

Programa: Economia Azul

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

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



Coordenador:

Luiz Drude de Lacerda

Pesquisadores Principais:

César Augusto Barrios Rodriguez

Victória Emily Rodrigues Sousa

Liana Raquel Rodrigues Soares Bruno

Moisés Fernandes Bezerra

Fortaleza, dezembro de 2025

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 Moisés Fernandes Bezerra

Apresentação do Projeto:

O Brasil, apesar de sua extensa faixa costeira, ainda não é um grande destaque no cenário mundial na produção de moluscos bivalves e algas marinhas. Entretanto, a América Latina já é um dos maiores produtores destes recursos e mostra um grande potencial para expansão de sua exploração e comercialização. No Ceará, algas, crustáceos e moluscos (bivalves e gastrópodes) são componentes importantes da dieta e fonte de renda da população costeira. Entretanto, dado as suas características ecológicas, esses organismos podem acumular substâncias potencialmente tóxicas, principalmente metais pesados. Assim, é necessário evitar riscos 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 produtores, principalmente se considerarmos que atividades de pesca e aquacultura são principalmente realizadas em regiões costeiras, na maioria das vezes impactadas de forma direta ou indireta pela emissão 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 as autoridades sanitárias estabelecerem recomendações e propor restrições de consumo e uso para aqueles produtos que não se enquadrem aos níveis de segurança alimentar ou que mostrem risco potencial de exposição aos consumidores, incluindo no caso do uso farmacêutico de alguns desses organismos. Levando em consideração a

importância da produção pesqueira e aquícola no Estado do Ceará, este projeto pretendeu fornecer os dados necessários às 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 (bivalves e gastrópodes), crustáceos 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.....	7
1.1. Setor produtivo de algas no Brasil.....	7
1.2. Uso de algas marinhas	7
1.3 Uso das algas na indústria alimentar	8
1.4 Setor produtivo de moluscos bivalves no Brasil.....	8
1.5 Segurança alimentar e contaminação por metais em algas marinhas e moluscos (bivalves e gastrópodes)	9
2. Metodologia.....	11
2.1 Enquadramento ambiental e localização da amostragem no litoral do Ceará.....	11
2.3 Coleta e pré-tratamento de amostras.....	14
2.4 Processamento das amostras (moluscos bivalves, gastrópodes e crustáceos).....	14
2.5 Processamento de algas marinhas.....	15
2.6 Quantificação de metais	16
2.7 Cálculo e estimativa de risco e exposição.....	18
3. Resultados.....	19
3.1 Concentração de metais	19
3.3 Uso da ostra <i>C. rhizophora</i> como monitor da contaminação por metais no litoral do Ceará	32
3.4 Recomendações de consumo.....	36
4. Conclusão.....	36
5. Referências.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estimativa de cargas de metais para as bacias estuarinas (área em km²) incluídas neste estudo, adaptado de SEMACE (2005) e Paula Filho et al. (2014; 2021). Para Cu, Cd, Pb e Zn; carga total (CT) em t.ano⁻¹; carga relativa (CR) em kg.km⁻².ano⁻¹. Para Hg; carga total (CT) em kg.ano⁻¹; carga

relativa (CR) em $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Áreas das bacias estuarinas de acordo com Paula Filho et al., (2014), Lacerda et al., (2006a; b; 2008) demais bacias.	13
Tabela 2. Concentração total para Cu, Cd, Pb e Zn em sedimentos dos estuários dos rios Pacoti e Jaguaribe. As concentrações são reportadas em mg.kg^{-1} . Na tabela é reportada a média $\pm$ desvio padrão e mínimo – máximo. a. Vaisman et al. (2005); b. Nilin et al. (2013). c. Paula Filho et al. (2015; 2019); d. Santos et al. (2023); e. Rodrigues et al. (2025) ; f. Marins et al. (2004); g. Souza and Silva (2016) ; h. Farias (2012).	14
Tabela 3. Quadro-Resumo: Avaliação de consumo de frutos do mar e estimativas de avaliação de risco e exposição a metais.	18
Tabela 4. Concentração (mg.kg^{-1}) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) 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). Concentração Máxima Permissível (CMP) é dada em mg.kg^{-1}	19
Tabela 5. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$), na alga do gênero Sargassum. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.	20
Tabela 6. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$), na alga do gênero Caulerpa. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.	20
Tabela 7. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$), na alga do gênero Gracilaria. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.	21
Tabela 8. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$), na alga do gênero Padina. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.	21
Tabela 9. Concentração em peso úmido (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$) 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). Concentração Máxima Permissível (CMP) é dada em mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$	22
Tabela 10. Concentração em peso úmido (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$) 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. Concentração Máxima Permissível (CMP) em mg.kg^{-1}	24
Tabela 11. Ingestão média estimada para os diferentes metais analisados em $\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (EDI) para a população com um consumo médio (17,86 g.dia^{-1} ou 0,01786 kg.dia^{-1}).	26
Tabela 12. Ingestão média estimada (EDI) para a população com um alto consumo (35,71 g.dia^{-1} ou 0,03571 kg.dia^{-1})	26

Tabela 13. Resultados do Consumo Máximo Permitido (CRLim) relativo aos diferentes metais analisados para as espécies avaliadas.	27
Tabela 14. Número Máximo de Refeições por Mês (CRmm) para todas as espécies avaliadas.....	28
Tabela 15. Coeficiente de risco de consumo (Target Hazard Quotient: THQ) para metais (Cu, Cd, Pb, Zn e Hg) 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.	29
Tabela 16. Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg.kg ⁻¹ em peso úmido), em tecido muscular do crustáceo <i>U. cordatus</i> . Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%.	31
Tabela 17. Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg.kg ⁻¹ em peso úmido), em tecido muscular do crustáceo <i>Callicnetes</i> sp. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 77%.	32
Tabela 18. Concentração de metais traços na espécie <i>Crassostrea rhizophorae</i> reportadas para o litoral brasileiro. As concentrações são reportadas em peso úmido, mg.kg ⁻¹ para metais e µg.kg ⁻¹ para Hg* quanto no trabalho original reportadas em peso seco, foram transformadas pelo teor de umidade de 90%. ** Concentrações médias na ostra cultivada <i>C. gigas</i> , para comparação. *** C. brasiliiana.....	33

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das estações de coleta de algas bentônicas e invertebrados no litoral do Ceará e região do Delta do Rio Parnaíba. As coletas foram realizadas entre janeiro de 2024 e fevereiro de 2025.	12
Figura 2. Medição do comprimento total da concha em moluscos bivalves: <i>Anomalocardia flexuosa</i> (a), e <i>Tagelus plebeius</i> (b).	15
Figura 3. Liofilização de amostras em forno de micro-ondas (a); quantificação de metais traço (Zn, Cu, Cd, Pb) em um espectrômetro de absorção atômica convencional por chama (b); analisador de mercúrio (Hg) por espectrofotometria atômica de vapor frio (c).	16
Figura 4. Fluxograma do protocolo operacional de análise de cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb), e zinco (Zn).	17
Figura 5. Fluxograma do protocolo operacional de análise de mercúrio (Hg).....	17
Figura 6. Concentração de metais (Cu, Cd, Pb e Zn) em biota (moluscos bivalves, gastrópodes, crustáceos 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 máxima 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 ⁻¹), Cd (2,0 mg.kg ⁻¹), Pb (1,5 mg.kg ⁻¹) e Zn (50 mg.kg ⁻¹).	23
Figura 7. Concentração de Hg em biota (moluscos bivalves, gastrópodes, crustáceos e algas) utilizados como recurso alimentar ou como insumos 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 ⁻¹).	25

Figura 8. Concentração de Cu (A), Pb (B) e Zn (C) na ostra *C. rhizophorae* amostradas no Icapuí (IC), Jaguaribe (JA), Luiz Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), e Cocó (CO). 35

Figura 9. Concentração de Hg na ostra *C. rhizophorae* amostradas nos estuários dos rios Jaguaribe (JA), Luiz Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), Cocó (CO) e Icapuí (IC). 35

1. Introdução

1.1. Setor produtivo de algas no Brasil

A aquicultura tem mostrado um contínuo crescimento desde o início do século XXI e atingiu um novo recorde histórico de produção mundial em 2022, chegando a 223,2 milhões de toneladas (FAO, 2024). Esta produção compreende 185,4 milhões de toneladas de animais aquáticos e 37,8 milhões de toneladas de algas marinhas. A produção de algas marinhas a nível global triplicou neste período, mostrando números significativos de produção. Contudo, na América Latina e no Caribe esta atividade continua sendo pouco explorada (FAO, 2024). Um exemplo é a diminuição no volume da produção para esta região entre os anos 2000 (33.582 toneladas) e 2020 (21.241 toneladas), um recuo na produção de 37% (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, no entanto os volumes da 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, sua elevada 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 apresenta 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 locais de cultivo de algas estão 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 grande 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% em peso seco e seus princípios bioativos incluem alginato, fucoïdan, 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. São ainda utilizadas na produção de 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, contém 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 à 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 da 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 às 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, infelizmente não existe a tradição do consumo de algas marinhas, de forma que a maior parte da matéria prima para uso indireto é importada (Pellizzari & Reis, 2011). Alguns dos principais usos são, 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 da indústria farmacêutica, onde são usados em 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 às 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 à 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 18,5% 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% da produção nacional. Em segundo lugar encontra-se o estado do 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*), o sururu (*Mytella falcata*) e o vôngole (*Anomalocardia flexuosa*). Outras espécies apresentam captura em menor escala e mais localizadas, destacando-se: a tarioba (*Iphigenia brasiliensis*), o aribi (*Tagelus plebeius*) e a lambreta (*Lucina pectinata*) (Souto & Martins, 2009). No Nordeste do Brasil, as espécies *I. brasiliensis*, *M. 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).

Dentre os organismos analisados neste trabalho, o sururu, conforme reportado por Bezerra & Lacerda (2025), que realizaram uma avaliação sobre o desembarque e a comercialização de organismos consumidos no estado do Ceará, apresentou um volume de desembarque/comercialização significativamente inferior quando comparado a organismos como ostras e siri. Entretanto, todos esses organismos ainda exibem números muitos menores em relação a espécies altamente comercializadas, como a sardinha, pargo camarão e tilápia.

1.5 Segurança alimentar e contaminação por metais em algas marinhas e moluscos (bivalves e gastrópodes)

O aumento das concentrações de metais nos oceanos 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 desses recursos biológicos 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 de organismos marinhos e a população humana consumidora (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 dos diferentes níveis tróficos interferindo não só nas suas funções biológicas, como também representando 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 Hg, Cu, Zn, Cd e Pb, 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; 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 Zn. Já para o Hg, 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 Pb, com aproximadamente 50% deste metal biodisponível no sedimento. O Delta do Rio Parnaíba, com parte localizada no extremo oeste do litoral cearense, tem mostrado níveis significativos de contaminação e enriquecimento de alguns metais como Pb e Zn, além disso o sedimento deste delta tem mostrado contaminação por metais como o Pb, Zn, Cu e Fe (Santos et al., 2023).

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 a comercialização 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 Zn, Cu, Pb, Cd e Hg.

2. Metodologia

2.1 Enquadramento ambiental e localização da amostragem no litoral do Ceará

O litoral nordeste oriental do Brasil inclui toda extensão de costa do estado do Ceará e parte da costa dos estados do Piauí e Rio Grande do Norte e difere do restante do litoral brasileiro por ser o único sob clima semiárido. Esta porção da costa do Brasil se estende praticamente paralela à linha do Equador por cerca de 1.040 km entre o a Foz do Rio Parnaíba, PI (3,0° S; 41,5° W) e o Cabo de São Roque, em Maxaranguape, RN (5,1° S; 35,5° W) (Figura 1), correspondendo a Sub-região 40ª do GIWAS (*Global International Water Assessment*) (Marques et al., 2004). O clima desta porção do litoral brasileiro é caracterizado por apresentar duas estações climáticas bem definidas. O período chuvoso, relativamente curto, marcado por ventos pouco intensos e baixa taxa de evaporação, que atinge seu máximo entre fevereiro e abril, quando a zona de convergência intertropical (faixa chuvosa que se expande sobre o Oceano Atlântico) está em sua posição mais ao sul. O período seco, geralmente mais longo, com taxa de evaporação e velocidade do vento elevadas, tem seu máximo entre agosto e dezembro, quando a zona de convergência intertropical atinge sua posição mais ao norte. Nesta região, o pequeno aporte fluvial e o regime de mesomares, provoca um aumento no tempo de residência da massa de água fluvial nos estuários, resultando em elevadas taxas de acumulação de sedimentos e de seus metais associados.



Figura 1. Localização das estações de coleta de algas bentônicas e invertebrados no litoral do Ceará e região do Delta do Rio Parnaíba. As coletas foram realizadas entre janeiro de 2024 e fevereiro de 2025.

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, na divisa entre os estados do Piauí e Ceará foi decidida pela importância da região como fornecedora de moluscos e crustáceos comestíveis para mercados cearenses.

2.2 Fontes e emissões de metais

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. Adicionalmente, Paula Filho et al. (2015) estimaram as cargas de metais para a região de Luís Correia. A tabela 1 resume essas emissões para os estuários onde foram coletadas as amostras neste estudo. As cargas totais são claramente afetadas pela área da bacia. Entretanto, quando normalizadas pela área, as cargas relativas são influenciadas pela presença de fontes de metais. Fica evidente a importância da região metropolitana (e.g. estuário do Cocó) em relação a eventual contaminação por metais, haja visto as cargas relativas até uma ou duas ordens de grandeza maiores, dependendo do metal, que os estuários com baixa urbanização (e.g. estuários em Icapuí) (SEMACE, 2005).

As estimativas de cargas disponíveis para os estuários estudados, mostram que a soma das contribuições dos diferentes vetores antrópicos, excluindo-se a industrialização praticamente inexistente na região, já é bem maior que a contribuição de fontes naturais, que incluem a denudação física e química de solos e a deposição atmosférica. Detalhes das principais fontes de metais para os estuários estudados podem ser encontrados nas referências listadas na legenda da tabela 1. Em resumo, nos estuários mais urbanizados, particularmente dos rios Cocó e Pacoti, as principais fontes de metais são águas servidas, particularmente para Cu e Zn, e a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, particularmente para Cd, Pb e Hg. Nas bacias estuarinas eminentemente rurais, as principais fontes de metais estão associadas a produção agropecuária, particularmente pelo uso de

insumos agrícolas, como fertilizantes, com presença ubíqua de traços de metais, e defensivos agrícolas, alguns tendo como princípio biocida, metais pesados como o sulfato de Cu. A carcinocultura, dominante como principal atividade agropecuária no estuário do Rio Jaguaribe, e parcialmente em Icapuí, tem sido relatada como importante fonte de emissão de Cu e Hg para os estuários (Lacerda et al., 2006b; 2011).

Tabela 1. Estimativa de cargas de metais para as bacias estuarinas (área em km²) incluídas neste estudo, adaptado de SEMACE (2005) e Paula Filho et al. (2014; 2021). Para Cu, Cd, Pb e Zn; carga total (CT) em t.ano⁻¹; carga relativa (CR) em kg.km⁻².ano⁻¹. Para Hg; carga total (CT) em kg.ano⁻¹; carga relativa (CR) em kg.km⁻².ano⁻¹. Áreas das bacias estuarinas de acordo com Paula Filho et al., (2014), Lacerda et al., (2006a; b; 2008) demais bacias.

Estuário	Bacia	Cu		Cd		Pb		Zn		Hg	
		CT	CR	CT	CR	CT	CR	CT	CR	CT	CR
Luís Correia	42.810	129	3,0	8,5	0,2	93,2	2,2	236	5,5	800	0,02
Cocó	420	36,3	86,4	4,9	11,7	104	248	104	248	490	1,16
Pacoti	700	5,4	7,7	0,5	0,7	4,4	6,3	22,0	31,4	30	0,04
Jaguaribe	1.735	12,3	1,3	0,3	0,2	3,8	2,2	12,6	7,3	30	0,02
Icapuí	430	7,5	17,4	0,1	0,2	0,7	1,6	2,5	5,8	10	0,02

A tabela 2 apresenta uma síntese de diversos trabalhos que reportaram as concentrações totais para Cu, Cd, Pb, Zn e Hg em sedimentos dos estuários dos rios onde foram realizadas as coletas de algas e invertebrados analisados neste estudo. Infelizmente, são poucos os estudos reportando a concentração de metais em sedimentos de estuários cearenses. Uma vez que inexistente uniformização granulométrica e os pontos de coleta também não são uniformemente distribuídos seguindo a variação físico-química do estuário, a comparação entre os estudos é muito difícil, não permitindo uma análise detalhada da distribuição dos metais nem de sua relação com as cargas estimadas pelos diferentes autores. Entretanto, da mesma forma que para as emissões, os estuários sob maior pressão de urbanização, Cocó, Luís correia e Pacoti, tendem a apresentar maiores concentrações de metias em sedimentos comparado as regiões eminentemente rurais.

Tabela 2. Concentração total para Cu, Cd, Pb e Zn em sedimentos dos estuários dos rios Pacoti e Jaguaribe. As concentrações são reportadas em mg.kg^{-1} . Na tabela é reportada a média $\pm$ desvio padrão e mínimo – máximo. a. Vaisman et al. (2005); b. Nilin et al. (2013). c. Paula Filho et al. (2015; 2019); d. Santos et al. (2023); e. Rodrigues et al. (2025) ; f. Marins et al. (2004); g. Souza and Silva (2016) ; h. Farias (2012).

Localização no litoral do Ceará	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
Luís Correia (Parnaíba Delta) ^{c, d, e}	6,8 – 21,4	<0,1 – 0,5	5,9 – 80,9	13,4 – 45,7	0,02 – 0,04
Cocó ^{a, b, g}	1,3	-	2,3	-	0,05- 0,09
Pacoti ^d	4,2 $\pm$ 0,8 (3,4 – 5,9)	0,03 $\pm$ 0,01 (0,02 – 0,05)	19,9 $\pm$ 6,1 (8,97 – 26,4)	20,9 $\pm$ 7,3 (12,4 – 32,3)	
Jaguaribe ^{d, f}	5,0 $\pm$ 0,5 (4,5 – 5,6)	0,05 $\pm$ 0,02 (0,03 – 0,06)	23,3 $\pm$ 6,1 (16,6 – 28,5)	22,4 $\pm$ 11,2 (13,2 – 19,2)	0,02
Icapuí ^h	1,02 $\pm$ 0,18	-	2,15 $\pm$ 0,28	9,80 $\pm$ 1,32	-

2.3 Coleta e pré-tratamento de amostras

Para definir as espécies de moluscos bivalves e algas marinhas para este estudo, 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. Além dos moluscos bivalves e algas marinhas, foram coletados outros produtos como crustáceos (sirís e caranguejos) e moluscos gastrópodes, também bastante consumidos pelas populações ribeirinhas das áreas costeiras do estado do Ceará.

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.

2.4 Processamento das amostras (moluscos bivalves, gastrópodes e crustáceos)

Devido ao tamanho e a pouca quantidade de amostra que pode ser obtida nestes organismos (moluscos bivalves, moluscos gastrópodes e crustáceos), 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 (Cu, Zn, Cd e Pb) e ultra traço (Hg). Para isso, foi necessário o registro do comprimento da concha (CC) dos bivalves e gastrópodes (Figura 2) e o comprimento da carapaça dos crustáceos, isto permitiu agrupá-los de acordo com a faixa de tamanho, uma vez que diversos autores têm demonstrado a influência do tamanho nas concentrações de metais em algumas espécies de vertebrados (Lacerda et al., 1983; Vaisman et al., 2005; Rios et al., 2016; Luz-Santos et al., 2025).

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, tanto por predadores quanto pela população humana.

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).

2.5 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 outras espécies de algas. Logo após essa primeira limpeza, as

amostras devem passar por um limpador de ultrassom para eliminar qualquer resto de sedimento que tenha ficado aderido à alga após a primeira limpeza com água destilada. Terminada estas duas lavagens, as amostras foram embrulhadas individualmente em placas de Petri, identificadas, colocadas no congelador para sua posterior liofilização durante três ou quatro dias e posterior maceração.

2.6 Quantificação de metais

As concentrações de cádmio (Cd), chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu) e mercúrio (Hg) 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. Liofilização de amostras em forno de micro-ondas (a); quantificação de metais traço (Zn, Cu, Cd, Pb) em um espectrômetro de absorção atômica convencional por chama (b); analisador de mercúrio (Hg) por espectrofotometria atômica de vapor frio (c).

A digestão do material é baseada na metodologia adaptada de Costa & 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 médias para materiais de referência foram 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 $0,08 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, $0,03 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, $0,02 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, $0,11 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, que em massa corresponde a $1,71 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, $0,64 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, $0,43 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ e $2,36 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, 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 (2022). 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 HNO₃ 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 H₂O₂ foi adicionado e o extrato final e transferido quantitativamente com água MilliQ® para 100 mL para frascos volumétricos (Figura 5). 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 NaBH₄. 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 $0,02 \text{ ng.g}^{-1}$. Os valores de concentração não foram corrigidos para as recuperações relativas obtidas para os materiais certificados.

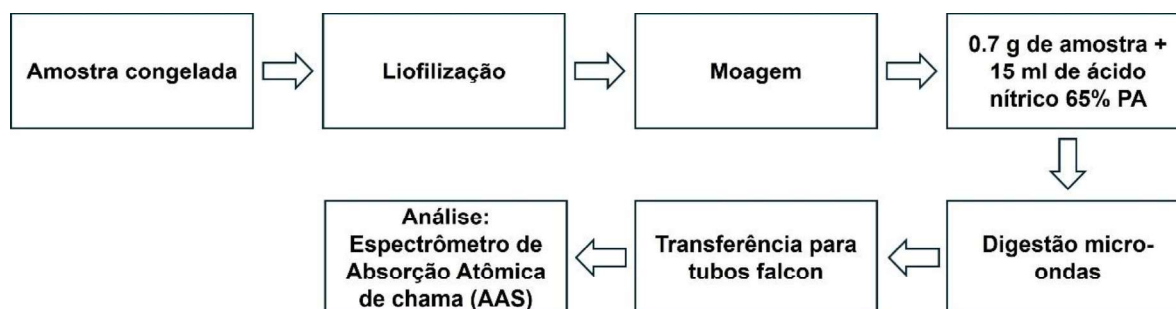


Figura 4. Fluxograma do protocolo operacional de análise de cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb), e zinco (Zn).

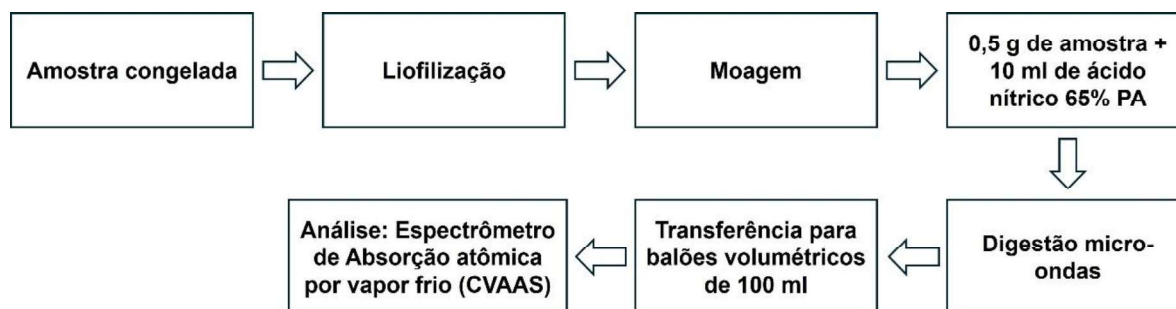


Figura 5. Fluxograma do protocolo operacional de análise de mercúrio (Hg).

2.7 Cálculo e estimativa de risco e exposição

Os cálculos e as estimativas e riscos de exposição resultantes, são detalhados na Tabela 3. Nos cálculos, foram utilizados os dados disponibilizados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2000), por organizações internacionais como a Organização mundial da Saúde (WHO), a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), como também trabalhos publicados no Brasil avaliando o risco de consumo de bivalves, exemplo Vieira et al. (2021).

Tabela 3. Quadro-Resumo: Avaliação de consumo de frutos do mar e estimativas de avaliação de risco e exposição a metais.

	Definição	Fórmula
Ingestão Diária Estimada (IDE)	Quantidade estimada do contaminante ingerido diariamente por um indivíduo, considerando o consumo do alimento.	$EDI = (C \times IR) \cdot BW$ Onde: $C = \text{concentração (mg.kg}^{-1}\text{)}$ $IR = \text{ingestão (g.dia}^{-1}\text{)}$ $BW = \text{peso corporal (kg)}$
Consumo Máximo Permitido (CRLim)	Quantidade máxima do alimento que pode ser consumida por dia sem ultrapassar a dose de referência (RfD).	$CRLim = (RfD \times BW) \cdot C$
Número Máximo de Refeições por Mês (CRmm)	Número máximo de porções mensais que podem ser consumidas com segurança.	$CRmm = (CRLim \times 30,44) \cdot \text{Tamanho da porção (kg)}$
Índice de risco associado (THQ)	Índice que avalia o risco associado à exposição a um contaminante através do consumo de alimentos contaminados. Se $THQ < 1$, o risco é considerado aceitável; se $THQ \geq 1$, pode haver risco à saúde	$THQ = (EF \times ED \times IR \times C) \cdot (RfD \times BW \times AT)$ Onde: $EF = \text{frequência de exposição (dias.ano}^{-1}\text{)}$ $ED = \text{duração da exposição (anos)}$ $IR = \text{taxa de ingestão (g.dia}^{-1}\text{)}$ $C = \text{concentração (mg.kg}^{-1}\text{)}$ $RfD = \text{dose de referência (mg.kg}^{-1}\text{.dia}^{-1}\text{)}$ $BW = \text{peso corporal (kg}^{-1}\text{)}$ $AT = \text{tempo de exposição (dias)} = ED \times 365$
Quociente de risco não carcinogênico total (HI)	Índice de perigo/risco expresso como a soma dos THQ para todos os metais avaliados. $HI < 1$ representa consumo seguro, enquanto $HI > 1$ representa risco para a saúde pública.	$HI = \text{Somatório dos THQ para o Cd e Pb.}$

Parâmetros comuns: C: Concentração do contaminante no alimento (Cu, Cd, Pb, Zn e Hg) (mg.kg^{-1}); IR: Taxa de ingestão do alimento (g.dia^{-1} ou kg.dia^{-1}); BW: Peso corporal (kg), geralmente 60 ou 70 kg; RfD: Dose de referência de $0,004 \text{ mg.kg}^{-1}\text{.dia}^{-1}$ (Pb), $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Cd), $0,04 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Cu), $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Zn) e $0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Hg), definida por USEPA (20000); 30,44: média de dias por mês (365 dias. 12 meses).

3. Resultados

3.1 Concentração de metais

As concentrações de metais (Cu, Cd, Pb, Zn e Hg) em algas marinhas (Tabela 4) foram, geralmente, muito baixas, algumas ficando menores que o limite de detecção (< LD) da metodologia empregada. As espécies *Sargassum sp.*, *Gracilaria sp.*, *Caulerpa racemosa*, *Padina sp.*, *Codium sp.* e *Jania sp.* apresentaram concentrações detectáveis para um ou mais dos metais analisados (Tabela 4).

Tabela 4. Concentração (mg.kg⁻¹) de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg (µg.kg⁻¹) 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). Concentração Máxima Permissível (CMP) é dada em mg.kg⁻¹.

Algas marinhas	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
CMP*	-	-	1,0 - 5,0	0,5 - 3,0	100 - 500
<i>Sargassum sp.</i>	1,89	0,54	<LD	<LD	1,22
<i>Caulerpa racemosa</i>	<LD	<LD	0,49	<LD	SD
<i>Codium sp.</i>	<LD	<LD	0,45	<LD	SD
<i>Gracilaria sp.</i>	2,18	0,65	0,30	0,06	1,41
<i>Padina sp.</i>	1,44	0,43	0,76	<LD	<LD
<i>Jania sp.</i>	1,20	<LD	<LD	<LD	1,22
<i>Caulerpa sp.</i>	1,15	<LD	<LD	<LD	<LD

Fazendo uma avaliação de cada gênero de alga, com os dados reportados para outras regiões da costa do Brasil, observamos diferenças relacionadas à elevada contaminação ambiental por fontes antrópicas. Um exemplo claro é a região da Bahia de Sepetiba, no Rio de Janeiro, onde grandes quantidades de metais traço foram, e continuam sendo descarregadas nas áreas costeiras da Baía durante a maior parte do último século (Lacerda et al., 2004), resultando em maior acúmulo desses metais na biota local.

De forma geral, as concentrações de Zn, Cu, Pb e Cd foram significativamente superiores nas três espécies de algas (*Caulerpa*, *Gracilaria* e *Sargassum*) coletadas na Bahia de Sepetiba, quando comparadas aos resultados reportados para essas espécies na Bahia, em Fernando de Noronha e na Costa do Ceará (Tabela 5, 6, 7 e 8). Da mesma forma, é fundamental considerar o impacto de condições ambientais como a pluviosidade. Durante o período chuvoso, ocorre um maior transporte de metais do continente para o oceano, o que pode aumentar a biodisponibilidade desses elementos para as algas marinhas, como foi observado por Lacerda et al. (1985) e Ribeiro et al. (2024). Esses autores analisaram amostras dos gêneros *Sargassum*, *Caulerpa* e *Gracilaria* coletadas na costa dos estados do Rio de Janeiro e Ceará, respectivamente, durante períodos chuvosos e, como pode ser

observado na Tabela 5, as concentrações para os metais analisados foram superiores às encontradas neste trabalho.

Levando-se em consideração as concentrações máximas permitidas sugeridas por diversas agências internacionais, uma vez que não há regulamentação na legislação ambiental brasileira, observou-se que, para todos os metais e todas as espécies quantificadas, as concentrações foram sempre menores que os limites sugeridos, quando existentes (Tabela 4). Contudo, é importante sempre considerar a proximidade das áreas de cultivo de algas marinhas com atividades antrópicas que gerem contaminação ambiental, como também a influência de eventos naturais, como os períodos de chuva.

Tabela 5. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg⁻¹, exceto o Hg, em µg.kg⁻¹), na alga do gênero *Sargassum*. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.

Area	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	Referência
Rio de Janeiro	18,0 - 32,2	2,8 - 3,7	9,7 - 9,8	0,9 - 1,0	SD	Guimarães et al. (1982)
Rio de Janeiro	20,6	0,47	0,55	0,07	SD	Karez et al. (1994)
Rio de Janeiro	8,7 – 83,7	1,7 – 7,2	6,3 – 13,3	0,5 – 2,0	SD	Lacerda et al., 2015
Bahia	1,6	SD	4,8	0,05	15,2	Amado-Filho et al. (1997)
Rio de Janeiro	46,5	SD	SD	0,19	SD	Amado-Filho et al. (1999)
Bahia	3,4	1,86	1,63	0,20	SD	Amado-Filho et al. (2008)
Fernando de Noronha	1,16	0,30	ND	SD	SD	Ferreira et al. (2012)
Ceará	3,34	0,45	<LD	0,14	281	Ribeiro et al. (2024)
Ceará	1,89	0,54	<LD	<LD	1,22	Trabalho atual

Tabela 6. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg⁻¹, exceto o Hg, em µg.kg⁻¹), na alga do gênero *Caulerpa*. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.

Area	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	Referência
Rio de Janeiro	21,3	5,2	21,9	1,4	SD	Lacerda et al. (1985)
Fernando de Noronha	2,1	SD	ND	SD	SD	Ferreira et al. (2012)
Ceará	3,44	0,45	<LD	0,04	200	Ribeiro et al. (2024)
Ceará	<LD	<LD	0,49	<LD	SD	Trabalho atual
	1,15	<LD	<LD	<LD	<LD	

Tabela 7. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg⁻¹, exceto o Hg, em µg.kg⁻¹), na alga do gênero *Gracilaria*. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.

Area	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	Referência
Rio de Janeiro	21,9 - 38,2	7,3 - 7,4	17,7 - 19,1	1,36 - 1,5	SD	Lacerda et al. (1985)
Rio de Janeiro	15,7	0,79	1,06	0,07	SD	Karez et al. (1994)
Paraná	3,63	0,21	0,05	0,03	2,0	Santos-Silva et al. (2018)
Ceará	5,64	0,45	<LD	0,11	50	Ribeiro et al. (2024)
Ceará	2,18	0,65	0,30	0,06	1,41	Trabalho atual

Tabela 8. Concentração de metais Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (mg.kg⁻¹, exceto o Hg, em µg.kg⁻¹), na alga do gênero *Padina*. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 81%. <LD = Concentrações abaixo do limite detectável. SD: Sem Dados. ND: Não Detectado.

Area	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	Referência
Rio de Janeiro	5,03	0,70	0,62	0,06	SD	karez et al. (1994)
Rio de Janeiro	49,9	SD	SD	0,18	SD	Amado-Filho et al. (1999)
Bahia	1,9	SD	1,9	0,08	9	Amado-Filho et al. (1997)
Bahia	5,41	3,03	1,51	0,23	SD	Amado-Filho et al. (2008)
Fernando de Noronha	52,1	0,21	ND	SD	SD	Ferreira et al. (2012)
Espírito Santo e Paraná	3,63	0,21	0,05	0,03	2,0	Santos-Silva et al. (2018)
Ceará	1,20	<LD	<LD	<LD	1,22	Trabalho atual

Nos moluscos bivalves e gastrópodes em geral, as concentrações dos metais essenciais (Zn e Cu), assim como os metais não essenciais (Hg, Cd e Pb) foram inferiores aos respectivos limites máximos permissíveis estabelecidos pela legislação brasileira e por agências internacionais, para consumo humano (Figura 6). Contudo, duas espécies de gastrópodes (*S. brasiliensis* e *P. tupiniquim*) para o Cu, duas de gastrópodes (*T. laevigata* e *S. brasiliensis*) e um bivalve (*C. rhizophorae*) para o Zn, mostraram concentrações médias acima dos valores recomendados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) (Figura 6). 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 9).

Tabela 9. Concentração em peso úmido (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$) 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). Concentração Máxima Permissível (CMP) é dada em mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

Moluscos bivalves	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
CMP*	50	30	1,5	2,0	500
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	8,3 ± 2,7 (1,7 - 15,7) (n = 42)	0,7 ± 0,2 (0,3 - 1,3) (n = 31)	0,2 ± 0,02 (0,1 - 0,2) (n = 5)	<LD	5,9 ± 4 (1,4 – 21,4) (n = 25)
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	132 ± 87 (25 - 295) (n = 20)	4,5 ± 2,3 (1,4 – 10,8) (n = 18)	0,1 ± 0,1 (<LD - 0,3) (n = 8)	0,1 ± 0,01 (<LD – 0,1) (n = 13)	7,1 ± 3,4 (0,5 – 19,3) (n = 99)
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	18,5 ± 5,4 (7 - 28) (n = 12)	1,3 ± 1,2 (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 - 20) (n = 4)	1,5 ± 0,2 (1,3 - 1,7) (n = 4)	0,3 ± 0,1 (0,3 - 0,4) (n = 4)	<LD	11,1 ± 2 (8,6 – 14,6) (n = 11)
<i>Tagelus plebeius</i>	15 ± 7 (5,7 - 24,8) (n = 20)	1,2 ± 0,8 (0,4 - 2,6) (n = 19)	0,3 ± 0,04 (0,2 - 0,3) (n = 3)	0,1 ± 0,1 (<LD - 0,1) (n = 3)	SD
<i>Phacoides pectinatus</i>	11,3 ± 2 (10,3 - 14,1) (n = 4)	10,7 ± 4,7 (6,3 – 17) (n = 4)	<LD	<LD	<LD
<i>Macoma constricta</i>	<LD	4,8 ± 4,9 (0,9 – 13,4) (n = 7)	<LD	<LD	<LD
Moluscos gastrópodes					
<i>Pugilina tupiniquin</i>	25,2 ± 5,4 (11,6 - 35,5) (n = 32)	29,3 ± 19,4 (5,82 - 76,4) (n = 20)	0,3 ± 0,1 (0,2 - 0,3) (n = 2)	0,2 ± 0,1 (0,1 - 0,34) (n = 13)	13,6 ± 3,4 (9,7 – 19,2) (n = 5)
<i>Stramonita brasiliensis</i>	86,7 ± 23,5 (61,1 - 119) (n = 7)	66,4 ± 32,4 (32,2 - 114) (n = 5)	0,3 ± 0,1 (0,2 - 0,4) (n = 3)	0,7 ± 0,1 (0,5 - 0,8) (n = 5)	SD
<i>Turbinella laevigata</i>	126	9,8	<LD	1,1	SD

As concentrações de metais em crustáceos (Tabela 10), em geral, também foram menores que os respectivos limites máximos permissíveis pela legislação brasileira para consumo humano (Figura 6). Contudo, as espécies *U. cordatus* e *Callicnetes* sp. apresentaram concentrações para o Zn acima, ou no limite, respectivamente, do valor recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) (Figura 6). 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 10).

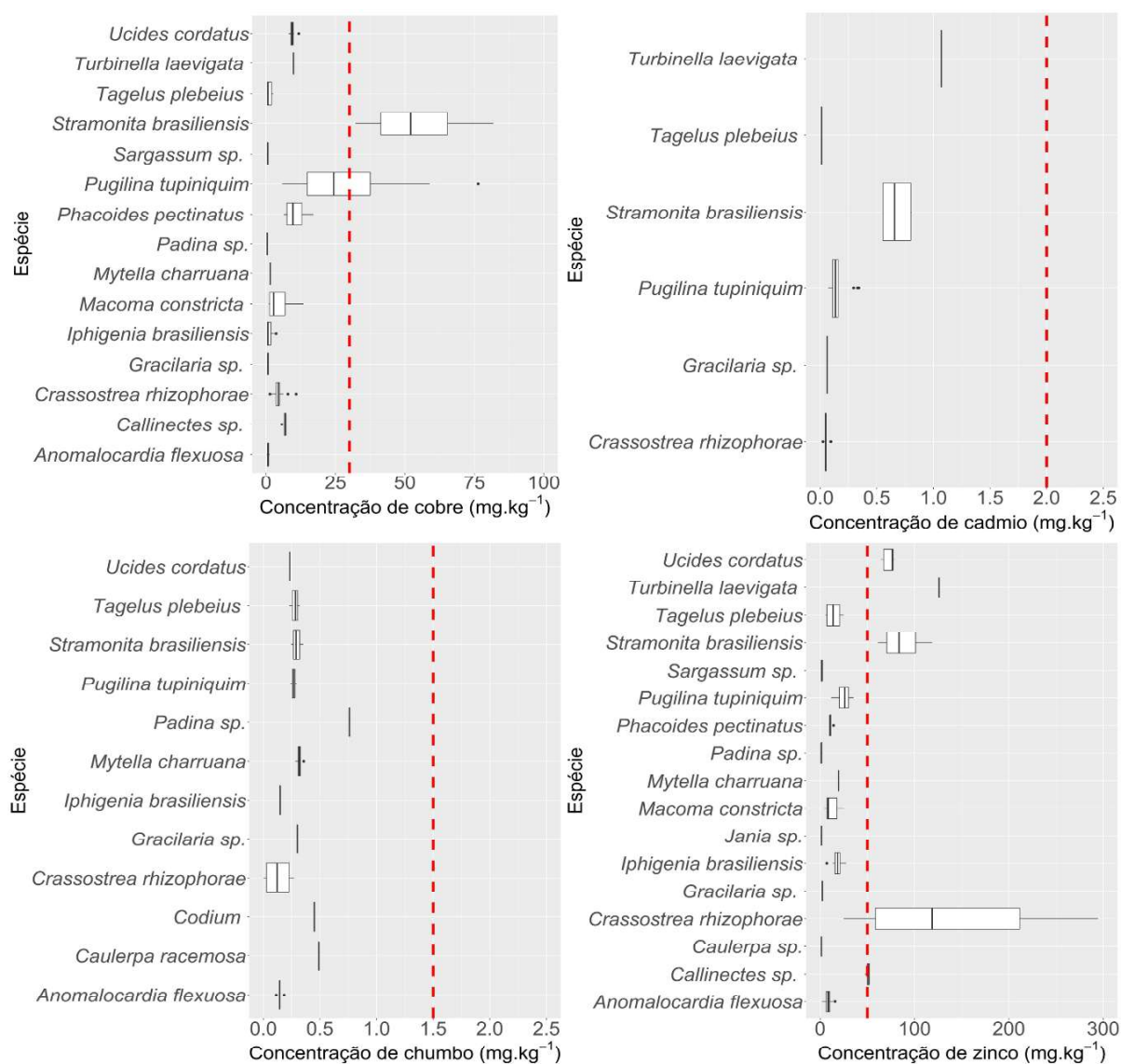


Figura 6. Concentração de metais (Cu, Cd, Pb e Zn) em biota (moluscos bivalves, gastrópodes, crustáceos e algas marinhas) utilizados como recurso alimentar ou como insumos ou princípios na indústria coletados na costa do Ceará e sua comparação com o limite de concentração máxima permitível (ANVISA, 1998). *Linha vermelha: Limite de concentração permitível em produtos do mar (moluscos bivalves, algas marinhas e gastrópodes) para o Cu (30 mg.kg^{-1}), Cd ($2,0 \text{ mg.kg}^{-1}$), Pb ($1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) e Zn (50 mg.kg^{-1}).

Tabela 10. Concentração em peso úmido (mg.kg^{-1} , exceto o Hg, em $\mu\text{g.kg}^{-1}$) 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. Concentração Máxima Permissível (CMP) em mg.kg^{-1} .

Crustáceos	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
CMP*	50	30	1,5	2,0	500
<i>Callinectes</i> sp.	50,6 ± 2,3 (47,3 - 52,3) (n = 4)	6,7 ± 0,7 (5,7 - 7,1) (n = 4)	<LD	<LD	SD
<i>Ucides cordatus</i>	72,6 ± 6,1 (63,9 - 78,6) (n = 7)	9,5 ± 1,2 (8,1 - 11,7) (n = 7)	0,23	<LD	SD
<i>Callinectes bocourti</i> **	SD	SD	SD	SD	40
<i>Callinectes danae</i>	SD	SD	SD	SD	20 ± 10,4 (6,9 – 37,4) (n = 11)
<i>Callinectes exasperatus</i> **	SD	SD	SD	SD	5,4 ± 0,6 (4,9 – 5,8) (n = 2)
<i>Callinectes larvatus</i>	SD	SD	SD	SD	23,9 ± 9,9 (13,4 – 34,5) (n = 5)

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*), um gastrópode (*P. tupiniquim*) e três espécies de algas (*Jania* sp., *Gracilaria* sp., *Sargassum* sp.), todos os organismos mostraram concentrações até uma ordem de grandeza abaixo do limite máximo permissível estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) para o Hg ($0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) (Figura 7).

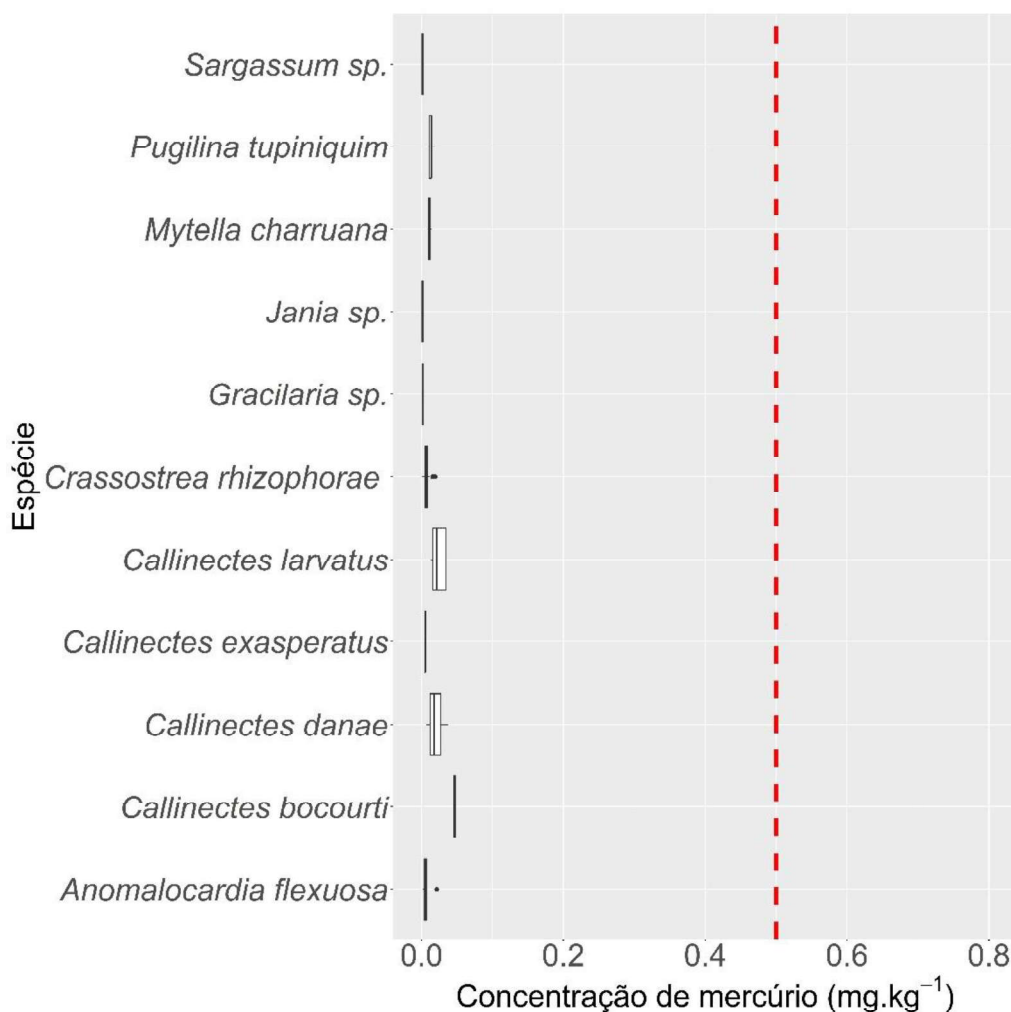


Figura 7. Concentração de Hg em biota (moluscos bivalves, gastrópodes, crustáceos e algas) utilizados como recurso alimentar ou como insumos na indústria, coletados na costa do Ceará e sua comparação com o limite de concentração permissível para o mercúrio estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância 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⁻¹).

3.3 Estimativa de risco e exposição

O consumo de bivalves e algas marinhas ainda é bastante baixo no Brasil comparado com o consumo do pescado. O uso dos bivalves na alimentação é majoritariamente realizado pelas populações costeiras, onde a atividade de mariscagem tem fins para o consumo próprio ou venda exclusivamente aos mercados locais (Valenti et al., 2021). Desta forma foi realizado o cálculo de Ingestão Diária Estimada (EDI) para dois cenários: o primeiro representando consumidores de nível médio (17,86 g.dia) (Tabela 11), e o segundo, indivíduos com maior nível de consumo (35,71 g.dia) (Tabela 12), tendo sido adotado um peso corporal médio de 60 kg para ambos os casos.

Tabela 11. Ingestão média estimada para os diferentes metais analisados em $\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (EDI) para a população com um consumo médio ($17,86 \text{ g.dia}^{-1}$ ou $0,01786 \text{ kg.dia}^{-1}$).

Espécie	Ingestão média estimada (EDI) (consumo médio)				
	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
EDI Máximo (USEPA, 2000)	0,04	0,001	0,004	0,3	0,0001
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	2,08E-04	-	5,95E-05	2,47E-03	3,87E-06
<i>Callinectes sp.</i>	1,99E-03	-	-	1,51E-02	-
<i>Crassostrea Rhizophorae</i>	1,34E-03	2,98E-05	2,98E-05	3,93E-02	2,11E-06
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	3,87E-04	-	5,95E-05	5,51E-03	-
<i>Mytella charruana</i>	4,47E-04	-	8,93E-05	5,80E-03	3,30E-06
<i>Pugilina tupiniquin</i>	8,72E-03	5,95E-05	8,93E-05	7,50E-03	3,87E-06
<i>Stramonita brasiliensis</i>	1,98E-02	2,08E-04	8,93E-05	2,58E-02	-
<i>Tagelus plebeius</i>	3,57E-04	2,98E-05	8,93E-05	4,47E-03	-
<i>Ucides cordatus</i>	2,83E-03	-	-	2,16E-02	-
<i>Callinectes exasperatus</i>	-	-	-	-	1,49E-06
<i>Callinectes larvatus</i>	-	-	-	-	5,95E-06
<i>Callinectes bocourti</i>	-	-	-	-	1,19E-05
<i>Phacoides pectinatus</i>	3,19E-03	-	-	3,36E-03	-
<i>Macoma constricta</i>	1,43E-03	-	-	-	-
<i>Turbilla laevigata</i>	2,92E-03	3,19E-04	-	3,75E-02	-

Tabela 12. Ingestão média estimada (EDI) para a população com um alto consumo ($35,71 \text{ g.dia}^{-1}$ ou $0,03571 \text{ kg.dia}^{-1}$)

Espécie	Ingestão média estimada (EDI) (alto consumo)				
	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
EDI Máximo (USEPA, 2000)	0,04	0,001	0,004	0,3	0,0001
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	4,17E-04	-	1,19E-04	4,94E-03	7,74E-06
<i>Callinectes sp.</i>	3,99E-03	-	-	3,01E-02	-
<i>Crassostrea Rhizophorae</i>	2,68E-03	5,95E-05	5,95E-05	7,86E-02	4,23E-06
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	7,74E-04	-	1,19E-04	1,10E-02	-
<i>Mytella charruana</i>	8,93E-04	-	1,79E-04	1,16E-02	6,61E-06
<i>Pugilina tupiniquin</i>	1,74E-02	1,19E-04	1,79E-04	1,50E-02	7,74E-06
<i>Stramonita brasiliensis</i>	3,95E-02	4,17E-04	1,79E-04	5,16E-02	-
<i>Tagelus plebeius</i>	7,14E-04	5,95E-05	1,79E-04	8,93E-03	-
<i>Ucides cordatus</i>	5,65E-03	-	-	4,32E-02	-
<i>Callinectes exasperatus</i>	-	-	-	-	2,98E-06
<i>Callinectes larvatus</i>	-	-	-	-	1,19E-05
<i>Callinectes bocourti</i>	-	-	-	-	2,38E-05
<i>Phacoides pectinatus</i>	6,37E-03	-	-	6,73E-03	-
<i>Macoma constricta</i>	2,86E-03	-	-	-	-
<i>Turbilla laevigata</i>	5,83E-03	6,37E-04	-	7,50E-02	-

Para o estado do Ceará foi calculado o consumo per capita de peixes de aproximadamente 423 g (14.1 g.dia), podendo variar entre zonas urbanas (410 g) e rurais (470 g). O valor calculado por Leocádio et al. (2025) é semelhante ao cenário de consumidores de nível médio (17,86 g.dia⁻¹) estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Os resultados obtidos para os dois cenários apresentaram valores EDI abaixo da Dose de Referência (RfD) (USEPA, 2000) para todos os metais analisados Cu, Cd, Pb, Zn e Hg e para cada uma das espécies avaliadas, não sendo encontrado risco potencial para os consumidores.

3.4 Consumo Máximo Permitido (CRLim)

O Consumo Máximo Permitido (CRLim) para todos os metais analisados (Cu, Cd, Pb, Zn e Hg) em cada espécie avaliada foi realizado utilizando a Dose de Referência Oral (ORD) estabelecidos pela USEPA (2000) e considerando um peso médio de 60 kg (Tabela 13).

Tabela 13. Resultados do Consumo Máximo Permitido (CRLim) relativo aos diferentes metais analisados para as espécies avaliadas.

Espécie	Consumo Máximo Permitido (CRLim) (kg.dia ⁻¹)				
	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	3,43	-	1,20	2,16	0,46
<i>Callicnetes sp.</i>	0,36	-	-	0,35	-
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	0,53	0,60	2,40	0,13	0,84
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	1,85	-	1,20	0,97	-
<i>Mytella charruana</i>	1,60	-	0,80	0,92	0,54
<i>Pugilina tupiniquin</i>	0,08	0,30	0,80	0,71	0,46
<i>Stramonita brasiliensis</i>	0,04	0,09	0,80	0,20	-
<i>Tagelus plebeius</i>	2,00	0,60	0,80	1,20	-
<i>Ucides cordatus</i>	0,25	-	-	0,24	-
<i>Callinectes exasperatus</i>	-	-	-	-	1,20
<i>Callinectes larvatus</i>	-	-	-	-	0,30
<i>Pugilina morio</i>	-	-	-	-	0,60
<i>Callinectes bocourti</i>	-	-	-	-	0,15
<i>Phacoides pectinatus</i>	0,22	-	-	1,59	-
<i>Macoma constricta</i>	0,50	-	-	-	-
<i>Turbilla laevigata</i>	0,24	0,05	-	0,14	-

De acordo com os resultados apresentados nas Tabelas 12 e 13, a maioria das espécies apresentaram um Consumo Máximo Permitido (CRLim) superior ao consumo médio diário esperado (0,01786 kg.dia⁻¹) e ao consumo elevado diário (0,03571 kg.dia⁻¹), indicando baixo risco a saúde humana em relação a ingestão de Cu, Cd, Pb, Zn e Hg. Porém, é importante sinalizar que algumas espécies como a *S. brasiliensis*, *P. tupiniquin* e *T. laevigata*, apresentaram valores bem menores de CRLim, sugerindo um potencial risco para

consumidores frequentes dessas espécies, principalmente em comunidades costeiras onde o consumo pode ser mais intenso.

3.5 Número Máximo de Refeições por Mês (CRmm)

Para o cálculo do Máximo de Refeições por Mês (CRmm), foi utilizado o tamanho de porção de 250 g, valor que, de acordo com a FAO-WHO (2004), representa 97.5%, do consumo de moluscos bivalves na maioria das cidades com dados disponíveis. Os valores obtidos para o CRmm indicam as baixas concentrações de metais encontradas em grande parte das espécies avaliadas, o que pode ser observado no alto número de refeições permitidas por mês (Tabela 14). No entanto, é importante destacar que espécies com maior capacidade de bioacumulação de metais, como a *P. tupiniquim*, *S. brasiliensis*, *T. laevigata* e representantes do gênero *Callinectes*, apresentaram um número reduzido de refeições mensais permitidas, quando comparadas com outros organismos.

Tabela 14. Número Máximo de Refeições por Mês (CRmm) para todas as espécies avaliadas

Espécie	CRmm (Máximo de Refeições por Mês)				
	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	417.05	-	145.97	263.80	56.14
<i>Callicnetes sp.</i>	43.57	-	-	43.27	-
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	64.87	72.98	291.94	16.59	102.79
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	224.57	-	145.97	118.35	-
<i>Mytella charruana</i>	194.62	-	97.31	112.28	65.75
<i>Pugilina tupiniquin</i>	9.96	36.49	97.31	86.89	56.14
<i>Stramonita brasiliensis</i>	4.40	10.43	97.31	25.25	-
<i>Tagelus plebeius</i>	243.28	72.98	97.31	145.97	-
<i>Ucides cordatus</i>	30.73	-	-	30.16	-
<i>Callinectes exasperatus</i>	-	-	-	-	145.97
<i>Callinectes larvatus</i>	-	-	-	-	36.49
<i>Callinectes bocourti</i>	-	-	-	-	18.25
<i>Phacoides pectinatus</i>	27.28	-	-	193.76	-
<i>Macoma constricta</i>	60.82	-	-	-	-
<i>Turbilla laevigata</i>	29.79	6.82	-	17.38	-

Número de refeições por mês: Verde: CRmm > 100 – Consumo seguro; Amarelo: entre 50 e 100; Vermelho: CRmm < 50 – atenção/risco

3.6 Índice de risco associado (THQ) e Risco não carcinogênico total (HI)

Foi realizado o cálculo do coeficiente de risco de consumo ou THQ (*Toxicity Hazard Quotient*) e do Quociente de risco não carcinogênico total (HI) que são medidas que avaliam o risco associado à exposição a substâncias tóxicas, onde um valor menor que 1,0

indica que a exposição está dentro dos limites seguros. Como mostrado nas Tabela 10, todas as concentrações ficaram abaixo de 1,0 tanto para o THQ como o HI. 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.

Tabela 15. Coeficiente de risco de consumo (*Target Hazard Quotient*: THQ) para metais (Cu, Cd, Pb, Zn e Hg) 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. Quociente de risco não carcinogênico total (HI).

Algas marinhas	THQ (Zn)	THQ (Cu)	THQ (Pb)	THQ (Cd)	THQ (Hg)	HI
<i>Sargassum sp.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<i>Caulerpa sp.</i>	<0,01	-	-	-	-	-
<i>Codium sp.</i>	-	-	0,03	-	-	-
<i>Gracilaria sp.</i>	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	-	0,04
<i>Padina sp.</i>	<0,01	<0,01	0,06	<0,01	-	0,06
<i>Caulerpa racemosa</i>	-	-	0,04	-	-	-
<i>Jania sp.</i>	<0,01	-	-	-	<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	0,04
<i>Iphigenia brasiliensis</i>	0,02	0,01	0,01	-	-	<0,01
<i>Mytella charruana</i>	0,02	0,01	0,02	-	<0,01	0,02
<i>Macoma constricta</i>	-	0,04	-	-	-	-
<i>Phacoides pectinatus</i>	<0,01	0,08	-	-	-	-
<i>Tagelus plebeius</i>	0,02	0,01	0,02	0,03		0,05
Gastrópodes						
<i>Pugilina tupiniquin</i>	0,02	0,22	0,02	0,06	<0,01	0,08
<i>Turbinella laevigata</i>	0,12	0,07	-	0,32	-	-
<i>Stramonita brasiliensis</i>	0,07	0,63	0,02	0,18	-	0,20
Crustáceos						
<i>Callicnetes sp.</i>	0,05	0,05	0,00	<0,01	-	<0,01
<i>Ucides cordatus</i>	0,07	0,07	0,02	-	-	-
<i>Callicnetes exasperatus</i>	-	-	-	-	<0,01	-
<i>Callinectes larvatus</i>	-	-	-	-	<0,01	-
<i>Callinectes bocourti</i>	-	-	-	-	<0,01	-

Para Cu, os gastrópodes *S. brasiliensis* e *P. tupiniquim* apresentaram concentrações de $66,4 \pm 32,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $29,3 \pm 19,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente (Tabela 9), sendo os únicos

que ficaram acima o próximo do limite permissível (30 mg.kg de peso úmido). No caso dos gastrópodes, a espécie *S. brasiliensis* apresentou uma concentração de Zn de $86,7 \pm 23,5$ mg.kg⁻¹ (Tabela 9). Enquanto nos bivalves a única espécie que apresentou concentrações de Zn acima do limite permissível foi a *C. rhizophorae* (132 ± 87 mg.kg⁻¹) (Tabela 9). Ainda em relação ao Zn, o crustáceo do gênero *Callinectes sp.* e a espécie *U. cordatus*, apresentaram concentrações de $50,6 \pm 2,3$ mg.kg⁻¹ e $72,6 \pm 6,1$ mg.kg⁻¹ respectivamente (Tabela 10). 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 15).

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* que 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*, *T. laevigata* 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 para o Cu, ficou abaixo de um, tanto a *S. brasiliensis* (0,63), como a *P. tupiniquim* (0,22), 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) e faixa de concentração reportadas por trabalhos anteriores com esta espécie, como Almeida et al. (2016) e Basco-Santos et al. (2017). A Tabela 16 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 similares as concentrações observadas na área extremamente contaminada de Cubatão e a Baía de Sepetiba, mas também de áreas sem contaminação, como a Ilha de Marajó. São também superiores as das outras regiões moderadamente contaminadas no litoral do Rio

de Janeiro. Embora em todos os casos as concentrações de Zn também foram maiores que o limite permissível, 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 ricos 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). A exposição relativamente elevada ao Zn presente em sedimentos e sua demanda metabólica explicam as concentrações relativamente mais elevadas nesta espécie de caranguejo. Já o Hg foi o elemento com as menores concentrações, mostrando concentrações inferiores às encontradas para o Zn, Cu, e em alguns casos para o Pb e Cd.

Tabela 16. Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg.kg^{-1} em peso úmido), e Hg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) 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	Hg	Referência
Baía de Sepetiba, RJ	24-96	12-61	0,8-3,9	0,2-0,5	SD	Pfeiffer et al. (1985)
Baía de todos os Santos, BA	49,9	11,1	SD	0,04	SD	Vasconcelos, (2012)
Cubatão, SP	SD	1,01	<0,01	0,02	<0,19	Pinheiro et al. (2012)
Bahia de Guanabara, RJ	41,5	8,8	0,03	0,01	SD	Almeida et al. (2016)
Rio Paraíba do Sul, RJ	31,3	11,7	0,02	0,01	SD	Almeida et al. (2016)
Cubatão, SP	61,6	52,8	0,13	0,08	SD	Basco-Santos et al. (2017)
Cubatão, SP	SD	SD	SD	SD	14,04	Santos & Silva, (2017)
Baía de Marajó, PA	59,3	7,2	0,17	0,01	SD	Silva et al. (2018)
Parnaíba do Sul, RJ	SD	SD	SD	SD	6,03	Fragoso, (2019)
Barra do rio Mamanguape, PB	SD	SD	SD	SD	0,44	
Bragança, PA	SD	SD	SD	SD	1,14	
Estação Ecológica do Lameirão, (ES)	SD	1,90	0,03	0,01	SD	Ramos & Leite, (2022)
Estuário do Jaguaribe, CE	72,6	9,5	0,2	<LD	SD	Trabalho atual

No caso dos siris, *Callinectes* sp., do litoral cearense, as concentrações de Zn, Cu, Pb e Cd são comparáveis às aquelas reportadas para as regiões do Maranhão e Rio de Janeiro (Tabela 17). 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 *Callinectes* 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 hepato pâncreas. Esses grânulos podem ser parte de um mecanismo de detoxificação que impede que metais possam interferir em processos metabólicos (Rainbow, 2002).

Tabela 17. Concentração de metais Zn, Cu, Pb e Cd (mg.kg^{-1} em peso úmido), e Hg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) em tecido muscular do crustáceo *Callinectes* sp. Concentrações originalmente reportadas em peso seco, convertidas a peso úmido pelo teor de umidade de 77%.

Área	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	Referência
Cubatão, SP	15,7	16,0	1,1	0,2	SD	Virga & Geraldo (2008)
Estuário de Santos, SP	25,7	10,6	0,2	0,01	71,1	Bordon et al., (2012b)
Canal de São Vicente, SP	34,7	<LOD	0,16	<LOD	87	Bordon et al., (2012a)
Galinhas-Guamaré, RN	58-88	10,9	<0,03	<0,01	0,02	Lacerda et al. (2013)
Ilha Grande, RJ	27,7	11,5	0,03	0,04	SD	Lavradas et al. (2014)
Estuário de Santos, SP	27,7	9,4	0,02	0,004	80	Bordon et al., (2016)
Rio Iguape, SP	SD	SD	0,01	<LD	20	Bordon et al., (2020)
Baía de Guanabara, RJ	SD	SD	SD	SD	101,9	De Almeida Rodrigues et al., (2020)
Baía de São Jose, MA	53,3	32,5	0,05	1,2	SD	Righi et al. (2022)
Baía de São Marcos, MA	39,3	41,1	0,07	1,4	SD	Righi et al. (2022)
Estuário rio São Francisco, SE e AL.	118,3	28,2	SD	2,9	SD	Farias et al., (2024)
Estuário do Jaguaribe, CE	50,3	6,7	SD	SD	22,3	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, Cd e Hg) na espécie de bivalve *C. rhizophora* tem sido estudada por diferentes autores ao longo do litoral brasileiro, devido ao seu potencial como biomonitor de metais no meio ambiente. A Tabela 18 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.

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 18). Essas regiões não apresentam 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.

Tabela 18. Concentração de metais traços na espécie *Crassostrea rhizophorae* reportadas para o litoral brasileiro. As concentrações são reportadas em peso úmido, mg.kg⁻¹ para metais e µg.kg⁻¹ para Hg* 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. *** *C. brasiliiana*.

Área	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg*	Referência
Galinhos-Guamaré, RN	71	3,4	0,12	0,07	3,0-8,0	Lacerda et al. (2013)
Estuário Potengi, RN	244	9,9	0,34	0,13	-	Silva et al. (2001)
Macau, RN	59	10,2	0,82	0,35	-	Silva et al. (2003)
Curimataú, RN	139	1,5	4,38	1,06	-	Silva et al. (2003)
Maceió, AL	41	13,1	NA	0,44	-	Azevedo et al. (2019)
Baía de Todos os Santos, BA	155	18,1	0,45	2,14	40-120	Souza et al. (2011)
Baía de Guanabara, RJ	1.302	148	-	0,40	-	Carvalho & Lacerda (1992); Kherig et al. (2006)
Baía de Sepetiba, RJ	471	1,4	0,77	0,48	15-23	Pfeiffer et al. (1985); Kherig et al. (2006); Torres et al. (2012)
Cananéia, SP	22	0,19	0,23	-	<2-30	Barros & Barbieri (2012); Machado et al. (2002)
Baía de Babitonga, SC	119	22,7	-	1,6	<2-350	Tureck et al. (2006)**; Niensheski et al. (2014)
Rio Paciência, MA	99	2,9	0,02	0,01		Correa et al. (2025)***
Litoral cearense, CE	157	3,9	0,05	0,13	9,5-195	Trabalho atual

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* 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 13, 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 8), nas diferentes regiões de coleta (Figura 1). De acordo com os resultados para o Cu na região de Icapuí (Figura 8), as emissões antrópicas de metais na região da bacia inferior do rio Icapuí, com forte influência da agricultura, pode ser considerado o principal responsável pela contração de Cu encontrada na *C. rhizophorae*. No entanto, é importante mencionar que o número de amostras coletadas nesta região foram poucas, de forma que seria essencial que no futuro seja coletada um número maior a fim de determinar se essa tendência se mantém.

Para esses metais a comparação de estuários fora das regiões densamente populosas (Luís Correia, Pacoti e Jaguaribe), mostrou que 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 na maior concentração de Cu na *C. rhizophorae* comparada com os indivíduos da mesma espécie no estuário do rio Pacoti (Figura 8). No caso do Zn, abundante em fontes litogênicas na bacia do rio Parnaíba, também recebe contribuição de escoamento urbano e do 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.

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 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 de 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 9), 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, mostram 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.

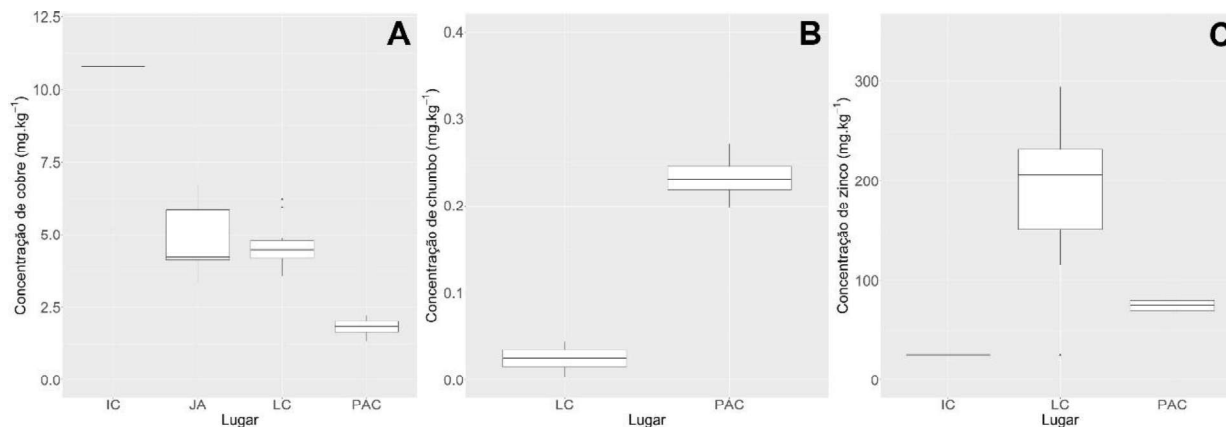


Figura 8. Concentração de Cu (A) Pb (B) e Zn (C) na ostra *C. rhizophorae* amostradas no Icapuí (IC), Jaguaribe

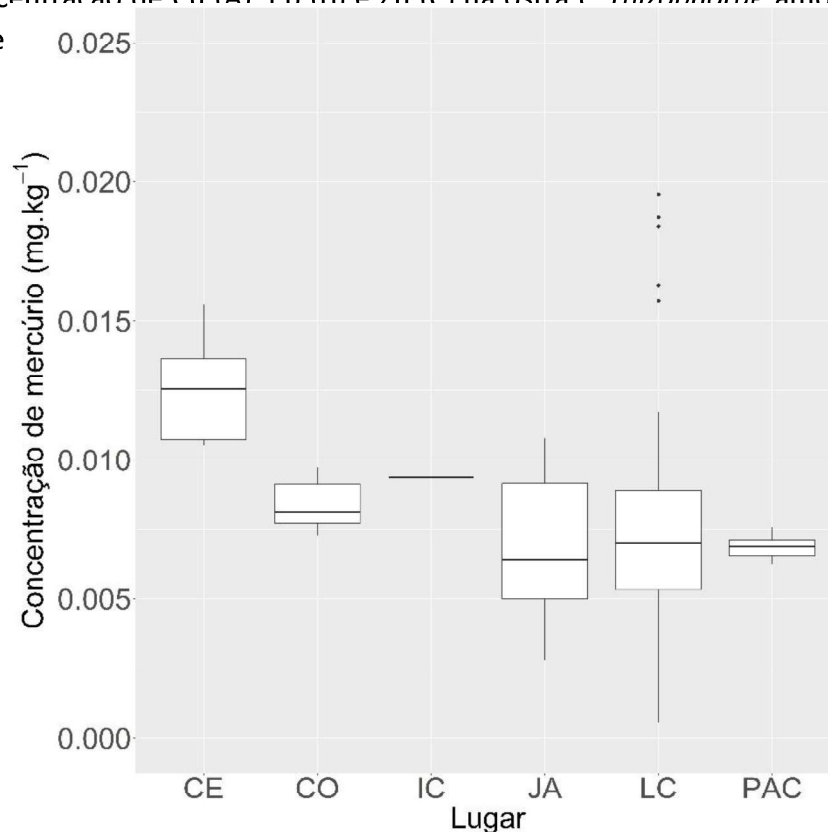


Figura 9. Concentração de Hg na ostra *C. rhizophorae* amostradas nos estuários dos rios Jaguaribe (JA), Luiz Correia (LC), Pacoti (PAC), Ceará (CE), Cocó (CO) e Icapuí (IC).

3.4 Recomendações de consumo

Moluscos bivalves são alimentos ricos em vitaminas, minerais e proteínas. No entanto, seu uso na alimentação humana ainda é debatido devido ao risco de contaminação por metais e microrganismos nocivos (Aru et al., 2018). Essa capacidade de filtragem, aliada ao fato de habitarem ambientes estuarinos, ricos em metais devido a sua intensa hidrodinâmica, reforça a necessidade de avaliar os riscos à saúde humana associados ao consumo dessas espécies.

A comercialização de moluscos bivalves e ainda mais dos moluscos gastrópodes, não apresenta uma importância comercial e volume de comercialização significativa, comparado com a produção da espécie *Perna perna*, única espécie de mexilhão produzida na aquicultura brasileira, principalmente no sudeste (Alves et al., 2020). Contudo, os bivalves e gastrópodes são importantes recursos pesqueiros para comunidades pesqueiras na região do nordeste do Brasil. De acordo com o trabalho de Raposo (2004), algumas das espécies de bivalves das quais se tem conhecimento que são utilizadas no mercado varejista de Fortaleza, estão a *Crassostrea rhizophorae* (Ostra de mangue), *Mytella charruana* (sururu), *Iphigenia brasiliiana* (lambreta), *Tagelus plebeius* (unha de velho) e *Anomalocardia flexuosa* (vôngole). Já no caso dos gastrópodes, como as espécies *T. laevigata*, *P. tupiniquim* e *S. brasiliensis*, não apresentam registros de seu uso na alimentação humana, entretanto espécies próximas como a *Turbinella angulata* pode ser encontrada na lista de recursos pesqueiros usados na alimentação da região compreendida pelas Bahamas até o Panamá (Mathews-Cascon, 2018).

Com base nos valores de EDI, CRLim, CRmm e THQ calculados, todas as espécies analisadas apresentaram níveis seguros de consumo, mesmo em cenários de ingestão elevada. No entanto, recomenda-se monitoramento contínuo da qualidade ambiental dos estuários dessas espécies, dada a forte correlação entre a contaminação desses ambientes e a bioacumulação de metais. Apesar de algumas espécies de gastrópodes (como *T. laevigata*, *P. tupiniquim* e *S. brasiliensis*) não serem amplamente consumidas, atenção especial deve ser dada àquelas com comportamento carnívoros, por seu maior potencial de biomagnificação de contaminantes.

4. Conclusão

Diferentemente das comunidades costeiras do leste asiático, onde o consumo de algas marinhas é frequente e são utilizadas como ingredientes em sopas, saladas, envoltórios de sushi, petiscos, entre outros, no Brasil o consumo desse tipo de alimento ainda é pouco explorado. A maior parte da produção de algas marinhas no país é destinada à extração de compostos como ágar-ágar e kappa-carragenano, sem haver um consumo direto significativo. Neste contexto, considerando que as concentrações de metais (Cu, Cd, Pb, Zn e Hg) nas algas analisadas apresentaram valores extremamente baixos em comparação aos bivalves, podemos concluir que, com base em nossos dados, não há risco aparente à saúde humana relacionado ao seu consumo. No entanto, é importante a

avaliação contínua das áreas de cultivo de algas marinhas, pois a proximidades com desenvolvimentos antrópicos e eventos naturais, como a épocas de chuvas, pode aumentar a disponibilidade de metais para as algas, elevando de forma significativa as concentrações de metais essenciais (Cu e Zn) e não essenciais (Hg, Cd e Pb).

Para os bivalves, gastrópodes e crustáceos analisados, os cálculos de estimativa de risco de consumo também não indicaram risco à saúde humana. Contudo, é importante atentar para espécies com maior tendência à bioacumulação de metais traço, em especial aquelas cujo comportamento alimentar favorece esse acúmulo. Além disso, recomenda-se uma atenção especial a regiões sob maior influência de fontes antrópicas de contaminação, como o rio Jaguaribe, impactado pela carcinicultura, e estuários urbanizados, que estão constantemente sob pressão da entrada de contaminantes. Avaliações mais detalhadas nessas áreas podem contribuir para garantir, no futuro, o consumo seguro de alimentos como algas marinhas e bivalves, que apresentam alto valor nutricional e podem ser explorados com baixo impacto ambiental.

5. 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>
- Alves, J.L., Nunes Galvão, M.S., Garcia, C.F. & Almeida Marques, H.L. (2020). Productive performance of brown mussels *Perna perna* (Linnaeus, 1758) cultivated on ropes at low densities in Caraguatatuba, Brazil. *Aquaculture Research*, 51(8), 3297-3304. <https://doi.org/10.1111/are.14665>
- Amado-Filho, G. M. et al. Heavy metal concentrations in seaweed species from the Abrolhos reef region, Brazil. In: Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., Panamá. 1997. p. 1843-1846.
- ANVISA (1998). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Port. n° 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
- Aru, V., Khakimov, B., Sørensen, K.M. & Engelsen, S.B. (2018). The food of bivalve molluscs: From hedonic eating to healthy diet. *Journal of Food Composition and Analysis* 69, 13-19. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2018.01.018>
- 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>

Bezerra, M.F. & Lacerda, L.D. (2025). Mercúrio e segurança alimentar: concentração de Hg em peixes, estimativa de exposição humana, e recomendações ao consumo de pescado para o estado do Ceará. In Matias-Nogueira, J.F., Maia, L.P. & Fontenele, R.E.S. (Org.). *Economia azul no estado do Ceará contribuições da pesca e da aquicultura*. Fortaleza: ALECE, INESP, 2025. p. 168 – 204.

Bordon, I.C.A.C., Sarkis, J.E.S., Tomás, A.R.G. et al. (2012a). A Preliminary Assessment of Metal Bioaccumulation in the Blue Crab, *Callinectes danae* S., from the Sao Vicente Channel, Sao Paulo State, Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* 88, 577–581. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0539-5>

Bordon, I. C., Sarkis, J. E., Tomás, A. R., Scalco, A., Lima, M., Hortellani, M. A., & Andrade, N. P. (2012b). Assessment of metal concentrations in muscles of the blue crab, *Callinectes danae* S., from the Santos Estuarine System. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 89(3), 484-488.

Bordon, I.C.A.C., Sarkis, J.E.S., Andrade, N.P. et al. (2016). An environmental forensic approach for tropical estuaries based on metal bioaccumulation in tissues of *Callinectes danae*. *Ecotoxicology* 25, 91–104. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1570-1>

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=3UHG7eq>.

Correa, J.N., Torres, T.A., Brito, D.R.L., Martins, S.E., Rezende, C.E., Dias, F.J.S., Cutrim, M.V. J., Luvizotto-Santos, R. & Jorge, M.B. (2025). Mangrove oysters (*Crassostrea brasiliiana*) as biomonitors to assess metal contamination in a macro-tidal estuary on the Amazonian equatorial coast. *Química Nova* 48(5), e-20250135. <https://doi.org/10.21577.0100-4042.20250135>

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>

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>

de Almeida Rodrigues, P., Ferrari, R. G., Hauser-Davis, R. A., Dos Santos, L. N., & Conte-Junior, C. A. (2020). Seasonal influences on swimming crab mercury levels in an eutrophic estuary located in southeastern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 3473-3482.

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

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-IOC-WHO. (2004). *Report of the Joint FAO.IOC.WHO and hoc Expert Consultation on Biotoxins in Bivalve Molluscs*. Food & Agriculture Organization; International Oceanographic Commission and World Health Organization, Rome. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/daf4945c-abf7-463c-bad7-e3d1dacfce2a/content>

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>

Farias, T.P. (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 (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza, 87p. <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/11468>

Farias, M.C.L., Guimarães Júnior, J., Meneses, D., & Oliveira, A. (2024). Metal Concentrations in the Tissues of Blue Crabs in the Estuarine Region of the São Francisco River, Northeastern Brazil. *Revista De Gestão - RGSA*, 18(1), e04655. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n1-170>

Fragoso, C. P., de Almeida, M. G., & de Rezende, C. E. (2019). *Mercúrio e composição isotópica de caranguejos em manguezais brasileiros: relação entre hábitos alimentares,*

nível trófico e biomagnificação (Doctoral dissertation, Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ).

Guimarães, J.R.D., Lacerda, L.D. & Teixeira, V.L. (1982). Concentrações de metais pesados em algas marinhas bentônicas da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, com sugestão de espécies monitoras. *Revista Brasileira de Biologia* 42, 553-557.

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>

Kehrig, H.A., Costa, M., Moreira, I. & Malm, O. (2006). Total and methyl mercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 17, 1409-1418. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532006000700031>

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., Lima, N.R.W., Pfeiffer, W.C. & Fiszman, M. (1983) Size and metal concentration in the mangrove mussel *Mytella guyanensis* from Baía de Sepetiba, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 31: 333-335.

Lacerda, L.D., Teixeira, V.L. & Guimarães, J.R.D. (1985). Seasonal variations of heavy metals in seaweeds of Conceição de Jacareí, RJ, Brazil. *Botanica Marina* 28, 339-343.

Lacerda, L.D., Marins, R.V., Barcellos, C., & Molisani, M.M. (2004). Sepetiba Bay: A Case Study of the Environmental Geochemistry of Heavy Metals in a Subtropical Coastal Lagoon. In: Drude de Lacerda, L., Santelli, R.E., Duursma, E.K., Abrão, J.J. (eds) *Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments*. Environmental Science. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-07060-4_21

Lacerda, L.D., Vaisman, A.G., Maia, L.P., Cunha, E. & Silva, C.A.R. (2006a). Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. *Aquaculture* 253: 433-446. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.09.005>

Lacerda, L.D., Santos, J.A. & Madrid, R.M. (2006b) Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 52, 1823-1826. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.012>

Lacerda, L.D., Molisani, M.M., Sena, D. & Maia, L.P. (2008). Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará state coast NE Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141: 149-164. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9884-y>

Lacerda, L.D., Soares, T.M., Costa, B.G.B. & Godoy, M.D.P. (2011). Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and its relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87, 657-661. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0399-4>

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>

Leocádio, A.L., Matias, J.F.N, Guimaraes, D.B., Amorim, L.S., Facundo, G.M., Da Costa Filho, N.B., Consumo de pescados no estado do Ceará: Preferencias de compra e perfis de consumidores. In Matias-Nogueira, J.F., Maia, L.P. & Fontenele, R.E.S. (Org.). Economia azul no estado do Ceará contribuições da pesca e da aquicultura. Fortaleza: ALECE, INESP, 2025. p. 78 – 107.

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>

Luz-Santos, T.T., Moura, V.L., Bezerra, M.F. & Lacerda, L.D. 2025. Mercury bioaccumulation in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) (Guilding, 1828) from the Parnaíba River Delta, Northeastern Brazil. *Toxics* 13, 678. <https://doi.org/10.3390/toxics13080678>

Machado, I.C., Maio, F.D., Kira, C.S. & Carvalho, M.F.H. (2002). Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliiana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. *Revista do Instituto Adolfo Lutz* 61, 13-18. <https://doi.org/10.53393/rial.2002.61.35010>

Marins, R.V., Paula Filho, F.J., Lacerda, L.D., Rodrigues, S.R. & 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>

Marques, M., Knoppers, B.A., Lana, P., Abdallah, A.E. & Pollette, M. (2004). Brazil Current. *GIWA Regional Assessment*, no. 39, University of Kalmar/UNEP, UNEP-GIWA International Report, 192 p.

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.

Matthews Cascon, H. (2018). A família Turbinellidae no Brasil (Mollusca: Gastropoda). *Arquivos de Ciências Do Mar*, 24, 1-44. <https://doi.org.10.32360.acmar.v24i1-2.31506>

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

Niencheski, L.F., Machado, E.C., Silveira, I.M.O., Flores Montes, M.J. (2014). Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. *Tropical Oceanography*, 42: 94-106. <https://doi.org/10.5914/1679-3013.2014.0106>

Nilin, J., Moreira, L. B., Aguiar, J. E., Marins, R., Denis, M. de S. A., Lotufo, T.M.C. & Costa-Lotufo, L.V. (2013). Sediment quality assessment in a tropical estuary: the case of Ceará River, Northeastern Brazil. *Marine Environmental Research* 91, 89-96. <https://doi.org.10.1016.j.marenvres.2013.02.009>

Oliveira, E.C., Horta, P.A., Amâncio, C.E. & Sant'anna, C.L. (2002). *Algas e angiospermas marinhas bêmicas 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 bêmicas do litoral brasileiro diversidade explotacao e conservacao

Pinheiro, M. A. A., e Silva, P. P. G., de Almeida Duarte, L. F., 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.

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.ofrg.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 & 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>

Pellizari, F. & Reis, R.P. (2011). Seaweed cultivation on the Southern and Southeastern Brazilian Coast. *Revista Brasileira de Farmacognosia* 21, 57. <https://doi.org/10.1590/S0102-695X2011005000057>

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>

Ramos, R.J., & Leite, G.R. (2022). Disposition of trace elements in the mangrove ecosystem and their effects on *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763)(Crustacea, Decapoda). *Biometals*, 35(5), 853-873.

Raposo, R.S. (2004). Estudo do mercado varejista de moluscos bivalves em Fortaleza, Ceará. TCC (Graduação em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

Ribeiro, E. E., Nobre, I. G., Silva, D. R., Da Silva, W. M., Sousa, S. K., Holanda, T. B., Lima, C. G., De Lima, A. C., Araújo, M. L., Da Silva, F. L., & Matos, W. O. (2024). Profile of inorganic elements of seaweed from the Brazilian Northeast coast. *Marine Pollution Bulletin*, 202, 116413. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116413>

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>

Rodrigues, A.C.M., Torres-Rodriguez, N., Yuan, J., Dufron, A., LACERDA L.D. & Heimbürger-Boavida, L.-E. 2025. Mercury dynamics in a large tropical mangrove-influenced estuary: The Parnaíba Delta, Brazil. *Chemosphere* 376, 144262. <https://doi.org.10.1016.j.chemosphere.2025.144262>

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>

Santos, A. B., & Silva, W. L. (2017). New evaluation of selenium: mercury ratios in fish and crabs from an impacted tropical estuary, Southeastern Brazil. *Liver*, 8(1.93), 0-58.

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.

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>

Silva, C.A., 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, C.A.R., 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, 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>

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, 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, 154-172. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789.8337>

Simões, M.A., Santos, S.D., Dantas, D.D.M. & Galvéz, 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](http://www.ifs.edu.br/images/EDIFS/ebooks/2017/E-book%20Algas%20cultivaveis.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](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.001)

Souza, I.S. & Silva, P.A. (2016). Geochemical and ecotoxicological evaluation of an estuarine sediment section at Pacoti River/CE, Brazil. *Holos* 7, 151-170. <https://10.15628/holos.2016.4741>

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](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.010)

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>

Torres, R.J., Cesar, A., Pereira, C.D.S., Choueri, R.B., Abessa, D.M.S., Nascimento, M.R.L., Fadini, P.S. & Mozeto, A.A. (2012). Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and mercury in oysters (*Crassostrea rhizophorae*) from two Brazilian estuarine zones. *International Journal of Oceanography* 2012: 1-8. <https://doi.org/10.1155/2012/838320>

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>

Valenti, W.C., Barros, H.P., Moraes-Valenti, P., Bueno, G.W. & Cavalli, R.O. (2021). Aquaculture in Brazil: Past, present and future. *Aquaculture Reports*, 19, 100611. <https://doi.org/10.1016.j.aqrep.2021.100611>

Vasconcelos, R.M.A. (2012). Avaliação preliminar dos teores de metais traço em peixes e crustáceos provenientes da Porção Norte da Baía de Todos os Santos, Bahia-Brasil / Mônica Arlinda Vasconcelos Ramos. Cruz das Almas, BA, 2012.

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>

Vieira, K., Delgado, J., Lima, L., Souza, P., Crapez, M., Correa, T., Aguiar, V., Baptista Neto, J., & Fonseca, E. (2021). Human health risk assessment associated with the consumption of mussels (*Perna perna*) and oysters (*Crassostrea rhizophorae*) contaminated with metals and arsenic in the estuarine channel of Vitória Bay (ES), Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112877. <https://doi.org/10.1016.j.marpolbul.2021.112877>

Virga, R.H.P., & Geraldo, L.P. (2008). Investigação dos teores de metais pesados em espécies de siris azuis do gênero *Callinectes* sp. *Food Science and Technology*, 28, 943-948.

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>