. (2005). Characterization of the mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a biomonitor for mercury in tropical estuarine systems, Northeast Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 74, 582–588. <https://doi.org/10.1007/s00128-005-0623-1>

Vasquez, J.A. & Guerra, N. (1996). The use of seaweeds as bioindicators of natural and anthropogenic contaminants in northern Chile. *Hydrobiologia* 326, 327–333. <https://doi.org/10.1007/BF00047826>

Vermeji G.J. & Carlson S.J. (2000) The muricid gastropod subfamily Rapaninae: phylogeny and ecological history. *Paleobiology*, 26, 19-46. [https://doi.org/10.1666/0094-8373\(2000\)026<0019:tmgsrp>2.0.co;2](https://doi.org/10.1666/0094-8373(2000)026<0019:tmgsrp>2.0.co;2)

Willer, D.F. & Aldridge, D.C. (2020). Sustainable bivalve farming can deliver food security in the tropics. *Nature Food*, 1, 384-388. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-0116-8>

Wong, K.H.P. & Cheung, C.K. (2000). Nutritional evaluation of some subtropical red and green seaweeds part i: proximate composition, amino acid profiles and some physico-chemical properties. *Food Chemistry*, 71, 475-482. [http://dx.doi.org/10.1016/S0308-8146\(00\)00175-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-8146(00)00175-8)

Younis, A.M., Hanafy, S., Elkady, E.M., Alluhayb, A.H. & Alminderej, F.M. (2024). Assessment of health risks associated with heavy metal contamination in selected fish and crustacean species from Tamsah Lake, Suez Canal. *Scientific Reports*, 14, 18706. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-69561-7>

Xu, J., Liao, W. & Liu, Y. (2023). An overview on the nutritional and bioactive components of green seaweeds. *Food Production Processes & Nutrition*, 5, 18. <https://doi.org/10.1186/s43014-023-00132-5>

Zhang, L., Liao, W., Huang, Y., Wen, Y. Chu, Y. & Zhao, C. (2022). Global seaweed farming and processing in the past 20 years. *Food Production Processes & Nutrition*, 4, 28. <https://doi.org/10.1186/s43014-022-00113-0>