



JULIANA BÁRBARA RODRIGUES SOUZA

**ANÁLISE DE ELEMENTOS TRAÇO EM TARTARUGAS MARINHAS DA  
ESPÉCIE *Chelonia mydas* ENCALHADAS NO PARQUE NACIONAL DOS  
LENÇÓIS MARANHENSES**

SÃO LUÍS, MA

2025

JULIANA BÁRBARA RODRIGUES SOUZA

**ANÁLISE DE ELEMENTOS TRAÇO EM TARTARUGAS MARINHAS DA  
ESPÉCIE *Chelonia mydas* ENCALHADAS NO PARQUE NACIONAL DOS  
LENÇÓIS MARANHENSES**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-  
Graduação em CIÊNCIA & TECNOLOGIA  
AMBIENTAL da Universidade Federal do  
Maranhão como requisito à obtenção do título de  
MESTRE.

Orientador(a): Ricardo Luvizotto Santos

Linha de pesquisa: Biotecnologia e Tecnologias Aplicadas ao Meio Ambiente

SÃO LUÍS, MA

2025

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).  
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Rodrigues Souza, Juliana Bárbara.

Análise de metais em tartarugas mararinhas da espécie  
C.mydas encalhadas no Parque Nacional dos Lençóis  
Maranhenses / Juliana Bárbara Rodrigues Souza. - 2025.  
50 f.

Orientador(a): Ricardo Luvizotto Santos.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em  
Ciência e Tecnologia Ambiental/ccet, Universidade Federal  
do Maranhão, São Luís, 2025.

1. Bioacumulação. 2. Bioindicadores. 3. Poluição  
Marinha. I. Santos, Ricardo Luvizotto. II. Título.

JULIANA BÁRBARA RODRIGUES SOUZA

**ANÁLISE DE ELEMENTOS TRAÇO EM TARTARUGAS MARINHAS DA  
ESPÉCIE *Chelonia mydas* ENCALHADAS NO PARQUE NACIONAL DOS  
LENÇÓIS MARANHENSES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em CIÊNCIA & TECNOLOGIA  
AMBIENTAL da Universidade Federal do  
Maranhão como requisito à obtenção do título de  
MESTRE.

Aprovada em \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Ricardo Luvizotto Santos  
Universidade Federal do Maranhão

---

Prof<sup>a</sup>. Dr. César Augusto Barrios  
Universidade Federal do Ceará

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marianna Basso Jorge  
Universidade Federal do Maranhão

SÃO LUÍS, MA

2025

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha profunda gratidão a todos que contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao Instituto Amares, pela disponibilidade dos dados e amostras. Ao Laboratório de Ciências Ambientais do Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, onde foram realizadas as análises do material. Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. À Universidade Federal do Maranhão e ao AGEUFMA.

Ao CNPq pelo fomento à bolsa de mestrado e à FAPEMA pelo auxílio financeiro.

Ao meu orientador, Ricardo Luvizotto Santos, pela orientação dedicada e precisa, essencial para a concretização deste trabalho. Apesar dos desafios, você se tornou uma das minhas maiores referências profissionais. Seus ensinamentos me ajudaram a desenvolver um olhar crítico e a almejar a excelência na minha trajetória.

A Deus, por Sua fidelidade, direção, força e inspiração em cada etapa dessa jornada.

À minha família, pelo apoio e investimento ao longo de toda a minha caminhada, pela liberdade que me concederam para escolher meu caminho, respeitando minhas decisões e sempre celebrando minhas conquistas.

Ao meu esposo, que esteve ao meu lado quando o mestrado ainda era apenas um sonho, enfrentou comigo todas as dificuldades dessa jornada e sempre me incentivou a dar o meu melhor, reforçando sua confiança no meu potencial.

Ao meu irmão em Cristo e na ciência, Mateus Brandão Marques, por suas orações, apoio incondicional e palavras de motivação ao longo dessa trajetória.

Aos colegas de curso, pelo compartilhamento de conhecimento e experiências, tornando essa caminhada mais leve e enriquecedora.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste projeto, expresso minha mais sincera gratidão.

## RESUMO

As tartarugas marinhas encontradas no Brasil enfrentam alto risco de extinção devido à captura acidental e à poluição marinha. A contaminação por metais, por exemplo, pode causar efeitos indesejáveis, comprometendo o equilíbrio dos ecossistemas onde ocorrem. Nesse contexto, tartarugas encalhadas podem fornecer tecidos para análise de elementos bioacumulados, tornando-as importantes bioindicadoras de contaminação marinha. Este estudo teve como objetivo identificar as concentrações de elementos traço em tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) encalhadas nos Lençóis Maranhenses, MA, entre maio e novembro de 2016. As amostras passaram por processos de secagem e trituração no Laboratório de Ecotoxicologia da UFMA e posteriormente foram enviadas ao Laboratório de Ciências Ambientais do Centro de Biociências e Biotecnologia da UENF, RJ, onde foram submetidas à digestão ácida assistida por micro-ondas e foram analisadas por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado para quantificação dos elementos Al, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Ba, Fe, Cu, Se, Zn e Mn. Os resultados indicaram altos níveis de metais no fígado, evidenciando um processo recente de bioacumulação. A comparação dos níveis acumulados em *C. mydas* de outras localidades indicaram que os exemplares dos Lençóis Maranhenses possuem níveis elevados de Al no músculo e Cd no fígado. Além disso, foi observada uma correlação positiva entre a concentração de Pb nos tecidos (músculo e fígado) e os dados biométricos. Sugere-se um efeito protetor dos elementos essenciais contra os não essenciais no músculo (Fe:Al, Zn:Cd e Cu:Pb). Esses resultados destacam a importância do monitoramento da contaminação marinha por meio do uso de bioindicadores e suas implicações para a conservação de espécies ameaçadas de extinção.

**Palavras-chave:** Bioacumulação; Bioindicadores; Poluição marinha.

## ABSTRACT

Sea turtles found in Brazil face a high risk of extinction due to incidental fishing and marine pollution. They are classified on the Red List of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and on the National List of Endangered Species of Brazilian Fauna, of the Ministry of the Environment, in the categories “Vulnerable”, “Endangered” and “Critically Endangered”. Contamination by metals, for example, can cause significant effects on these species, compromising the balance of the ecosystems where they occur. In this context, stranded turtles can provide tissues for bioaccumulated metallic elements analysis, becoming important bioindicators of marine contamination. This study aimed to identify the concentrations of metals present in green turtles (*Chelonia mydas*) stranded in Lençóis Maranhenses, MA. Liver and muscle tissue samples were collected from individuals stranded on beaches between May and November 2016. The samples underwent drying and pulverizing processes at the Ecotoxicology Laboratory of UFMA, and were subsequently sent to the Environmental Sciences Laboratory of the Center for Biosciences and Biotechnology of UENF, RJ, and subjected to wet microwave digestion and analyzed by inductively coupled plasma optical emission spectrometry to quantify the elements Al, As, Cd, Cr n, Pb, Ni, Ba, Fe, Cu, Se, Zn, and Mn. The results indicated high levels of metals in the liver, evidencing a recent bioaccumulation process. The comparison of accumulated levels in *C. mydas* from other localities indicated that specimens stranded in Lençóis Maranhenses have elevated levels of Al in muscle and Cd in the liver. Furthermore, a positive correlation was observed between the concentration of Pb in the tissues (muscle and liver) and the biometric data. A protective effect of essential elements against non-essential ones in muscle (Fe:Al, Zn:Cd, and Cu:Pb) is suggested. These results highlight the importance of monitoring marine contamination through bioindicators and their implications for the conservation of endangered species.

**Keywords:** Bioaccumulation, Bioindicators, Marine pollution.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	8
<b>2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	10
2.1 Tartarugas Marinhas: Características e ameaças .....	10
2.2 <i>Chelonia mydas</i> como bioindicadora de contaminação .....	11
2.3 Características dos elementos traço e seus Impactos na Biota.....	12
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	16
3.1. Objetivo geral .....	16
3.2. Objetivo específico.....	16
<b>4. METODOLOGIA</b> .....	17
4.1. Área de estudo.....	17
4.2. Coleta das amostras .....	17
4.3. Análise dos tecidos .....	18
4.4. Análises estatísticas.....	19
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	20
<b>8. CONCLUSÃO</b> .....	40
<b>9. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO</b> .....	41
9.1. Importância econômica .....	41
9.2. Importância social .....	41
9.3. Importância ambiental.....	41
<b>10. REFERÊNCIAS</b> .....	42

## 1. INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas estão entre os organismos mais impactados globalmente. Em 2021, das 171 espécies catalogadas de tartarugas, aproximadamente 62,4% faziam parte das 274 espécies de organismos presentes na Lista Vermelha da IUCN, classificadas em algum nível de ameaça, como “Criticamente em Perigo” (CR), “Em Perigo” (EN) ou “Vulnerável” (VU) (Thomson et al., 2021). Esse cenário se deve, principalmente, à intensa ocupação da zona costeira por atividades antrópicas. Regiões como o norte do Mar Vermelho e os mares territoriais de países como Japão, México, Panamá, Brasil e Tailândia estão entre as mais afetadas (Tanabe et al., 2023). Sabe-se que o ambiente costeiro desempenha um papel essencial para as tartarugas, servindo como abrigo, local de nidificação e fonte de alimentação (Lopez et al., 2015).

Dentre as espécies de tartarugas marinhas existentes, cinco delas ocorrem no Brasil: a tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*), tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*), tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e tartaruga de couro (*Demochelys coriacea*) (Marcovaldi e Laurent, 1996). Grande parte das espécies de tartarugas marinhas migram intermitentemente ao longo de sua vida entre as estações de inverno e verão, deixando seus locais de alimentação rumo às áreas de acasalamento e nidificação, percorrendo milhares de quilômetros de distância, rumo a praia de sua origem (Lohmann et al., 1999).

Esses ambientes, no entanto, sofrem forte influência das atividades antrópicas, o que representa um risco significativo para a sobrevivência das espécies que ali habitam (Cabrini et al., 2017). As tartarugas marinhas, em particular, são altamente vulneráveis a impactos como a pesca incidental e colisões com embarcações, além da poluição gerada por herbicidas, pesticidas, efluentes industriais e domésticos, operações de reparo naval e degradação de lixo plástico (Davenport, 2024). Esses contaminantes, originados principalmente das atividades de mineração, agricultura e do descarte inadequado de lixo eletrônico, contribuem diretamente para a degradação dos habitats e a contaminação ambiental (Alessandro & Antonello, 2010).

A contaminação por poluentes orgânicos e inorgânicos é uma das principais causas do declínio das populações de tartarugas marinhas. Esses contaminantes podem ser facilmente biomagnificados ao longo da cadeia trófica, resultado da transferência entre organismos via alimentação. Esse processo pode gerar efeitos tanto imediatos quanto progressivos, sendo especialmente preocupante devido às variações na toxicidade de determinados elementos (Sinaei et al., 2021).

As tartarugas marinhas, devido à sua longevidade, ampla distribuição e padrões migratórios, são particularmente suscetíveis à acumulação de diversos contaminantes, incluindo os metais, ao longo de sua vida (Prioste et al., 2015; Stark et al., 2024). Por essas características, esses organismos são frequentemente apontados como bioindicadores da contaminação ambiental. Além disso, sua relativa tolerância aos poluentes permite seu uso no monitoramento ambiental, tornando-as essenciais na avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas marinhos (De Luna Beraldo et al., 2023).

Um exemplo notável é a *Chelonia mydas*, amplamente reconhecida como bioindicadora da contaminação ambiental (Prioste et al., 2015). Essa espécie está classificada como ameaçada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), e sua redução populacional tem sido atribuída a diversos fatores, incluindo a expansão da ocupação costeira, a captura acidental em equipamentos de pesca, o consumo humano, as mudanças climáticas, a poluição e a presença de patógenos (Seminoff, 2023). No Brasil, os estudos sobre a contaminação por metais em *C. mydas* ainda são escassos. No entanto, pesquisas realizadas na região Sudeste já identificaram uma relação entre a presença de metais e o crescimento de tumores cutâneos nesses indivíduos (Bruno et al., 2021). Dessa forma, a avaliação das concentrações de metais nos tecidos de tartarugas encalhadas pode não apenas contribuir para a compreensão das ameaças que esses organismos enfrentam, mas também servir como um indicador da contaminação ambiental das regiões onde ocorrem.

## 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 Tartarugas Marinhas: Características e ameaças

As tartarugas marinhas possuem ciclo de vida longo, sendo que a maioria das espécies alimentam-se principalmente de algas, esponjas e crustáceos; realizam grandes migrações e, durante seu ciclo reprodutivo, percorrem os oceanos para realizarem a desova em sua praia de origem (Lohman et al., 1997).

A espécie *C. mydas* ou tartaruga verde, apresenta quatro pares de placas laterais justapostas de coloração verde-acinzentada, com um par de placas na cabeça e quatro pares de escudos pós-orbitais, sendo a parte ventral do corpo de cor branca. Em cada ciclo reprodutivo, depositam em média 125 ovos, sendo considerada uma das espécies com maior ocorrência de encalhes e capturas incidentais pela pesca, cujas principais regiões de desova no Brasil ficam no Espírito Santo e Rio Grande do Norte (Marcovaldi et al., 2011). Esses animais habitam regiões rasas de áreas costeiras, exercendo papel fundamental na manutenção da limpeza simbiótica de pradarias e ambientes recifais, contribuindo para o controle do crescimento de algas marinhas (Read et al., 2024).

De acordo com o Plano Nacional para a Conservação de Tartarugas Marinhas, são considerados animais com alta capacidade pulmonar que permite realizarem a maior parte de seus processos vitais embaixo d'água, além de possuírem olfato e visão bem desenvolvidos que possibilitam sua orientação em busca de alimento e nos hábitos reprodutivos (Marcovaldi et al., 2011).

São animais amplamente distribuídos e podem ser encontrados ao longo das costas dos oceanos Índico, Atlântico e Pacífico, além do Mar Mediterrâneo em países como Chipre, Brasil, Venezuela, Costa Rica, Estados Unidos (Flórida), México, Guiné-Bissau, Havaí, Austrália, Equador, Japão, Omã e Reino Unido, ocupando essas áreas tanto para nidificação quanto para alimentação (Roberts et al., 2004). A espécie *Chelonia mydas* apresenta um comportamento alimentar distinto das demais devido à mudança de hábito ao longo do seu ciclo de desenvolvimento (Bruno et al., 2021). Na fase juvenil, quando o comprimento curvilíneo de carapaça (CCL) varia entre 29 e 57 cm, sua dieta é onívora, incluindo macroalgas, moluscos e cnidários (Stubbs et al., 2022). À medida que se desenvolve para as fases subadulta e adulta, torna-se predominantemente herbívora, alimentando-se essencialmente de macroalgas e ervas marinhas. No entanto, *C. mydas* pode consumir outros itens alimentares em períodos de escassez de sua principal fonte de alimento, adotando um comportamento alimentar onívoro ou até mesmo carnívoro como estratégia de adaptação (Burgett et al., 2018). Nessa fase, seu CCL varia entre 59,3 e 108,5 cm (Fukuoka et al., 2019; Read et al., 2020; Meylan et al., 2022).

Devido à sua ampla distribuição global, essa espécie enfrenta riscos de extinção e foi classificada como "Em Perigo" na Lista Vermelha de Espécies da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) (Seminoff, 2004).

No Brasil a espécie utiliza as regiões de desova nos Estados do Espírito Santo e Rio Grande do Norte, Bahia, Ceará, Pernambuco, Espírito Santo, Rio de Janeiro, litoral do Paraná, costa norte de São Paulo, Fernando de Noronha e Maranhão (Guebert-Bartholo et al., 2011; Marcovaldi et al., 2011; Tagliolatto et al., 2016; Fernandes et al., 2023; Barrios-Rodriguez et al., 2024; Bezerra et al., 2024). Em função de eventuais ameaças sofridas no país, a espécie possui *status* de conservação "Quase Ameaçada", conforme a Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (ICMBio, 2022). Esse risco decorre em função da pesca incidental, colisão com embarcações, consumo humano, ingestão de detritos marinhos, e patologias em decorrência da contaminação, consideradas as principais causas do declínio das tartarugas marinhas (Parra et al, 2011; Başkale et al., 2018; Dias et al., 2024).

No Estado do Maranhão, uma das rotas de migração utilizadas pelas *C. mydas* é o Parque Nacional dos Lençóis Maranhense (Ribeiro et al., 2014). O Parque é conhecido por abrigar uma grande diversidade de espécies, com paisagem paradisíaca composta por uma vasta área de dunas e lagoas, desempenhando um papel muito importante na conservação da biodiversidade por abrigar espécies endêmicas de flora e fauna, além de espécies migratórias, como por exemplo, as tartarugas marinhas (Carvalho et al., 2024).

## **2.2 *Chelonia mydas* como bioindicadora de contaminação**

As tartarugas marinhas são consideradas bioindicadoras da qualidade ambiental devido ao seu desenvolvimento lento, comportamento migratório e capacidade de acumular metais em seus tecidos ao longo da vida, principalmente em órgãos como o fígado e os músculos (Çelik et al., 2023).

Áreas costeiras com intensa atividade antropogênica, utilizadas pelas tartarugas marinhas para forrageamento, representam um alto risco de exposição crônica a contaminantes (Mondragón et al., 2023).

Um estudo feito na bacia do Mediterrâneo, uma das principais áreas de nidificação da espécie *C. mydas*, avaliou as concentrações de metais pesados nos rins, fígado e sangue de animais encalhados. Os pesquisadores identificaram níveis elevados de alumínio, cromo, arsênio, ferro, manganês, níquel, chumbo, selênio, zinco e cádmio, principalmente no fígado e nos rins desses animais, logo, as elevadas concentrações foram associadas às

atividades portuárias, considerando que a região é caracterizada por intensa atividade nesse setor (Yipel et al., 2017).

Assim como no Mar Mediterrâneo e outras regiões do mundo, a costa brasileira sofre com o impacto da intensa atividade humana, desse modo, a contaminação ambiental causada por essas atividades é considerada um problema significativo que pode contribuir para a alta mortalidade de animais marinhos, incluindo *C. mydas* (Martinez et al., 2022).

O acúmulo de elementos tóxicos em órgãos como fígado, rins, cérebro, ossos e carapaça, são oriundos do consumo d'água e por meio da dieta, que em função da assimilação contínua de elementos, resulta em alterações no desenvolvimento, crescimento, distúrbios imunológicos, neurológicos, câncer, além de danos aos sistemas nervoso, reprodutivo e imunológico, contribuindo em muitos casos com a morte desses animais (Hu, 2000).

A fibropapilomatose é um exemplo de doença infecciosa associada à contaminação ambiental, provavelmente relacionada a uma infecção viral devido ao enfraquecimento do sistema imunológico das tartarugas marinhas pela exposição a elevados níveis de poluentes. Essa condição provoca o surgimento de tumores na carapaça e nos tecidos moles, comprometendo a locomoção, a alimentação e a visão, tornando os animais mais vulneráveis a predadores (Domiciano et al., 2017; Da Cruz et al., 2024).

### **2.3 Características dos elementos traço e seus Impactos na Biota**

Alguns elementos traço presentes em baixas concentrações nos seres vivos, geralmente na ordem de miligramas por quilograma (mg/kg) ou menos, desempenham um papel importante na saúde e no desenvolvimento, e apesar de suas quantidades reduzidas, esses elementos são essenciais para várias funções biológicas (He et al., 2005). Dentre os elementos traço, estão os metais pesados, elementos com densidade específica superior a 6 g/cm<sup>3</sup>, facilmente encontrados em produtos como ligas, pigmentos, baterias, derivados da combustão de combustíveis ou de processos naturais como erupção de vulcões e intemperismo de rochas (Singh et al., 2022).

Os metais podem ser classificados em essenciais, quando possuem função biológica, como ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), magnésio (Mg), selênio (Se), níquel (Ni), potássio (K), cálcio (Ca) e sódio (Na), e não essenciais, quando não apresentam função biológica conhecida, como alumínio (Al), chumbo (Pb), cádmio (Cd), arsênio (As), mercúrio (Hg), titânio (Ti), estanho (Sn) e tungstênio (W) (Ali & Khan, 2018). Embora os metais essenciais sejam fundamentais para diversos processos fisiológicos,

seu excesso pode ser prejudicial aos organismos aquáticos, assim como os metais não essenciais, que frequentemente apresentam toxicidade mesmo em baixas concentrações.

O Fe é um dos elementos traço mais abundantes no planeta e desempenha um papel essencial na vida marinha, sendo fundamental para a fixação de oxigênio e a produção primária nos oceanos (Rijkenberg et al., 2014). Sua deficiência pode comprometer a saúde geral e o crescimento de organismos aquáticos, como tartarugas marinhas (Chu et al., 2009; Stacy et al., 2024). No entanto, a contaminação por Fe, frequentemente resultante da mineração, pode causar impactos negativos, como redução no crescimento, diminuição da reprodução e danos a tecidos-alvo (Cadmus et al., 2018).

O Cu também é indispensável para a manutenção da vida, sendo essencial para o crescimento e a síntese de enzimas antioxidantes que protegem as células contra danos causados por radicais livres e espécies reativas de oxigênio. Em tartarugas marinhas, desempenha um papel crucial na homeostase celular. No entanto, o excesso de Cu pode inibir a atividade metabólica e induzir estresse oxidativo, resultando no acúmulo desse metal em órgãos como fígado, rins e músculo (Wu et al., 2008).

Assim como o Cu, o Zn atua como cofator de enzimas antioxidantes e está diretamente relacionado às condições de saúde e à resposta imune dos organismos aquáticos. Embora sua importância seja reconhecida, os efeitos do Zn especificamente em tartarugas marinhas ainda são pouco compreendidos (Kuo et al., 2021).

Outro elemento essencial é o Se, fundamental para o metabolismo do hormônio da tireoide, o sistema antioxidante e a resposta imunológica. No entanto, em concentrações elevadas, o Se pode induzir estresse oxidativo, reduzir a taxa de eclosão e comprometer a sobrevivência de filhotes de tartaruga marinha (Dyc et al., 2016).

O Ni, em quantidades extremamente pequenas, atua como cofator para enzimas envolvidas na fixação de oxigênio e na regulação ácido-base dos organismos aquáticos. Contudo, concentrações excessivas podem provocar distúrbios respiratórios, lesões renais (Chowdhury et al., 2008) e desregulação endócrina (Yang & Ma, 2021).

O Mn desempenha um papel importante no catabolismo da ureia e na regulação dos níveis de cálcio (Dey et al., 2023). Entretanto, quando presente em concentrações elevadas, pode causar problemas neurológicos e déficits motores em organismos aquáticos (Ferreira et al., 2022).

Entre os metais não essenciais, o Al está amplamente distribuído no meio ambiente, sendo um elemento altamente reativo. Em ambientes aquáticos, sua toxicidade está associada à disponibilidade do metal em função do pH, com impactos negativos sobre

a reprodução, especialmente na fertilização e no crescimento dos organismos (Ayeni et al., 2014).

O Pb é considerado um dos metais mais tóxicos para a biota aquática, sendo capaz de causar distúrbios no neurodesenvolvimento quando em altas concentrações e exposições crônicas (Esposito et al., 2020). Da mesma forma, o cádmio (Cd) apresenta alta toxicidade mesmo em baixas concentrações, podendo provocar disfunções renais, redução dos níveis de antioxidantes e alterações no metabolismo lipídico, além de comprometer processos reprodutivos (Idrees et al., 2004; Kitana & Callard, 2008).

O As está naturalmente presente em rochas sedimentares e ígneas no fundo dos oceanos, sendo encontrado dissolvido em baixas concentrações no meio ambiente (Peshut et al., 2008). No entanto, sua presença em organismos aquáticos pode causar redução na capacidade reprodutiva, alterações na viabilidade embrionária, teratogênese, interferência em processos enzimáticos e prejuízos ao crescimento (Ghosh et al., 2022).

O Li, frequentemente associado a sedimentos oceânicos, tem sua presença aumentada devido ao uso industrial, especialmente na fabricação de materiais de construção e vidro. Níveis elevados desse metal no ambiente podem comprometer a capacidade reprodutiva dos organismos, além de interferir no desenvolvimento e na maturação (Thibon et al., 2023).

O Ba, encontrado naturalmente em rochas, pode se dissolver na água dependendo do pH, tornando-se mais disponível em ambientes ácidos. Suas concentrações elevadas estão associadas à atividade industrial, representando um risco para a cadeia alimentar aquática (Lu et al., 2018). No entanto, os impactos do Ba especificamente em tartarugas marinhas ainda são desconhecidos (Escobedo Mondragón et al., 2023).

Por fim, o Cr, um metal proveniente de atividades industriais, está presente em tintas e pigmentos e pode, em certas concentrações, causar mutações genéticas e contribuir para processos carcinogênicos (Vaiopoulou & Gikas, 2020).

A biodisponibilidade destes elementos nos ecossistemas marinhos depende da alcalinidade, pH e carbono orgânico dissolvido na água, relação na qual exerce influência significativa na bioacumulação (Mondragón et al., 2023). Os metais podem ser bioacumulados por diversas vias, interagindo entre si a partir de processos como absorção e assimilação. Os efeitos na saúde do organismo dependem de diversos fatores, como por exemplo, concentração externa, biodisponibilidade, duração da exposição, espécie estudada e o órgão analisado (Land et al., 2018).

Considerando que a contaminação é um dos principais fatores que ameaçam a saúde e a sobrevivência das tartarugas marinhas (Roslan & Harun, 2023), o conhecimento

dos níveis de metais acumulados nos tecidos dos indivíduos encalhados da espécie *C. mydas* coletadas no Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, é essencial para melhor compreender as ameaças e traçar estratégias de conservação desta espécie no estado do Maranhão.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1. Objetivo geral

- Analisar a concentração de elementos traço em tecidos de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* encalhadas no Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses.

#### 3.2. Objetivo específico

- Quantificar a concentração de Al, As, Cu, Fe, Se, Zn, Ba, Cd, Cr, Li, Mn, Ni e Pb nas amostras de tecido hepático e muscular de *C. mydas*;
- Correlacionar os níveis de elementos traço nos tecidos hepático e muscular com os dados biométricos;
- Avaliar um possível efeito protetor de elementos essenciais contra os elementos não essenciais no fígado e músculo de *C. mydas*.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1. Área de estudo

O presente estudo foi feito com tartarugas da espécie *C. mydas* encalhadas na região do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses e na Zona de Amortecimento (ZA) Atins, localizado no litoral leste do estado do Maranhão à 335 km da capital São Luís (Figura 1). A área amostrada onde ocorreram os encalhes compreende o rio Negro (-2.481890°;-42.954760°), Bonzinho (-2.496260°;-42.923150°), Capivara (-2.534800°;-42.848420°), Bonzinho (-2.511300°;-42.895320°), Bonzinho (-2.508670°;-42.901400°), Ponta da Baleia (-2.337900°;-43.322450°), Ponta da Baleia (-2.340200°;-43.339200°), Salsas (-2.402280°;-43.145250°), Barra da Baleia (-2.339840°;-43.336440°) e Praia dos Lira (-2.462200°;-43.006690°).

Figura 1. Localidades dos encalhes de *C. mydas* na região do Parque Nacional dos Lençóis – Atins, MA.



### 4.2. Coleta das amostras

Tartarugas encalhadas utilizadas neste estudo foram coletadas entre maio e novembro de 2016 (SISBIO nº 74510-1), apresentando diferentes estágios de putrefação. As amostras de tecido foram coletadas e armazenadas pelo Instituto Amares. Os indivíduos foram identificados quanto ao sexo e tiveram suas medidas biométricas

registradas com o auxílio de uma fita métrica (Tabela 1). Em seguida, os tecidos foram coletados, transportados em gelo e armazenados em freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$ .

Tabela 1. Detalhes dos registros das tartarugas encalhas. Número da amostra – Instituto Amares, sexo, classe etária, *status* de conservação, CCC (comprimento da curvatura da carapaça), CCL (comprimento total) e posição geográfica.

<b>N° de Registro</b>	<b>Sexo</b>	<b>Idade</b>	<b>CCC</b>	<b>CCL</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
001	Macho	Adulto	88,0	76,0	-21.46889	-44.752167
167	Fêmea	Imaturo	37,0	32,0	-2,496260	-42,923150
168	Fêmea	Imaturo	35,0	30,5	-2,534800	-42,848420
189	Fêmea	Imaturo	50,0	47,0	-2,511300	-42,895320
197	Macho	Adulto	70,0	68,3	-2,508670	-42,901400
210	Indefinido	Imaturo	59,0	58,0	-2,340200	-43,339200
217	Indefinido	Imaturo	31,5	29,0	-2,402280	-43,145250
224	Fêmea	Adulto	70,2	69,0	-2,339840	-43,336440
229	Indefinido	Imaturo	36,0	32,0	-2,462200	-43,006690

#### 4.3. Análise dos tecidos

As amostras de fígado e músculo foram descongeladas e pesadas para a determinação da massa total. Em seguida, foram secas em estufa a  $60^{\circ}\text{C}$  por 48 horas até atingirem peso constante. Após a secagem, os tecidos foram pulverizados com o auxílio de um almofariz e pistilo, transferidos para recipientes plásticos estéreis, identificados e encaminhados ao Laboratório de Ciências Ambientais do Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense para a determinação dos elementos traço.

Aproximadamente 0,5 g (peso seco) da amostra de tecido foi transferida para tubo de vidro com 5 mL de  $\text{HNO}_3$  65% *overnight* em bloco digestor a  $60^{\circ}\text{C}$  com dedo frio na parte superior do tubo. Após essa etapa, os tubos foram aquecidos a  $120^{\circ}\text{C}$  para digestão das amostras até o extrato ficar claro. Posteriormente, o dedo frio foi retirado para eliminar a maior parte do ácido residual e as amostras concentradas foram filtradas (filtro de papel Quanty® 40) e o volume foi aferido para 25 ml com  $\text{HNO}_3$  0,5N. Três soluções de controle (branco) foram preparadas de maneira semelhante para avaliar a presença de contaminação.

A concentração dos metais (Al, As, Cu, Fe, Se, Zn, Ba, Cd, Cr, Li, Mn, Ni e Pb) foi determinada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente

acoplado (ICP-OES, 720 ES, Varian, Austrália). Os limites de detecção dos elementos analisados neste estudo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Limites de detecção (LD) para as concentrações dos elementos analisados.

Metais	Al	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
LD ( $\mu\text{g/mL}$ )	0,007	0,009	0,003	0,001	0,004	0,004	0,007	0,001	0,003	0,004	0,004	0,009	0,003

#### 4.4. Análises estatísticas

Os resultados das concentrações de metais foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk e Levene para avaliar, respectivamente, a normalidade e a homogeneidade dos dados. Como os dados apresentaram distribuição não paramétrica, o teste de Mann-Whitney ( $p < 0,05$ ) foi aplicado para identificar diferenças significativas na concentração entre os órgãos. As análises de correlação foram feitas por meio do teste de Spearman ( $p > 0,05$ ). A força de correlação proposta por Bryman e Cramer (2011), como “muito fraco” quando  $0,00 < r < 0,19$ ; “fraco” quando  $0,20 < r < 0,39$ ; “moderado” quando  $0,40 < r < 0,69$ ; “forte” quando  $0,70 < r < 0,89$ ; e “muito forte” quando  $0,90 < r < 1,00$ , foi considerada.

O efeito protetor foi avaliado por meio de cálculos de razão molar derivadas de correlações significativas entre elementos essenciais (EE) e não essenciais (NE), sendo que a proporção EE:NE = 1:1 é considerada indicativo de mecanismo de detoxificação. Proporções maiores ( $1 > 1$ ), sugerem maior efeito protetor, enquanto as menores ( $1 < 1$ ) indicam ausência de efeito protetor. Por fim, todas as análises estatísticas foram conduzidas no software RStudio (versão 4.4.2).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de metais (peso seco) estão representadas em *boxplot* nas figuras 2 e 3, sendo que para todos os elementos analisados, os maiores valores foram quantificados no fígado (Mann Witney,  $p < 0,05$ ).

Considerando os metais não-essenciais, foi observado valor médio de Al no fígado de  $14,67 \pm 9,62 \mu\text{g/g}$ , enquanto no tecido muscular foi de  $7,15 \pm 5,49 \mu\text{g/g}$  (Figura 1a). O As apresentou concentração média de  $5,80 \pm 2,48 \mu\text{g/g}$  no fígado e  $4,98 \pm 4,95 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 1b). O Cd exibiu média no fígado de  $11,16 \pm 5,94 \mu\text{g/g}$ , enquanto no músculo foi de  $0,18 \pm 0,19 \mu\text{g/g}$  (Figura 1c). A concentração de Cr no fígado foi  $0,35 \pm 0,59 \mu\text{g/g}$  e  $0,79 \pm 1,56 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 1d). Para o Pb a concentração média no fígado foi de  $0,77 \pm 1,33 \mu\text{g/g}$  e  $0,27 \pm 0,30 \mu\text{g/g}$  no tecido muscular (Figura 1e). Para o Ni, a média foi de  $0,52 \pm 0,58 \mu\text{g/g}$  no fígado e  $0,21 \pm 0,30 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 1f).

Com relação aos elementos essenciais, o Fe apresentou uma diferença expressiva entre os tecidos, com valor médio de  $2.101,28 \pm 1.533,79 \mu\text{g/g}$  no fígado, enquanto no músculo o valor foi de  $39,15 \pm 15,75 \mu\text{g/g}$  ( $p < 0,01$ ) (Figura 2a). O Cu apresentou concentração de  $78,04 \pm 31,43 \mu\text{g/g}$  no fígado e de  $1,89 \pm 0,55 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 2b). A concentração de Se foi de  $5,28 \pm 3,14 \mu\text{g/g}$  no fígado e  $2,40 \pm 2,49 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 2c). Para o Mn, os valores foram de  $7,54 \pm 2,37 \mu\text{g/g}$  no fígado e de  $0,59 \pm 0,18 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 2d). O Zn apresentou concentração média de  $79,80 \pm 19,65 \mu\text{g/g}$  no fígado e  $23,28 \pm 10,60 \mu\text{g/g}$  no músculo (Figura 2e). Os elementos bário (Ba) e lítio (Li) apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção ( $0,003$  e  $0,001 \mu\text{g/mL}$ , respectivamente).

Assim como observado para os elementos isolados, a soma das concentrações dos metais não essenciais (Al + As + Cd + Cr + Ni + Pb) também apresentou uma diferença significativa entre os órgãos ( $p < 0,05$ ), com maiores concentrações no tecido hepático ( $36,11 \pm 19,96 \mu\text{g/g}$ ) em comparação ao tecido muscular ( $12,75 \pm 7,43 \text{ mg/kg}$ ) (Figura 3a). No somatório das concentrações dos elementos essenciais (Cu + Se + Mn + Zn), os valores foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) no fígado ( $2.009,44 \pm 1.588,29 \mu\text{g/g}$ ) em comparação ao músculo ( $67,11 \pm 24,94 \mu\text{g/g}$ ) (Figura 3-b). Os valores de Fe não foram incluídos nesse somatório em função dos valores extremamente elevados. De forma semelhante, o somatório das concentrações de todos os elementos analisados, exceto o ferro, (Al + As + Cd + Cr + Ni + Pb + Cu + Se + Mn + Zn) apresentou valores significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) no fígado ( $2.037,77 \pm 1.591,11 \text{ mg/kg}$ ) em comparação ao músculo ( $78,09 \pm 29,09 \mu\text{g/g}$ ) (Figura 3c).

Figura 1. Concentração dos metais não essenciais Al (a), As (b), Cd (c), Cr (d), Pb (e), Ni (f) nos tecidos hepático e muscular ( $\mu\text{g/g}$ , peso seco) na tartaruga *C. mydas*. Os bigodes indicam as faixas máxima e mínima, com linhas verticais que se estendem desde os 10º para os 90º percentil e os pontos pretos representam *outliers*. O losango em roxo representa o valor médio.

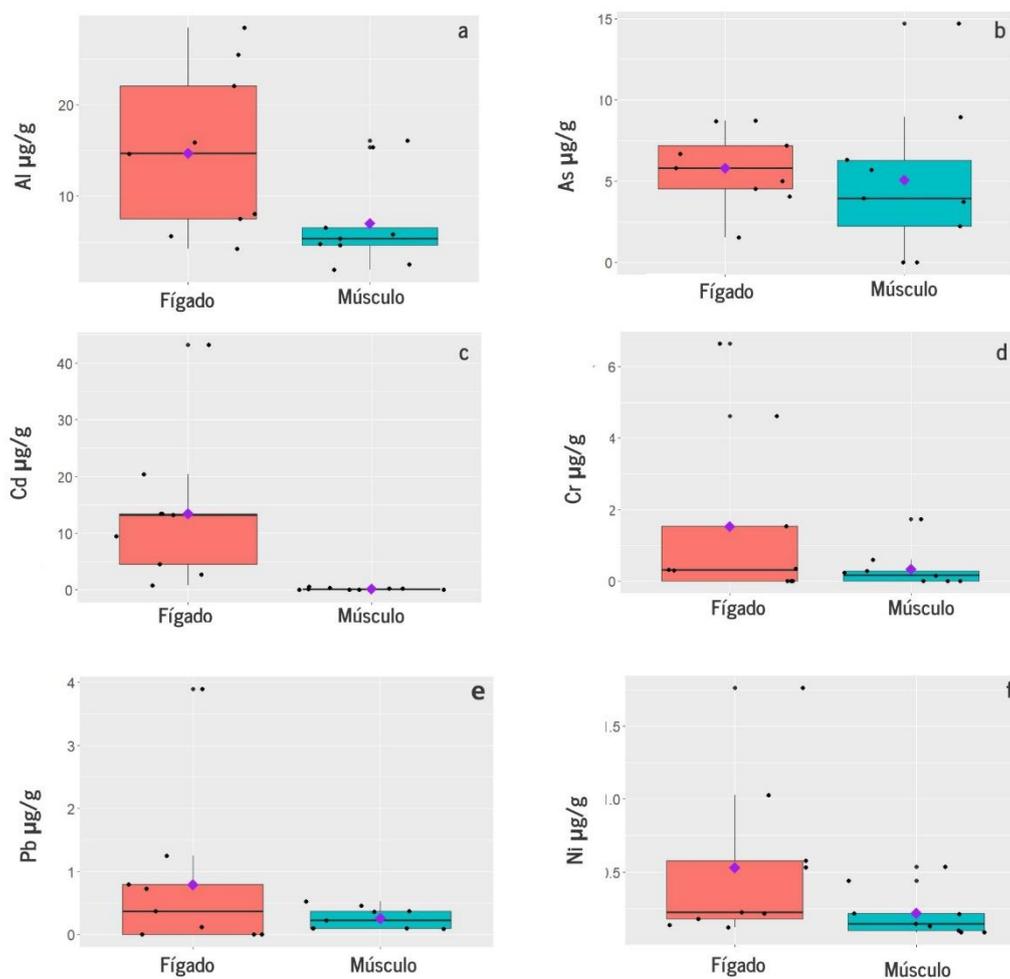


Figura 2. Concentração dos elementos traços essenciais Fe (a), Cu (b), Se (c), Mn (d), Zn (e) nos tecidos hepático e muscular ( $\mu\text{g/g}$  peso seco) na espécie *C. mydas*. Os bigodes indicam as faixas máxima e mínima, com linhas verticais que se estendem desde os 10<sup>o</sup> para os 90<sup>o</sup> percentil e os pontos pretos representam *outliers*. O losango em roxo representa o valor médio.

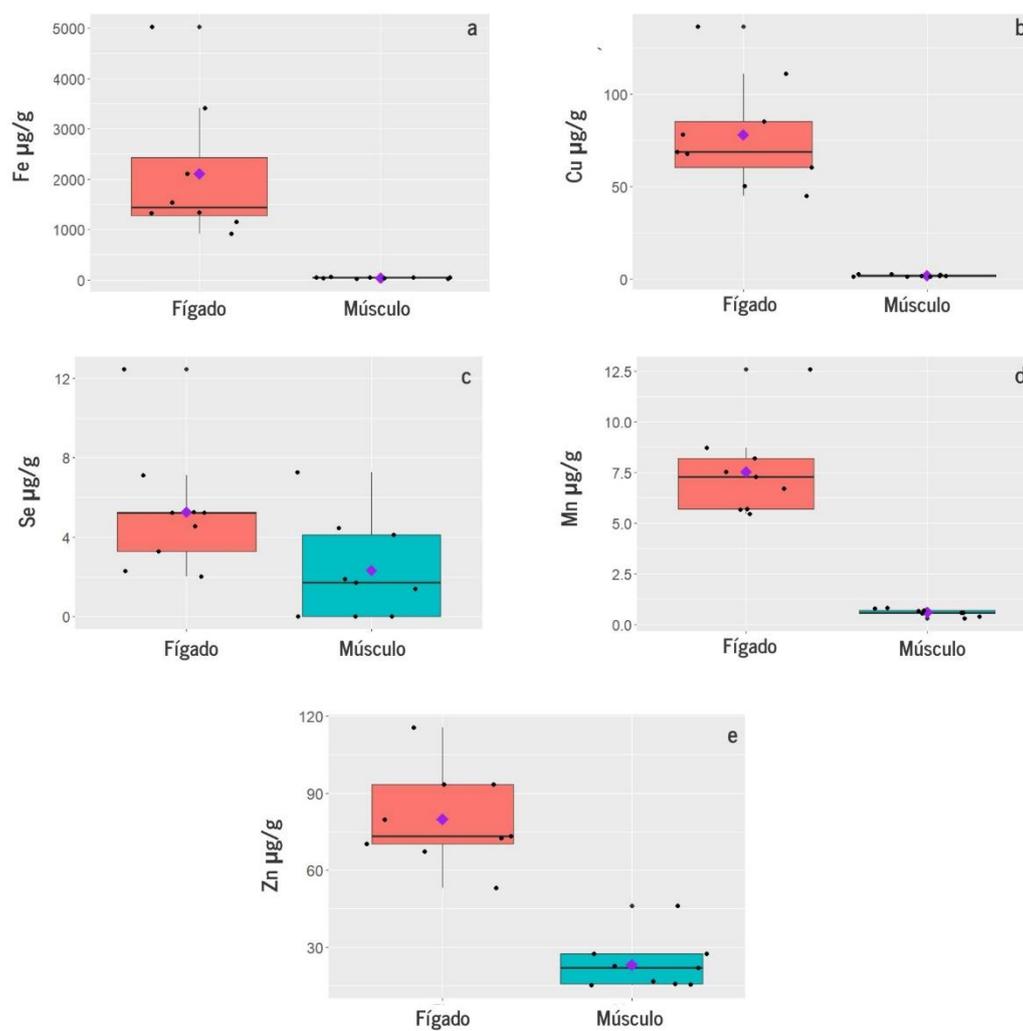
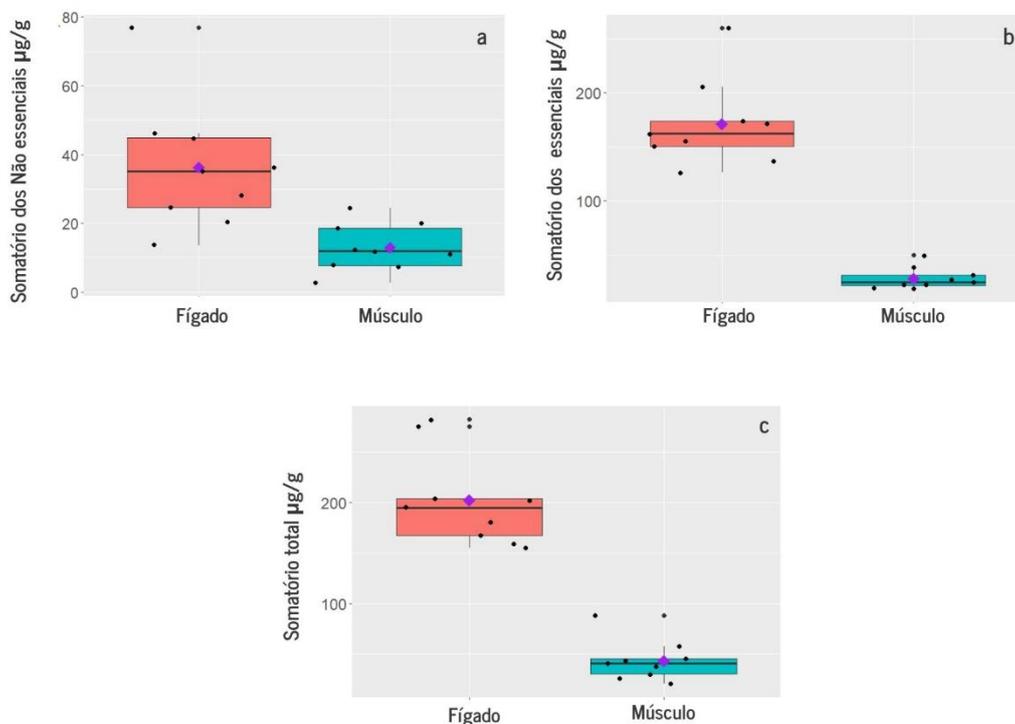


Figura 3. Soma das concentrações dos metais não essenciais (a), elementos essenciais (b), e somatório total (exceto Fe) (c) nos tecidos hepático e muscular ( $\mu\text{g/g}$  peso seco) na espécie *C. mydas*. Os bigodes indicam as faixas máxima e mínima, com linhas verticais que se estendem desde os 10<sup>o</sup> para os 90<sup>o</sup> percentil e os pontos representam outliers. O losango em roxo representa o valor médio.



O fígado é um órgão de biotransformação importante na detoxificação de elementos traço, além da produção e armazenamento de proteínas e vitaminas, muitas das quais constituídas por estes elementos, e por isso, é comum que esse órgão apresente maiores concentrações de elementos se comparado aos demais (Dahmardeh Behrooz; Burger, 2022; Sakai et al., 1995; Sakai et al., 2000). Níveis acumulados de metais neste órgão podem ocorrer também em função da presença de metalotioneínas, porém normalmente, em menores quantidades (Adel et al, 2017).

A desintoxicação hepática é um processo que regula os níveis de elementos presentes no tecido, ocorrendo por meio da transformação química, acompanhada pelos processos de acumulação e eliminação dos contaminantes, auxiliando na manutenção do equilíbrio do órgão (Guzman et al., 2020).

Se por um lado concentrações elevadas de metais no fígado indicam exposição recente, sua presença no músculo pode estar associada à capacidade limitada de eliminação desses contaminantes, promovendo a estabilidade do metal no órgão devido à

exposição crônica, frequentemente relacionada à forte pressão das atividades antrópicas (Abdallah., 2023).

O tecido hepático de *C. mydas* do norte da Costa Rica apresentou concentrações de Fe de  $2.482 \pm 286 \mu\text{g/g}$  em peso seco. Essa concentração, considerada elevada, é semelhante às identificadas no presente estudo. Esse elemento participa do transporte de oxigênio, da atividade enzimática e da produção de energia. No entanto, em níveis elevados, pode levar à formação de radicais livres, causando danos ao DNA das células (Andreani et al., 2008).

As concentrações de Cu observadas no fígado no presente estudo ( $78,04 \mu\text{g/g}$  em peso seco) estão na mesma ordem de grandeza das encontradas em regiões dos Estados Unidos ( $46,11 \mu\text{g/g}$ ) e do Japão ( $65,18 \mu\text{g/g}$  e  $91,08 \mu\text{g/g}$  em peso seco), valores também considerados elevados. Esse elemento é essencial para o funcionamento de diversas enzimas; no entanto, em níveis elevados, pode estar relacionado à contaminação via dieta, e é considerado prejudicial, causando desequilíbrios metabólicos e efeitos tóxicos (Fraga et al., 2024).

A diferença nas concentrações entre os órgãos é determinada pelos níveis de exposição aos contaminantes, ou seja, quanto mais recentes e elevadas forem as concentrações de contaminantes que chegam ao fígado, menor será a eficiência do processo de biotransformação, ocasionando o transporte desses contaminantes para outros órgãos, como, por exemplo, o músculo (Tostes et al., 2023).

Outro fator que pode influenciar os níveis de elementos encontrados no órgão muscular é a falta de controle homeostático desses elementos, processo responsável por regular as taxas de assimilação e depuração, que resulta no desequilíbrio no sistema metabólico das tartarugas marinhas (Çelik et al., 2023). Assim, as taxas de ingestão e depuração são alteradas, ou seja, quanto maiores forem as taxas de ingestão, menores serão as taxas de depuração, promovendo a bioacumulação de metais nesse órgão (Çelik et al., 2023).

Além disso, a composição da dieta desses animais é considerada um fator determinante na variação dos níveis de concentrações dos elementos, pois, dependendo da necessidade adaptativa aos habitats durante o percurso entre os ambientes de forrageamento, acasalamento e nidificação, esses animais podem consumir itens variados, adotando um comportamento oportunista (Komoroske et al., 2012).

No Nordeste do Brasil, a espécie apresenta hábito de forrageio em canais profundos, alimentando-se em bancos de ervas marinhas, material de mangue e algas das

espécies *Gelidiella acerosa*, *Hypnea musciformis* e *Gelidium coarctatum*, em regiões fortemente influenciadas pela ação antropogênica (Jardim et al., 2016; Bruno et al., 2021).

As Figuras de 4 a 6 demonstram a representação gráfica da correlação de Spearman ( $p < 0,05$ ) entre as concentrações dos elementos nos tecidos e os dados biométricos. Houve correlação positiva forte ( $r = 0,76$ ;  $p < 0,05$ ) entre o Pb no fígado e os tamanhos dos indivíduos (CCC e CCL) (Figura 5 c,d). Para o músculo, não houve correlação com o Pb. Os demais elementos, assim como os somatórios dos metais não essenciais, metais essenciais e o somatório total, não apresentaram correlação significativa com CCC ou CCL ( $p > 0,05$ ).

Figura 4. Correlação entre os metais não-essenciais Al (a), As (b), Cd (c), Cr (d), Pb (e), Ni (f) e dados biométricos (CCC = comprimento curvilíneo de carapaça). Linhas e pontos em roxo representam o fígado, enquanto que as linhas e pontos em verde representam o músculo.

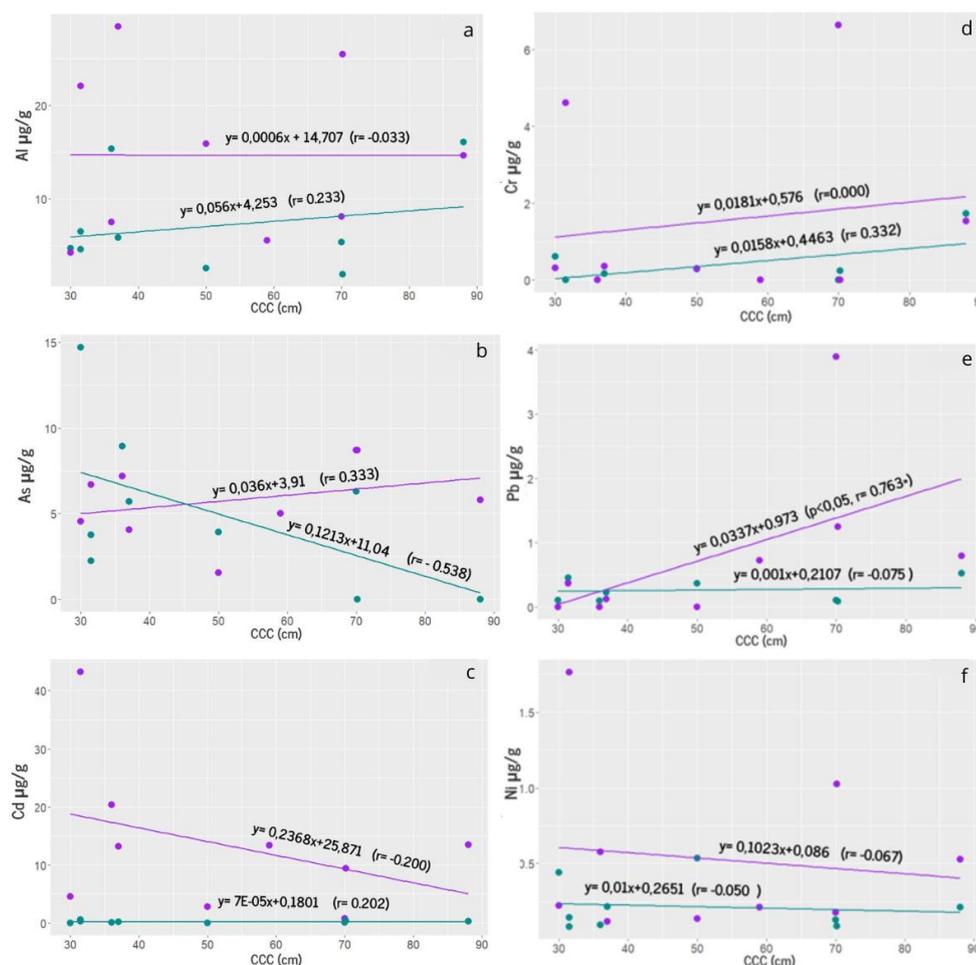


Figura 5. Correlação entre os elementos essenciais Fe (a), Cu (b), Se (c), Mn (d), Zn (e) e os dados biométricos (CCC = comprimento curvilíneo de carapaça). Linhas e pontos em roxo representam o fígado, enquanto que as linhas e pontos em verde representam o músculo.

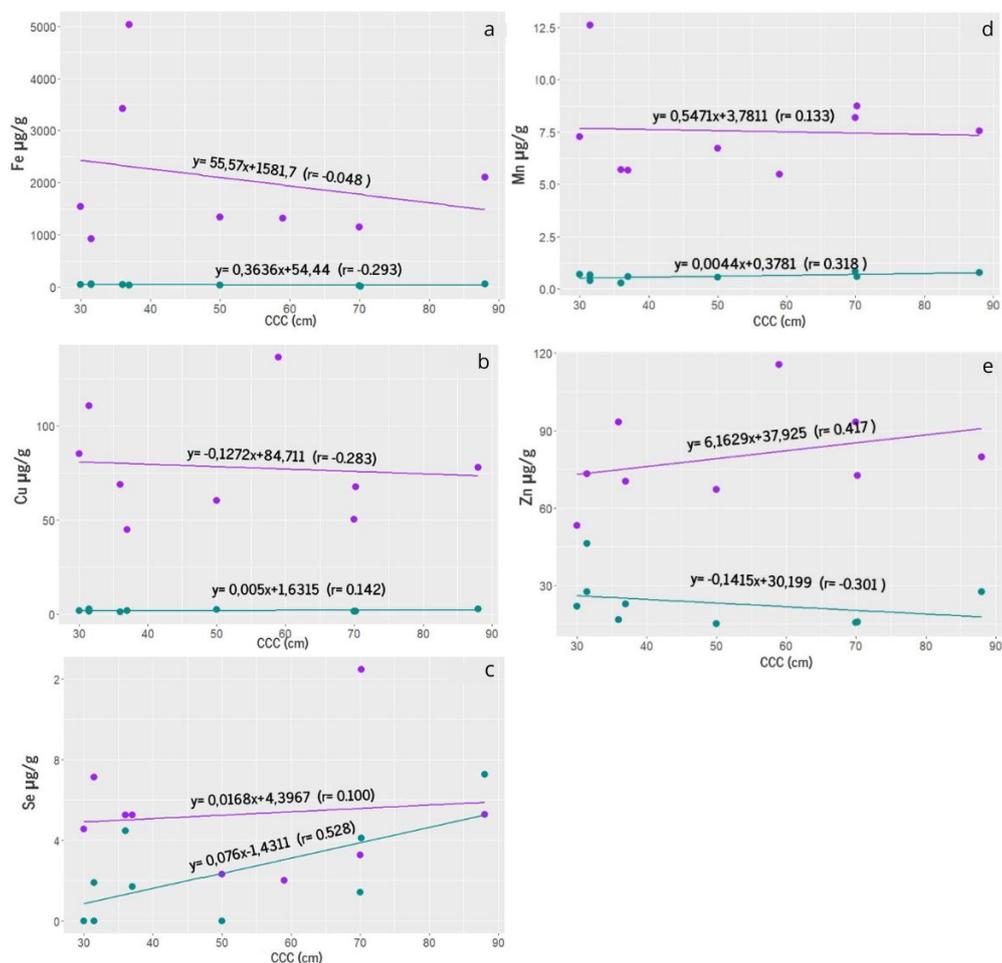
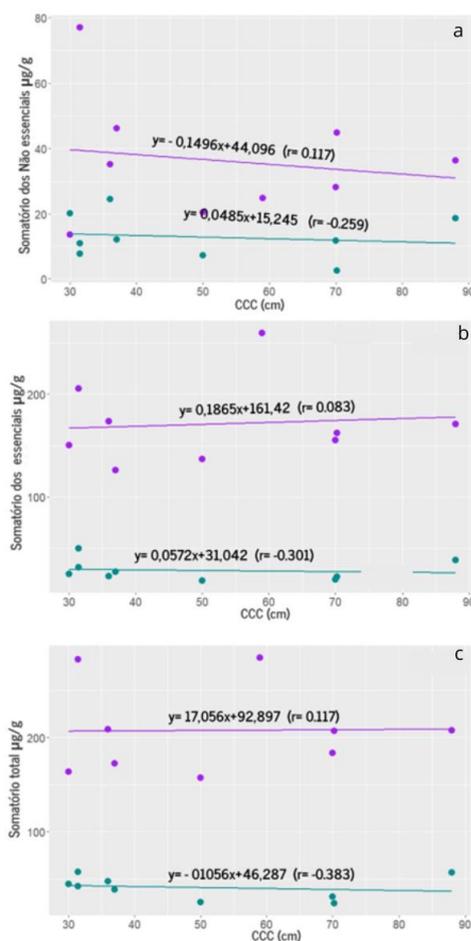


Figura 6. Correlação entre o somatório das concentrações dos metais não-essenciais (a), somatório dos metais essenciais (b), e o somatório total (c) e os dados biométricos (CCC = comprimento curvilíneo de carapaça). Linhas e pontos em roxo representam o fígado, enquanto que as linhas e pontos em verde representam o músculo.



A forte correlação positiva identificada no presente estudo entre o Pb e o comprimento dos animais (CCC) no fígado pode estar relacionada à exposição crônica às fontes de contaminação, principalmente via dieta. Esse fato se dá em razão de que itens vegetais, como algas marinhas vermelhas e verdes, podem apresentar tendências na bioacumulação de metais como o Pb (Komoroske et al., 2012).

A bioacumulação no fígado e em outros tecidos do organismo ocorre por meio da absorção por difusão passiva, processo que acontece na forma de íons livres em ambientes contaminados (Da Silva; López-Barrera, 2016). Esse mecanismo sugere que as áreas de alimentação e nidificação das tartarugas marinhas são significativamente influenciadas

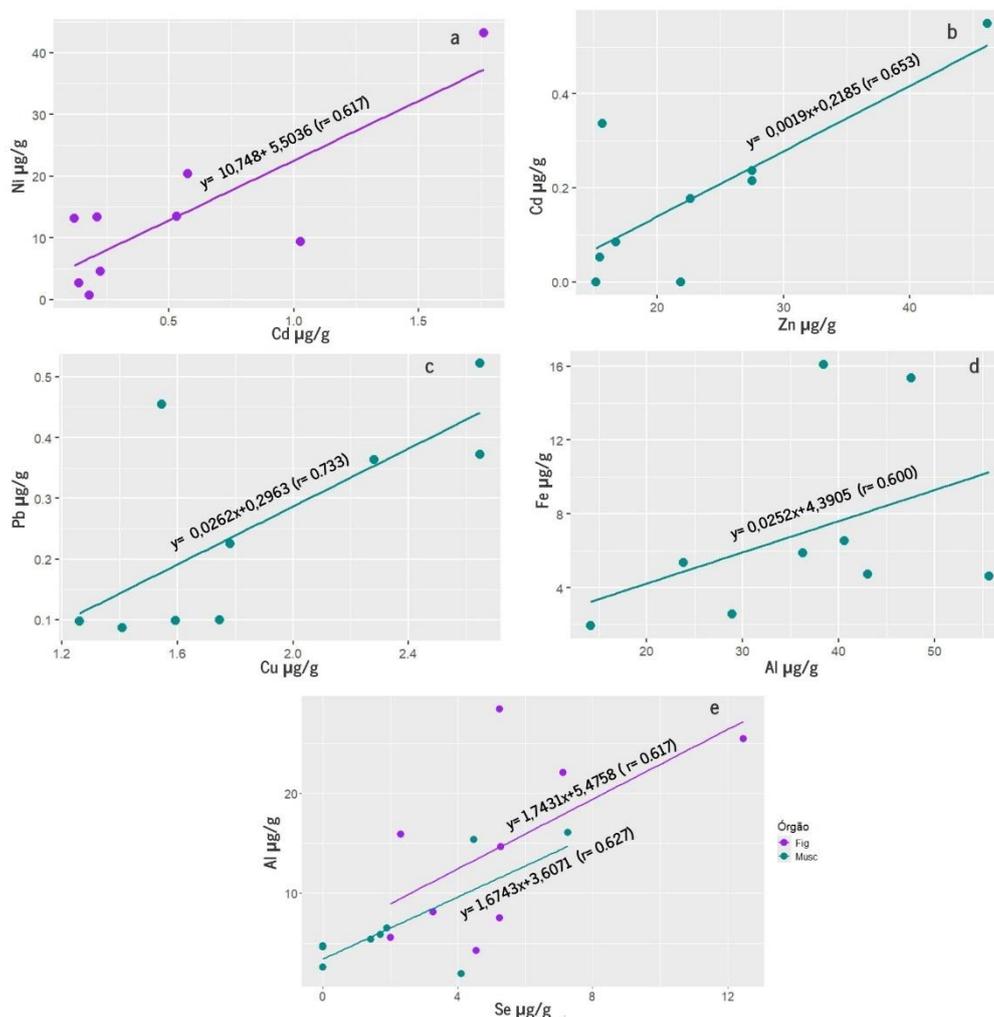
por fontes de contaminação de Pb, particularmente associadas à atividade de mineração e às águas residuais, entre outras (Morão et al., 2022; Miguel et al., 2022).

Em um estudo feito no Sudeste do Brasil em uma região com influência antropogênica, observou-se níveis de concentração de Cu, Pb, Fe, Al e As em juvenis de tartarugas da espécie *C. mydas*, na mesma ordem de grandeza do presente estudo, e os associou ao comportamento alimentar da espécie ao longo do ciclo de vida. Ou seja, as concentrações de contaminantes encontradas nos animais foram atribuídas à mudança ontogênica desses indivíduos, que, na fase adulta, consomem prioritariamente macroalgas, ervas marinhas e material de manguezal (Escobedo Mondragón et al., 2023).

Em relação ao item alimentar predominante no conteúdo estomacal de *C. mydas* encontradas no Mar Mediterrâneo, espécie de angiosperma marinha *Posidonia oceanica* foi a mais encontrada no conteúdo estomacal nessa espécie (Çelik et al., 2006). Esse vegetal é caracterizado por sua capacidade de acumular níveis elevados de Pb (Pergent., 1990). Ressalta-se que a acumulação de Pb pode não estar restrita apenas à fase adulta, mas também a estágios de vida anteriores, considerando que o Pb possui baixa taxa de eliminação, o que favorece a bioacumulação a longo prazo (Latif et al., 2022).

As concentrações de todos os elementos analisados assim como os somatórios dos elementos não essenciais (NE) e essenciais (ES) foram correlacionados entre si, sendo que as análises com os resultados significativos (Spearman,  $p < 0,05$ ) estão apresentados na Figura 9. Houve correlação positiva entre o Ni e Cd (a), Cd e Zn (b), Pb e Cu (c), Fe e Al (d) e Al e Se (e).

Figura 7. Correlação positiva (Spearman,  $p < 0,05$ ) entre as concentrações dos elementos Ni e Cd (a), Cd e Zn (b), Pb e Cu (c), Fe e Al (d) e Al e Se (e). Linhas e pontos em roxo representam o fígado, enquanto que as linhas e pontos em verde representam o músculo.



Por meio das correlações significativas entre os elementos essenciais e não essenciais, foi observado um efeito protetor apenas no tecido muscular para as razões molares de Fe:Al, Zn:Cd e Cu:Pb (Figura 9e). Esse efeito protetor é indicado pela proporção 1:1, ou seja, para que a reação de desintoxicação ocorra de forma eficaz, a molaridade do Fe deve ser igual ou superior à do Al, e a do Zn deve ser igual ou superior à do Cd. Dessa forma, quando a concentração de Fe é 1, a de Al deve ser inferior a 1, garantindo sua neutralização e reduzindo os efeitos nocivos ao organismo. O mesmo raciocínio se aplica entre o Zn e o Cd e demais razões molares. Esse teste foi realizado para determinar a proporção do efeito protetor de elementos essenciais contra os danos causados por elementos não essenciais como Al, Cd e Pb. A Tabela 3, apresenta os valores da razão molar.

Tabela 3. Razão molar entre os elementos essenciais (ES) e não essenciais (NE). “\*” indica efeito protetor.

Tecido	Associação (ES:NE)	Razão molar
Muscular	Se: Al	0,11:1
Muscular	Fe: Al	2,67:1*
Muscular	Zn: Cd	221,70:1*
Muscular	Cu: Pb	23,58:1*
Hepático	Se: Al	0,12:1
Hepático	Ni: Cd	0,08:1

A correlação entre o Pb e Cu foi observada no sangue de tartarugas marinhas, um compartimento amplamente utilizado para determinar o transporte rápido de substâncias e avaliação de contaminações recentes. Porém, os autores enfatizam que mais estudos devem ser realizados no intuito de desvendar a relação entre o Pb e Cu no músculo (Prioste et al., 2015).

O Al por ser um metal não essencial, pode interferir no metabolismo do ferro, causando estresse oxidativo, prejudicando a regulação do Fe e promovendo desequilíbrios nos processos celulares. Essa relação no músculo pode estar associada à competição entre esses metais por locais de ligação em enzimas e proteínas, o que resulta no acúmulo conjunto desses metais no tecido (McFadden et al., 2014).

A correlação positiva forte entre Zn e Cd no músculo sugere a indução de metalotioneínas, proteínas com alta afinidade por cátions divalentes. Essas proteínas são capazes de se ligar tanto a metais essenciais, como o Zn, quanto a metais não essenciais, como o Cd, ocasionando déficit na função das enzimas (García-Fernández et al., 2009).

A proteção potencial contra os efeitos deletérios de elementos tóxicos por elementos essenciais foi descrita na literatura para vários organismos (Selvaraj; Yeager-Armstead; Murray, 2012; Kehrig et al., 2013; Bergés-Tiznado et al., 2015; Hauser-Davis et al., 2022). O efeito protetor refere-se à capacidade de certas substâncias de preservar tecidos e órgãos agindo de forma antagônica, com o objetivo de reduzir e/ou prevenir danos. Essa ação ocorre, principalmente, por meio da neutralização de radicais livres, da redução da inflamação, regulação do metabolismo celular e ativação de vias de reparo (Lam et al., 2004). Foi observado efeito protetor no tecido muscular, representado por razões molares entre Fe:Al, Zn:Cd e Cu:Pb. A ação protetora do Fe contra o Al, bem como das demais razões molares observadas em *C. mydas* ainda não são tem sido apresentado

na literatura, principalmente em relação aos quelônios. No entanto, Land et al. (2018) indicaram efeito protetor do Fe contra o Al no peixe *Geophagus brasiliensis* associado à capacidade do Fe interferir na absorção de Al no organismo, uma vez que compartilham as mesmas vias de absorção e transporte. Quando em níveis adequados, a competição entre esses dois elementos reduz a absorção de alumínio, prevenindo dessa forma seu acúmulo nos órgãos (Land et al., 2018).

O provável efeito protetor do Zn contra a toxicidade do Cd pode estar relacionado à sua atuação na redução da absorção e acúmulo desse metal não essencial, uma vez que ambos podem interagir de forma competitiva com vias celulares e proteínas reguladoras. Essa interação é responsável por reduzir a toxicidade do Cd limitando sua biodisponibilidade e efeitos nas células musculares (Drąg-Kozak et al., 2021).

Quanto ao efeito protetor entre Cu e Pb, acredita-se estar associado à atuação do Cu como cofator de sistemas antioxidantes, como a superóxido dismutase (SOD), que neutraliza as espécies reativas de oxigênio (ROS) induzidas por metais como o Pb (Romeo et al., 2000; Kumar et al., 2024). Além disso, esses elementos tendem a competir pelos mesmos sítios de ligação e transporte no organismo. Em ratos, quando em concentrações adequadas, o Cu reduz a absorção do Pb e pode facilitar sua excreção ou redistribuição para outros tecidos (Klauder e Petering, 1975).

Sendo assim, a interação entre esses metais pode não apenas estar reduzindo a absorção e o acúmulo de Al, Cd e Pb, mas também protegendo as células contra danos oxidativos e disfunções metabólicas no tecido muscular de *C. mydas*.

A bioacumulação de metais em tartarugas marinhas depende de fatores como alimentação, estágio de vida, tempo de exposição, tipo de tecido e fatores físicos e químicos da água os quais podem afetar a toxicocinética dos metais na sua absorção (Çelik et al., 2023). Dessa forma, as concentrações de metais detectadas nos tecidos de *C. mydas* neste estudo variaram conforme o tipo de tecido e o metal analisado, sendo, em alguns casos, superiores às observadas em outras regiões do mundo. Esses valores foram comparados (Tabelas 4 e 5) com dados de diferentes localidades, incluindo Japão, China, Chipre, Mar Mediterrâneo, Estados Unidos, México, Costa Rica e as regiões Sul e Sudeste do Brasil.

Tabela 4. Concentração ( $\mu\text{g/g}$  peso seco) de elementos traço (média  $\pm$  DP, quando houver) no fígado de *C. mydas* em diferentes localidades. N = tamanho amostral, LD = limite de detecção. \* valores originais em peso úmido transformados em peso seco, considerando 70% de umidade do tecido.

País	N	Elementos não essenciais					Elementos não essenciais						Referência
		Al	As	Cd	Cr	Pb	Cu	Fe	Mn	Ni	Se	Zn	
Brasil	9	14,67 $\pm$ 9,62	5,80 $\pm$ 2,48	11,16 $\pm$ 5,94	0,79 $\pm$ 1,56	0,77 $\pm$ 1,33	78,0 $\pm$ 31,4	2,101,2 $\pm$ 1533,7	7,54 $\pm$ 2,37	0,52 $\pm$ 0,58	5,27 $\pm$ 3,36	79,80 $\pm$ 19,65	Presente estudo
Mar Mediterrâneo*	7			14,18 $\pm$ 10,06			109,06 $\pm$ 54,72					114,10 $\pm$ 44,49	Storelli et al. (2008)
Brasil	506		9 $\pm$ 10	25 $\pm$ 18	0,12 $\pm$ 0,10	0,75 $\pm$ 0,98	207 $\pm$ 125		12 $\pm$ 4	0,3 $\pm$ 0,4		147 $\pm$ 50	Sulato et al (2022)
Brasil*	32			18,99 $\pm$ 14,48			109,22 $\pm$ 96,13				6,26		Dias de Farias et al (2022)
Chipre*	41	32,47 $\pm$ 15,22	23,51 $\pm$ 2,50	2,83 $\pm$ 0,30	0,70 $\pm$ 0,12	1,80 $\pm$ 0,22	40,52 $\pm$ 31,47	764,74 $\pm$ 148,94	36,86 $\pm$ 6,05	2,60 $\pm$ 0,89		58,75 $\pm$ 2,87	Çelik et al. (2023)
Costa Rica	34			10,6 $\pm$ 1,1		0,07 $\pm$ 0,014	100 $\pm$ 11	2,482 $\pm$ 286	8,92 $\pm$ 0,93			82,5 $\pm$ 4,9	Andreani et al (2008)
Mar Mediterrâneo	4	3,20 $\pm$ 2,10		1,80 $\pm$ 1,03	0,13 $\pm$ 0,17	0,10 $\pm$ 0,07	7,10 $\pm$ 6,49	992,7 $\pm$ 143,59	4,73 $\pm$ 1,33	13,25 $\pm$ 10,43	1,53 $\pm$ 1,13	13,46 $\pm$ 6,16	Yipel et al. (2017)
México	11			3,30		<LD	60,04	14,35	0,06	0,01		62,91	Gardner et al. (2006)
Japão*	5		3,65 $\pm$ 2,03										Kubota et al. (2003)
China	2		4,65 $\pm$ 3,96	1,09 $\pm$ 0,99	<LD-1,10	0,15 $\pm$ 0,04	133 $\pm$ 148,6		16,27 $\pm$ 13,81	0,27 $\pm$ 0,25	25,65 $\pm$ 28,60	128,9 $\pm$ 63,92	Lam et al. (2004)
EUA*	12		9,03 $\pm$ 0,83	3,09 $\pm$ 0,40	14,17 $\pm$ 0,37	0,33 $\pm$ 0,07	123,67 $\pm$ 24,33		7,70 $\pm$ 0,60	0,50 $\pm$ 0,10	5,50 $\pm$ 0,50	116,67 $\pm$ 11,00	Faust et al. (2014)
Omã*	42			220 $\pm$ 0,2		218,7 $\pm$ 3,9	329 $\pm$ 2,9					144,4 $\pm$ 9	Sinaei et al. (2021)

Tabela 5. Concentração ( $\mu\text{g/g}$  peso seco) de elementos traço (média  $\pm$  DP, quando houver) no músculo de *C. mydas* em diferentes localidades. N = tamanho amostral, LD = limite de detecção. \* valores originais em peso úmido transformados em peso seco, considerando 70% de umidade do tecido.

País	N	Elementos não essenciais					Elementos não essenciais						Referência
		Al	As	Cd	Cr	Pb	Cu	Fe	Mn	Ni	Se	Zn	
Brasil	9	7,15 $\pm$ 5,49	4,98 $\pm$ 4,95	0,18 $\pm$ 0,19	0,35 $\pm$ 0,59	0,27 $\pm$ 0,30	1,89 $\pm$ 0,55	39,15 $\pm$ 15,76	0,59 $\pm$ 0,18	0,27 $\pm$ 0,30	2,39 $\pm$ 2,65	23,28 $\pm$ 10,60	Presente estudo
Brasil*	35			0,13			0,83				0,32		Dias de Farias et al. (2022)
Brasil	29			0,14 $\pm$ 0,02		0,84 $\pm$ 0,06	0,24 $\pm$ 0,04						Da Silvas et al. (2014)
Chipre*	41	4,53 $\pm$ 1,1	71,90 $\pm$ 6,67	0,06 $\pm$ 0,01	0,57 $\pm$ 0,10	0,40 $\pm$ 0,09	<LD	20,77 $\pm$ 4,57	4,97 $\pm$ 1,07	0,53 $\pm$ 0,37		126,58 $\pm$ 103,64	Çelik et al. (2023)
Omã*	42			110 $\pm$ 0,1		230,7 $\pm$ 1,5	5,5 $\pm$ 0,7					24,9 $\pm$ 3,7	Sinaei et al. (2021)
México	11			0,01		0,01	0,03	20,99	0,003	0,03		38,26	Gardner et al. (2006)
China*	2		14,45 $\pm$ 4,88	<LD-0,09	2,70 $\pm$ 2,84	0,08 $\pm$ 0,10	3,73 $\pm$ 1,64		1,27 $\pm$ 0,52	0,21 $\pm$ 0,21	4,49 $\pm$ 1,08	147,7 $\pm$ 12,62	Lam et al. (2004)
EUA*	12		22,87 $\pm$ 3,57	<LD	16,00 $\pm$ 0,40	<LD	2,17 $\pm$ 0,30		0,80 $\pm$ 0,13	<LD	2,87 $\pm$ 0,27	53,33 $\pm$ 7,33	Faust et al. (2014)

As concentrações dos elementos nos tecidos hepático e muscular apresentaram grande variação em função das regiões onde as tartarugas foram coletadas. A concentração de Al no fígado de *C. mydas* no presente estudo ( $14,67 \pm 9,62 \mu\text{g/g}$ ) foi aproximadamente 55% menor que a registrada no Chipre ( $32,47 \pm 15,22 \mu\text{g/g}$ ) e cerca de 4,6 vezes maior que o valor observado nas tartarugas capturadas no Mar Mediterrâneo ( $3,20 \pm 2,10 \mu\text{g/g}$ ). O mesmo padrão foi observado no músculo, onde os valores de Al nas tartarugas do PNLM ( $7,15 \pm 5,49 \mu\text{g/g}$ ) foram aproximadamente 58% maiores do que os registrados no Chipre ( $4,53 \pm 1,01 \mu\text{g/g}$ ).

O Al, embora não desempenhe função biológica conhecida, pode ser absorvido por organismos marinhos expostos aos ambientes contaminados, especialmente em decorrência da descarga de efluentes industriais, domésticos e da atividade agrícola (Faust et al., 2014; Sulato et al., 2022). Concentrações elevadas de Al são frequentemente encontradas em tecidos hepáticos, refletindo a exposição a áreas impactadas por mineração, uso de fertilizantes e deposição de resíduos industriais. Em contrapartida, níveis mínimos desse metal são característicos de habitats mais preservados, com menor influência antrópica (Faust et al., 2014; Sulato et al., 2022).

Para o As, a concentração média observada no fígado em nosso estudo ( $5,80 \pm 2,48 \mu\text{g/g}$ ) foi aproximadamente 4 vezes menor do que a observada nas tartarugas coletadas nos Estados Unidos ( $23,51 \pm 2,50 \mu\text{g/g}$ ) e 1,5 vezes menor em comparação ao Sudeste do Brasil ( $9,0 \pm 10 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, a concentração foi 80% maior do que a registrada nas tartarugas capturadas na China ( $4,65 \pm 3,96 \mu\text{g/g}$ ) e 63% maior em relação à observada no Japão ( $3,65 \pm 2,03 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, a concentração de As no músculo ( $4,98 \pm 4,95 \mu\text{g/g}$ ) foi de 2 a 4 vezes menor quando comparada às amostras da China ( $14,45 \pm 4,88 \mu\text{g/g}$ ), EUA ( $22,87 \pm 33,57 \mu\text{g/g}$ ) e Chipre ( $71,90 \pm 6,68 \mu\text{g/g}$ ).

O elemento As, especialmente na forma de arsenobetaina (AsB), tende a se acumular preferencialmente no fígado devido à intensa atividade metabólica desse tecido (Kubota et al., 2002). Sua presença está relacionada a fontes como mineração, uso de pesticidas e lançamento de efluentes industriais. Por outro lado, os menores níveis de As são geralmente registrados em tecidos com baixa atividade metabólica, como o músculo, ou em indivíduos submetidos a baixos níveis crônicos de exposição ambiental (Kubota et al., 2002).

A concentração de Cd nas amostras de fígado no presente estudo ( $11,16 \pm 5,94 \mu\text{g/g}$ ) foi semelhante à observada em tartarugas da Costa Rica ( $10,6 \pm 1,1 \mu\text{g/g}$ ) e do Mar Mediterrâneo ( $14,18 \pm 10,06 \mu\text{g/g}$ ). No entanto, apresentou níveis aproximadamente 6 vezes menores do que os registrados em Omã ( $200,0 \pm 0,2 \mu\text{g/g}$ ) e cerca de 2 vezes

menores em comparação com Santos, Ceará e Rio Grande do Norte, no Brasil ( $25,0 \pm 18,0$   $\mu\text{g/g}$  e  $18,99 \pm 14,48$   $\mu\text{g/g}$ ).

Por outro lado, a concentração de Cd observada no fígado das tartarugas analisadas neste estudo ( $11,16 \pm 5,94$   $\mu\text{g/g}$ ) foi 3,6 vezes superior à registrada nas amostras dos Estados Unidos ( $3,09 \pm 0,40$   $\mu\text{g/g}$ ), 10 vezes maior que na China ( $1,09 \pm 0,99$   $\mu\text{g/g}$ ), 3,9 vezes superior ao valor encontrado no Chipre ( $2,83 \pm 0,30$   $\mu\text{g/g}$ ), 3,4 vezes maior que no México ( $3,30$   $\mu\text{g/g}$ ), e 6,2 vezes superior em relação à segunda amostragem realizada no Mar Mediterrâneo ( $1,80 \pm 1,03$   $\mu\text{g/g}$ ).

Já no músculo, a concentração média de Cd observada neste estudo ( $0,18 \pm 0,19$   $\mu\text{g/g}$ ) foi semelhante à registrada em outras regiões do Brasil, com diferenças de aproximadamente 38% em relação ao valor observado em Santos ( $0,13$   $\mu\text{g/g}$ ) e 29% em comparação com os valores do Ceará e Rio Grande do Norte ( $0,14 \pm 0,02$   $\mu\text{g/g}$ ). Em contraste, a concentração foi 3 vezes maior que no Chipre ( $0,06 \pm 0,01$   $\mu\text{g/g}$ ), 18 vezes maior que no México ( $0,01$   $\mu\text{g/g}$ ), e entre 2 e 9 vezes maior que os valores variáveis registrados na China (BDL– $0,09$   $\mu\text{g/g}$ ). Também superou os níveis abaixo do limite de detecção (BDL) reportados nos Estados Unidos. Em relação ao valor extremamente elevado registrado em Omã ( $110 \pm 0,1$   $\mu\text{g/g}$ ), a concentração média observada no presente estudo foi cerca de 611 vezes menor.

A concentração de Pb no músculo das amostras do PNLM foi de  $0,77 \pm 1,33$   $\mu\text{g/g}$ , valor muito próximo ao registrado em tartarugas de Santos, Brasil ( $0,75 \pm 0,98$   $\mu\text{g/g}$ ), porém cerca de 85 vezes menor que aquele observado nas amostras coletadas em Omã ( $218 \pm 3,9$   $\mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, a média obtida no presente estudo foi 57% menor que a registrada no Chipre ( $1,80 \pm 0,22$   $\mu\text{g/g}$ ), mas 133% maior do que nas amostras dos Estados Unidos ( $0,33 \pm 0,07$   $\mu\text{g/g}$ ), 5,1 vezes superior à média observada na China ( $0,15 \pm 0,04$   $\mu\text{g/g}$ ), e mais de 10 vezes superior aos valores do Mar Mediterrâneo ( $0,10 \pm 0,07$   $\mu\text{g/g}$ ), Costa Rica ( $0,07 \pm 0,014$   $\mu\text{g/g}$ ) e México, onde os níveis estavam abaixo do limite de detecção (BDL).

No músculo, o Pb apresentou no presente estudo uma concentração média de  $0,27 \pm 0,30$   $\mu\text{g/g}$  em peso seco, sendo 68% inferior ao valor registrado no Rio Grande do Sul, Brasil ( $0,84 \pm 0,06$   $\mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, essa concentração foi 33% inferior à observada no Chipre ( $0,40 \pm 0,09$   $\mu\text{g/g}$ ), mas 3,4 vezes maior que a registrada na China ( $0,08 \pm 0,10$   $\mu\text{g/g}$ ), 27 vezes maior que no México ( $0,01$   $\mu\text{g/g}$ ), e superior aos valores abaixo do limite de detecção (BDL) reportados nos Estados Unidos. Em comparação com Omã, onde os níveis atingiram  $230,7 \pm 1,5$   $\mu\text{g/g}$ , o valor encontrado no presente estudo foi aproximadamente 855 vezes menor.

De forma semelhante, os metais pesados Cd e Pb apresentam maiores concentrações em tartarugas que habitam e/ou se alimentam em ambientes bentônicos onde há acúmulo nos sedimentos de contaminantes metálicos derivados de efluentes industriais e esgoto doméstico (Lam et al., 2004; Sakai et al., 2000). A bioacumulação de Cd é particularmente favorecida por sua afinidade com metalotioneínas, proteínas que o sequestram em formas menos biodisponíveis, o que reduz sua toxicidade (Andreani et al., 2008; Storelli et al., 2008). Em contraste, níveis mínimos de Cd e Pb são comumente observados em indivíduos jovens ou oriundos de áreas menos impactadas (Gardner et al., 2006; Storelli et al., 2008).

concentração de Cr no fígado das tartarugas analisadas neste estudo foi de  $0,79 \pm 1,56 \mu\text{g/g}$ , valor aproximadamente 18 vezes inferior ao observado nos Estados Unidos ( $14,17 \pm 0,37 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, os níveis de Cr hepático encontrados no PNLM foram 6 vezes maiores do que os registrados no Mar Mediterrâneo ( $0,13 \pm 0,17 \mu\text{g/g}$ ), 13 vezes maiores que em Santos, Brasil ( $0,12 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$ ), e 8 vezes maiores que o valor médio do Chipre ( $0,70 \pm 0,12 \mu\text{g/g}$ ). Além disso, os níveis também superaram os valores observados na China, onde as concentrações variaram entre abaixo do limite de detecção (BDL) e  $0,10 \mu\text{g/g}$ .

Para o Cr no músculo, a concentração observada no presente estudo ( $0,35 \pm 0,59 \mu\text{g/g}$ ) foi cerca de 39% menor do que a registrada nas amostras do Chipre ( $0,57 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, foi aproximadamente 45 vezes inferior à concentração observada nos Estados Unidos ( $16,00 \pm 0,40 \mu\text{g/g}$ ) e cerca de 7,7 vezes menor do que nas amostras da China ( $2,70 \pm 2,84 \mu\text{g/g}$ ).

O Cr, embora em sua forma trivalente desempenhe papel como micronutriente, pode alcançar concentrações elevadas em ambientes sujeitos à contaminação por resíduos industriais (Sulato et al., 2022; Faust et al., 2014), sendo que os menores níveis desse elemento estão geralmente associados a regiões de baixa interferência antrópica ou a tecidos metabolicamente menos ativos (Dias de Farias et al., 2022; Sulato et al., 2022).

Com relação aos elementos essenciais, a concentração de Cu observada no presente estudo ( $78,0 \pm 31,4 \mu\text{g/g}$ ) foi inferior à registrada em diversas regiões, como Omã ( $329 \pm 2,9 \mu\text{g/g}$ ), Estados Unidos ( $123,67 \pm 24,33 \mu\text{g/g}$ ), China ( $133 \pm 148,6 \mu\text{g/g}$ ), Costa Rica ( $100 \pm 1 \mu\text{g/g}$ ), Santos – Brasil ( $207 \pm 125 \mu\text{g/g}$ ), Ceará e Rio Grande do Norte – Brasil ( $109,0 \pm 96,13 \mu\text{g/g}$ ), e Mar Mediterrâneo ( $109,0 \pm 54,72 \mu\text{g/g}$ ). No entanto, foi superior aos valores observados no México ( $60,04 \mu\text{g/g}$ ), Chipre ( $40,52 \pm 31,47 \mu\text{g/g}$ ) e em uma segunda amostragem do Mar Mediterrâneo ( $7,10 \pm 6,49 \mu\text{g/g}$ ).

Por outro lado, a concentração de Cu no músculo observada neste estudo (0,03 µg/g) foi cerca de 5 vezes menor que a registrada no México (0,15 µg/g) e aproximadamente 28 vezes menor que no Ceará e Rio Grande do Norte – Brasil (0,83 µg/g). Também foi cerca de 71 vezes menor que no Chipre (2,13 µg/g), 8 vezes menor que no Rio Grande do Sul – Brasil (0,24 ± 0,04 µg/g), 122 vezes menor que em Omã (5,5 ± 0,7 µg/g), 124 vezes menor que na China (3,73 ± 1,64 µg/g) e 72 vezes menor que nos Estados Unidos (2,17 ± 0,30 µg/g).

A concentração de Fe no fígado das tartarugas analisadas neste estudo (2.101,2 ± 1.533,7 µg/g) foi aproximadamente 2,7 vezes maior do que a observada no Chipre (764,7 ± 148,94 µg/g) e cerca de 8,5 vezes superior à registrada na Costa Rica (248,2 ± 286 µg/g). Em relação ao Mar Mediterrâneo (992,7 ± 143,59 µg/g), os níveis foram cerca de 2,1 vezes mais altos, enquanto, quando comparados às amostras do México (14,35 µg/g peso seco), apresentaram-se aproximadamente 146 vezes superiores.

No músculo, a concentração de Fe observada neste estudo (39,15 ± 15,79 µg/g) foi aproximadamente 1,9 vezes maior que a registrada no México (20,99 µg/g) e cerca de 1,9 vezes superior também às amostras do Chipre (20,77 ± 5,57 µg/g).

A concentração de Mn no fígado das tartarugas analisadas neste estudo (7,54 ± 2,37 µg/g peso seco) foi semelhante à observada nas amostras dos Estados Unidos (7,70 ± 0,60 µg/g). No entanto, foi 54% inferior à registrada na China (16,27 ± 13,81 µg/g), 37% inferior a Santos, Brasil (12 ± 4 µg/g), 79% inferior ao Chipre (36,86 ± 6,05 µg/g) e 15% inferior à Costa Rica (8,92 ± 0,93 µg/g). Por outro lado, foi cerca de 1,6 vezes maior que no Mar Mediterrâneo (4,73 ± 1,33 µg/g) e 125 vezes maior que no México (0,06 µg/g).

No músculo, a concentração de Mn observada neste estudo (0,59 ± 0,18 µg/g) foi inferior aos valores registrados no Chipre (4,97 ± 1,07 µg/g), sendo cerca de 7,4 vezes menor, e também menor que os valores da China (1,27 ± 0,52 µg/g) e dos Estados Unidos (0,80 ± 0,13 µg/g), correspondendo a 53% e 36% a menos, respectivamente. Por outro lado, a concentração média de Mn no presente estudo foi cerca de 197 vezes maior que a observada nas amostras do México (0,003 µg/g).

Os elementos Fe e Mn, essenciais para o transporte de oxigênio e a atividade enzimática, também tendem a se acumular em tecidos metabolicamente ativos, como o fígado e o sangue. Seus níveis aumentam em situações de crescimento acelerado, metabolismo intenso ou regeneração tecidual (Andreani et al., 2008; Faust et al., 2014). Em contrapartida, os mesmos autores indicam que concentrações reduzidas geralmente

estão associadas aos tecidos menos ativos ou em organismos com menor demanda fisiológica.

A concentração de Ni no tecido hepático de *C. mydas* no presente estudo ( $0,52 \pm 0,58 \mu\text{g/g}$ ) foi cerca de 25 vezes menor que a registrada no Mar Mediterrâneo ( $13,25 \pm 10,43 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, o valor foi 80% menor que no Chipre ( $2,60 \pm 0,89 \mu\text{g/g}$ ), mas 73% maior que o observado em Santos, Brasil ( $0,30 \pm 0,40 \mu\text{g/g}$ ), 4% superior aos níveis encontrados nos Estados Unidos ( $0,50 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$ ), 93% maior que na China ( $0,27 \pm 0,25 \mu\text{g/g}$ ) e cerca de 52 vezes superior às amostras do México ( $0,01 \mu\text{g/g}$ ).

No músculo, a concentração de Ni observada neste estudo ( $0,27 \pm 0,30 \mu\text{g/g}$ ) foi 29% maior do que a registrada nas amostras da China ( $0,21 \pm 0,21 \mu\text{g/g}$ ), mas 49% inferior às do Chipre ( $0,53 \pm 0,37 \mu\text{g/g}$ ). Em comparação com o México ( $0,03 \mu\text{g/g}$ ), o valor foi 9 vezes maior, e consideravelmente mais elevado que os níveis reportados nos Estados Unidos, onde o elemento esteve abaixo do limite de detecção (BDL).

O elemento Ni nos compartimentos ambientais, está relacionado principalmente à queima de combustíveis fósseis e atividades industriais, acumulando-se com maior intensidade em tecidos como o fígado (Faust et al., 2014; Sulato et al., 2022), sendo que os menores níveis de Li geralmente relacionados a regiões de baixa atividade antrópica (Dias de Farias et al., 2022; Sulato et al., 2022).

A concentração de Se no fígado ( $5,27 \pm 3,36 \mu\text{g/g}$ ) foi semelhante à observada nas amostras coletadas nos Estados Unidos ( $5,50 \pm 0,50 \mu\text{g/g}$ ), aproximadamente 16% inferior à registrada no Ceará e Rio Grande do Norte ( $6,26 \mu\text{g/g}$ ) e cerca de 79% menor que nas amostras da China ( $25,65 \pm 28,60 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, foi aproximadamente 3,4 vezes maior que o valor observado no Mar Mediterrâneo ( $1,53 \pm 1,16 \mu\text{g/g}$ ). Com relação ao músculo, a concentração de Se observada no presente estudo ( $2,39 \pm 2,65 \mu\text{g/g}$ ) foi aproximadamente 47% inferior à registrada na China ( $4,49 \pm 1,08 \mu\text{g/g}$ ) e 17% inferior aos valores dos Estados Unidos ( $2,87 \pm 0,27 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, foi cerca de 7,5 vezes maior em comparação às amostras do Ceará e Rio Grande do Norte, Brasil ( $0,32 \mu\text{g/g}$ ).

O Se, embora essencial, possui uma estreita margem entre níveis nutricionais e tóxicos (Dias de Farias et al., 2022). Sua acumulação no fígado está relacionada tanto à dieta quanto à sua atuação em mecanismos antioxidantes e metabolismo hormonal, enquanto os níveis baixos de Se podem indicar baixa ingestão (alimentar) ou regiões menos impactadas por atividades humanas (Dias de Farias et al., 2022).

Por fim, o Zn no fígado apresentou concentração de  $79,80 \pm 19,65 \mu\text{g/g}$ , sendo aproximadamente 46% inferior ao observado nas amostras de Santos, Brasil ( $147 \pm 50 \mu\text{g/g}$ ), 32% inferior às dos EUA ( $116,67 \pm 11,00 \mu\text{g/g}$ ), 30% inferior às do Mar

Mediterrâneo ( $114,50 \pm 44,53 \mu\text{g/g}$ ), 28% inferior à China ( $110,90 \pm 63,92 \mu\text{g/g}$  peso seco) e apenas 3% inferior às da Costa Rica ( $82,5 \pm 4,9 \mu\text{g/g}$  peso seco). Por outro lado, a concentração observada foi 36% superior à registrada em Omã ( $58,90 \pm 9 \mu\text{g/g}$ ), 1,4 vezes maior que no Chipre ( $58,75 \pm 2,87 \mu\text{g/g}$ ), 1,3 vezes maior que no México ( $62,91 \mu\text{g/g}$  peso seco) e cerca de 5,9 vezes superior ao valor observado em uma segunda amostragem do Mar Mediterrâneo ( $13,46 \pm 6,16 \mu\text{g/g}$ ).

No músculo, o Zn apresentou concentração de  $23,28 \pm 10,60 \mu\text{g/g}$ , sendo 56% inferior às amostras dos Estados Unidos ( $53,33 \pm 7,33 \mu\text{g/g}$ ), 82% inferior às do Chipre ( $126,58 \pm 103,64 \mu\text{g/g}$ ) e 7% inferior às de Omã ( $24,90 \pm 3,70 \mu\text{g/g}$ ). Por outro lado, a média de Zn observada neste estudo foi 1,6 vezes superior à registrada na China ( $14,17 \pm 12,62 \mu\text{g/g}$ ) e 1,4 vezes superior em relação ao México ( $16,45 \mu\text{g/g}$ ).

De maneira geral, as tartarugas do PNLN não apresentam um quadro de contaminação consistentemente mais elevado ou mais baixo para todos os elementos analisados em relação aos demais estudos com a espécie. A contaminação parece ser específica para cada elemento e tecido, refletindo provavelmente as fontes de poluição e os processos de bioacumulação particulares em cada região.

Alguns elementos, como o Al no músculo e o Cd no fígado, mostram concentrações relativamente elevadas em comparação com diversas outras regiões do mundo, sugerindo uma possível influência de fontes de poluição que alcançam a área dos Lençóis Maranhenses. Por outro lado, elementos como o As e o Cu no músculo apresentam níveis relativamente baixos, quando comparados a outros estudos.

É importante ressaltar que a interpretação desses dados requer cautela, considerando as variações metodológicas entre os estudos, os diferentes tamanhos amostrais e as condições ambientais específicas de cada localidade. No entanto, esta análise comparativa fornece informações valiosas sobre o *status* da contaminação por metais em tartarugas marinhas nos Lençóis Maranhenses e destaca a necessidade de investigar as possíveis fontes desses contaminantes na região, sobretudo dos elementos Al e Cd.

## 8. CONCLUSÃO

Os níveis dos elementos encontrados nos tecidos das tartarugas *C. mydas* encalhadas no PNLM indicaram concentrações significativamente maiores no fígado em comparação ao tecido muscular, provavelmente devido ao acúmulo mais recente, considerando que o acúmulo no músculo geralmente está associado à exposições crônicas. A forte correlação positiva entre os níveis de Pb no fígado e o comprimento das tartarugas sugere uma exposição crônica, possivelmente associada ao consumo de itens alimentares com alta capacidade de acumular este elemento desde fases iniciais do desenvolvimento ontogenético da espécie. Além disso, as correlações entre elementos essenciais e não essenciais indicam um possível efeito protetor do Fe contra o Al, do Zn contra Cd e do Cu contra o Pb (no tecido muscular).

As tartarugas marinhas da espécie *C. mydas* encalhadas no PNLM podem ser consideradas bioindicadores da contaminação por elementos traço pela capacidade de acúmulo nos tecidos hepático (mais relacionado às exposições recentes) e muscular, principalmente para os elementos Cd no fígado e Al no músculo. Esses achados ressaltam a importância do monitoramento contínuo de encalhes na costa maranhense e da implementação de estratégias de conservação para proteger tanto as espécies quanto os ecossistemas costeiros da região.

## **9. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS À DISSERTAÇÃO**

### **9.1.Importância econômica**

A presença de tartarugas marinhas em ambientes naturais representa um importante atrativo turístico, contribuindo significativamente para o ecoturismo na região. Esse fenômeno impulsiona o desenvolvimento econômico, fortalece a economia local e aumenta a geração de renda para as comunidades.

Além disso, essas espécies desempenham um papel crucial como bioindicadores da saúde dos ecossistemas, promovendo a conscientização ambiental e incentivando a adoção de práticas sustentáveis. Sua presença também beneficia diretamente atividades como a pesca, ao contribuir para a manutenção dos recursos marinhos, e indiretamente fortalece outros setores econômicos regionais.

Dessa forma, a conservação das tartarugas marinhas não apenas protege a biodiversidade, mas também promove a sustentabilidade econômica e ambiental, essencial para o equilíbrio das comunidades costeiras que sustentam diversas atividades econômicas.

### **9.2.Importância social**

As tartarugas da espécie *C. mydas* atuam como “espécie bandeira” em programas de educação ambiental, sendo utilizadas para conscientizar sobre os impactos das atividades humanas nos oceanos, como a poluição por plásticos, a pesca predatória e as mudanças climáticas. A conservação das tartarugas marinhas impulsiona iniciativas comunitárias e a mobilização internacional voltada para a proteção da biodiversidade marinha, promovendo ações que beneficiam tanto o meio ambiente quanto as populações humanas que dependem dos recursos oceânicos.

### **9.3. Importância ambiental**

As tartarugas *C. mydas* são importantes bioindicadoras da qualidade ambiental, auxiliando na identificação de impactos causados pela poluição de substâncias persistentes em ecossistemas costeiros e marinhos. A proteção dessas espécies e de seus habitats é fundamental para preservar o equilíbrio ecológico. Essas ações beneficiam diretamente a biodiversidade e, indiretamente, as comunidades humanas que dependem dos recursos naturais para sua sobrevivência. Assim, a conservação das tartarugas marinhas desempenha um papel estratégico na sustentabilidade ambiental e no bem-estar das populações costeiras e marinhas.

## 10. REFERÊNCIAS

ABDALLAH, M. A. M. Bioaccumulation and biomagnifications of toxic metals in tissues of Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea coast, Egypt. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p.7995, 2023.

ADEL, M. et al. Mercury, lead, and cadmium in tissues of the Caspian Pond Turtle (*Mauremys caspica*) from the southern basin of Caspian Sea. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 4, p. 3244–3250, 2017.

ALESSANDRO, L. et al. An overview of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) bycatch and technical mitigation measures in the Mediterranean Sea. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 20, n. 2, p. 141–161, 2010.

ALI, H.; KHAN, E. What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’—proposal of a comprehensive definition. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 100, n. 1, p. 6-19, 2018.

ANDREANI, G. et al. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. **Science of The Total Environment**, v. 390, n. 1, p. 287–294, 2008.

AYENI, O. et al. Risk assessment of wetland under aluminium and iron toxicities: A review. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 17, n. 2, p. 122–128, 2014.

BARRIOS-RODRIGUEZ, C. et al. Biological and ecological traits rather than geography control mercury (Hg) in scutes of marine turtles from the Southwest Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 200, p. 116085, 2024.

BAŞKALE, E. et al. An evaluation of sea turtle strandings in the Fethiye-Göcek Specially Protected Area: An important foraging ground with an increasing mortality rate. **Ocean & Coastal Management**, v. 154, p. 26–33, 2018.

BERGÉS-TIZNADO, M. E. et al. Mercury and selenium in muscle and target organs of Scalloped Hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, p. 440-452, 2015.

BEZERRA, M. F. et al. Trophic ecology of sympatric sea turtles in the tropical Atlantic coast of Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 196, p. 106406, 2024.

BURGETT, Claire M. *et al.* Ontogenetic diet shifts of green sea turtles (*Chelonia mydas*) in a mid-ocean developmental habitat. **Marine Biology**, v. 165, n. 2, p. 33, 2018.

BRUNO, D. D.; et al. Metal and metalloid contamination in green sea turtles (*Chelonia mydas*) found stranded in Southeastern Brazil. **Frontiers in Marine Science**, 8,608253, 2021.

BRYMAN, Alan. et al. **Quantitative data analysis with IBM SPSS 17, 18 & 19: A guide for social scientists**. Routledge, 2012.

- CABRINI, T. M. B et al. Heavy metal contamination in sandy beach macrofauna communities from the Rio de Janeiro coast, Southeastern Brazil. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 116–129, 2017.
- CADMUS, P. et al. Chronic toxicity of ferric iron for North American aquatic organisms: Derivation of a chronic water quality criterion using single species and mesocosm data. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 4, p. 605–615, 2018.
- CARVALHO, U. S. et al. Flora of the Lençóis Maranhenses National Park: Polygalaceae. **Bulletin of the Hydrobiology Laboratory**, v. 33, n. 2, 2024.
- ÇELİK, A. et al. Heavy metal monitoring around the nesting environment of Green sea turtles in Turkey. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 169, p. 67-79, 2006.
- ÇELİK, S. et al. Metal accumulation in juvenile and sub-adult loggerhead and green turtles in Northern Cyprus. **Environmental Pollution**, v. 316, p. 120482, 2023.
- CHOWDHURY, M. J. et al. Pre-exposure to waterborne nickel downregulates gastrointestinal nickel uptake in rainbow trout: indirect evidence for nickel essentiality. **Environmental Science & Technology**, v.42, n.4, p.1359–1364, 2008.
- CHU et al. Growth, haematological parameters and tissue lipid peroxidation of Soft-shelled turtles, *Pelodiscus sinensis*, fed diets supplemented with different levels of ferrous sulphate. **Aquaculture Nutrition**, 15, 54-59, 2009.
- DA CRUZ, K. P. P. et al. Fibropapillomatosis: A Review of the Disease with Attention to the Situation Northern Coast of Brazil. **Animals**, v. 14, n. 12, p. 1809, 2024.
- DA SILVA, C. C. et al. Ecotoxicology of sea turtles. **Advances in research techniques for the study of sea turtles**, p. 27-52, 2016.
- DA SILVA, Cinthia Carneiro. *et al.* Concentrations and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 466–467, p. 109–118, 2014.
- DAHMARDEH BEHROOZ, R. et al. heavy metals in the liver, kidney, brain, and muscle: health risk assessment for the consumption of edible parts of birds from the Chahnimeh Reservoirs Sistan (Iran). **Biological Trace Element Research**, v. 200, n. 9, p. 4098–4113, 2022.
- DAVENPORT, J. Sea Turtles in the Anthropocene. **Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy**, v. 124, n. 2, p. 103–129, 2024.
- DE LUNA BERALDO, M. et al. Trace and macro elements concentrations in the blood and muscle of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Canary Islands, Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 190, p. 114793, 2023.
- DEY, S. et al. Ecotoxicological consequences of manganese mining pollutants and their biological remediation. **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v.5, p.55–61, 2023.

DIAS DE FARIAS, D. S. et al. Bioaccumulation of total mercury, copper, cadmium, silver, and selenium in green turtles (*Chelonia mydas*) stranded along the Potiguar Basin, northeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 299, p. 134331, 2022.

DIAS, V. H. V. et al. A systematic review of the impact of chemical pollution on sea turtles: Insights from biomarkers of aquatic contamination. **Journal of Hazardous Materials**, v. 480, p. 135813, 2024.

DOMICIANO, I. G. The green turtle *Chelonia mydas* as a marine and coastal environmental sentinels: anthropogenic activities and diseases. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 5, p. 3417, 2017.

DRAG-KOZAK, E. et al. Cadmium accumulation and depuration in the muscle of Prussian Carp (*Carassius gibelio* Bloch) after sub-chronic cadmium exposure: Ameliorating Effect of Melatonin. **Animals**, v. 11, n. 8, p. 2454, 2021.

DYC, C. et al. Toxicokinetics of selenium in the slider turtle, *Trachemys scripta*. **Ecotoxicology**, v. 25, n. 4, p. 727–744, 2016.

ESCOBEDO MONDRAGÓN, M. et al. Trophic behavior of inorganic elements in nesting sea turtles (*Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta*) in Quintana Roo: effect of biomagnification and biodilution in blood and squamous tissues. **Marine Pollution Bulletin**, v. 187, p. 114582, 2023.

ESPOSITO, M. et al. Levels of non-essential toxic elements (Cd, As, Hg and Pb) in the muscles, liver and kidneys of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) stranded along the southwest coast of the Tyrrhenian Sea. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 231, p. 108-725, 2020.

FERNANDES, A. et al. Isotopic niches of juvenile and adult green turtles (*Chelonia mydas*) in feeding and nesting areas in Brazil, southwestern Atlantic Ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, 2023.

FERREIRA, S.A. et al. Environmentally relevant manganese concentrations evoke anxiety phenotypes in adult zebrafish. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.93, p.103-870, 2022.

FAUST, Derek R. et al. Inorganic elements in green sea turtles (*Chelonia mydas*): Relationships among external and internal tissues. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 33, n. 9, p. 2020–2027, 2014.

FRAGA, N.S. et al. Distribution of copper in the Atlantic and Pacific Oceans using green turtles (*Chelonia mydas*) as a bioindicator. **Environmental Science and Pollution Research** v.31, p. 31967–31977, 2024.

FUKUOKA, T. et al. Diverse foraging habits of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in a summer-restricted foraging habitat in the northwestern Pacific Ocean. **Marine Biology** v.166 n.25, 2019

GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J. et al. Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 2, p. 557–563, 2009.

GARDNER, S. C. et al. Heavy Metal Accumulation in Four Species of Sea Turtles from the Baja California Peninsula, Mexico. **Biometals**, v. 19, n. 1, p. 91–99, 2006.

GHOSH, D. et al. Arsenic through aquatic trophic levels: effects, transformations and biomagnification—a concise review. **Geoscience Letters**, v.9, n.1, p.20, 2022.

GUEBERT-BARTHOLO, F. M. et al. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v. 13, n. 2, p. 131–143, 2011.

GUZMAN, H. M. et al. Accumulation of trace elements in leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) eggs from the southwestern Caribbean indicates potential health risks for consumers. **Chemosphere**, v. 243, p. 125424, 2020.

HAUSER-DAVIS, R. A. et al. Subcellular metal partitioning as a novel tool in ecotoxicological elasmobranch assessments: The case of lesser numbfish (*Narcine brasiliensis*) affected by the Mariana dam disaster in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113569, 2022.

HE, Z. L. et al. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, n. 2, p. 125–140, 2005.

ICMBio/MMA (2022) **Lista Oficial De Espécies Da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção**. 1ª edição, Brasília, DF.

IDREES, N. et al. Groundwater contamination with cadmium concentrations in some West U.P. Regions, India. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v.25, n.7, p.1365–1368, 2018.

JARDIM, A. et al. Demography and foraging ecology of *Chelonia mydas* on tropical shallow reefs in Bahia, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 6, p. 1295–1304, 2016.

JAKIMSKA, A. et al. Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part II: Metal Concentrations in Animal Tissues. **Journal of Environmental Studies**, Vol. 20, n. 5, p. 1127-1146, 2011.

KEHRIG, Helena A. et al. Selenium and mercury in widely consumed seafood from South Atlantic Ocean. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 93, p. 156-162, 2013.

KITANA, N. et al. Effect of cadmium on gonadal development in freshwater turtle (*Trachemys scripta*, *Chrysemys picta*) embryos. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 43, n. 3, p. 262–271, 2008.

KLAUDER, D. S. et al. Protective value of dietary copper and iron against some toxic effects of lead in rats. **Environmental Health Perspectives**, v. 12, p. 77-80, 1975.

KOMOROSKE, L. M. et al. Trace metals in an urbanized estuarine sea turtle food web in San Diego Bay, CA. **Science of the Total Environment**, v. 417–418, p. 108–116, 2012.

KOU, H. et al. Assessment of dietary zinc on gene expression related to antioxidants, antioxidant capacity and immunity in soft-shelled turtles *Pelodiscus sinensis*. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 118, p. 303–312, 2021.

- KUBOTA, R. Occurrence of several arsenic compounds in the liver of birds, cetaceans, pinnipeds, and sea turtles. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 6, p. 1200–1207, 2003.
- KUMAR, N. et al. Multifunctional role of dietary copper to regulate stress-responsive gene for mitigation of multiple stresses in *Pangasianodon hypophthalmus*. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 2252, 2024.
- LAM, C. W. J. et al. Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 1-2, p. 174–182, 2004.
- LAND, S. N. et al. Biliary and hepatic metallothionein, metals and trace elements in environmentally exposed neotropical cichlids *Geophagus brasiliensis*. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 50, p. 347–355, 2018.
- LATIF, M. et al. Bioaccumulation of lead in different organs of *Ctenopharyngodon Idella* (grass fish) and *Tor putitora* (Mahseer) fish. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, p. e260355, 2022.
- LOHMANN, K. J. et al. Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles. In: LUTZ, P.L. AND MUSICK, J.A. (eds.). **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press. p.107–135,1997.
- LOHMANN, K.J. et al. Long-distance navigation in sea turtles. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 11, n. 1, p. 1–23, 1999.
- LOPEZ, G. G. et al. Coastal development at sea turtles nest in ground: Efforts to establish a tool for supporting conservation and coastal management in northeastern Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v.116, p.270–276, 2015.
- MARCOVALDI, M. A. et al (Orgs). Plano de ação nacional para a conservação das tartarugas marinhas. Brasília: **ICMBio-Instituto Chico Mendes, MMA**, 2011. (Série Espécies ameaçadas, no. 25).
- MARCOVALDI, M.A. & LAURENT, A. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. **Chelonian Conserv. Biology**. v.2, n.1, p.55-59, 1996
- MARTINEZ, A. S. et al. Reviewing the effects of contamination on the biota of Brazilian coastal ecosystems: Scientific challenges for a developing country in a changing world. **Science of The Total Environment**, v. 803, p. 150097, 2022.
- MCFADDEN, K. W. et al. Potential impacts of historical disturbance on green turtle health in the unique & protected marine ecosystem of Palmyra Atoll (Central Pacific). **Marine Pollution Bulletin**, v. 89, n. 1, p. 160–167, 2014.
- MEYLAN, P. A. et al. Half a century of demographic changes in a green turtle (*Chelonia mydas*) foraging aggregation during an era of seagrass decline. **Marine Biology**, v. 169, n. 6, p. 74, 2022.
- MIGUEL, C. et al. Health condition of *Chelonia mydas* in a foraging area affected by tailings from a ruptured dam in southeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 821, p. 153353, 2022.

- MONDRAGÓN, M. E. et al. Trophic behavior of nesting inorganic elements of sea turtles (*Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta*) in Quintana Roo: effect of biomagnification and biodilution on blood and shield tissues. **Marine Pollution Bulletin**, v. 187, p. 114582, 2023.
- MORÃO, I. F. C. et al. Markers of stress response in the blood of São Tomé green turtles (*Chelonia mydas*) and their relationship with accumulated metal levels. **Environmental Pollution**, v. 293, p. 118490, 2022.
- PARRA, M. Green turtle (*Chelonia mydas*) mortality in the Galapagos Islands, Ecuador during the 2009–2010 nesting season. **Marine Turtle Newsletter**, v. 130, n. 10, 2011.
- PERGENT, G. Lepidochronological analysis of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seagrasses: a standardized approach. **Aquatic Botany**, v. 37, n. 1, p. 39–54, 1990.
- PESHUT, P. J. et al. Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa. **Chemosphere**, v.71, n.3, p.484–492, 2008.
- PRIOSTE, F. E. S. et al. Chemical element concentrations in the blood of green turtles (*Chelonia mydas*) captured at Fernando De Noronha Marine National Park, Brazil. **Journal of Environmental & Analytical Toxicology**, v. 5, n. 325, p. 2161-0525.1000325, 2015.
- READ, T. C. et al. The foraging ecology of green turtles (*Chelonia mydas*) in New Caledonia. **Marine Biology**, v. 171, n. 4, p. 81, 2024.
- READ, T. C. et al. Where are the adults? First results of a study on *C. mydas* foraging in New Caledonia. **Oceanography and Fisheries Open Access journal**, v. 11, n. 3, p. 555815, 2020.
- RIJKENBERG, M. J. A. et al. The Distribution of Dissolved Iron in the West Atlantic Ocean. **PLOS ONE**, v.9, n.6, p.e101-323, 2014.
- ROBERTS, M. A. Global population genetic structure and male-mediated gene flow in the green sea turtle (*Chelonia mydas*): analysis of microsatellite loci. **Genetics**, v. 166, n. 4, p. 1857-1870, 2004.
- ROMEO, M. et al. Cadmium and copper display different responses towards oxidative stress in the kidney of the sea bass *Dicentrarchus labrax*. **Aquatic toxicology**, v. 48, n. 2-3, p. 185-194, 2000.
- ROSLAN, U. A. M. et al. Modeling the Impact of Pollution on Sea Turtles. **Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences**, v. 19, n. 4, p. 607–615, 2023.
- SAKAI, H. et al. Specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 8, p. 701–709, 2000.
- SAKAI, H. et al. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n. 5, p. 347–353, 1995.
- SELVARAJ, V. et al. Protective and antioxidant role of selenium on arsenic trioxide–induced oxidative stress and genotoxicity in the fish hepatoma cell line PLHC-1. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 12, p. 2861-2869, 2012.

SELVARAJ, V. et al. Protective and antioxidant role of selenium on arsenic trioxide–induced oxidative stress and genotoxicity in the fish hepatoma cell line PLHC-1. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 12, p. 2861–2869, 2012.

SEMINOFF, J. A. (Southwest Fisheries Science Center. IUCN Red List of Threatened Species: *Chelonia mydas*. **IUCN Red List of Threatened Species**, 2004.

SEMINOFF, J.A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.). 2023. *Chelonia mydas* (amended version of 2004 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species 2023**: e.T4615A247654386. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T4615A247654386.en>. Accessed on 07 February 2025.

SINAEI, M. et al. Marine Debris and Trace Metal (Cu, Cd, Pb, and Zn) Pollution in the stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, n. 3, p. 634–644, 2021.

SINGH, A. et al. Heavy Metal Contamination of Water and Their Toxic Effect on Living Organisms. *In: The Toxicity of Environmental Pollutants*. [s.l.]: **IntechOpen**, 2022.

STACY, N., S. R. Health assessment of nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in one of their largest rookeries (central eastern Florida coast, USA). **Conservation Physiology**, v. 12, 2024.

STARK, A. A. P. et al. *Trachemys dorbigni* as a metal (loid) bioindicator: a study in rural and urban areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 12, p. 1207, 2024.

STORELLI, M. M. et al. Total and subcellular distribution of trace elements (Cd, Cu and Zn) in the liver and kidney of green turtles (*Chelonia mydas*) from the Mediterranean Sea. **Chemosphere**, v. 70, n. 5, p. 908–913, 2008.

STUBBS, J. L. et al. Stable isotope composition of multiple tissues and individual amino acids reveals dietary variation among life stages in green turtles (*Chelonia mydas*) at Ningaloo Reef. **Marine Biology**, v. 169, n. 6, p. 72, 2022.

SULATO, E. T. et al. Metals and metalloids in green turtle hepatic tissue (*Chelonia mydas*) from Santos Basin, Brazil. **Environmental Research**, v. 203, p. 111835, 2022.

TAGLIOLATTO, A. B. et al. Characterization of fibropapillomatosis in green turtles *Chelonia mydas* (Cheloniidae) captured in a foraging area in southeastern Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 121, n. 3, p. 233–240, 2016.

TANABE, L. K. et al. Inter-nesting, migration, and foraging behaviors of green turtles (*Chelonia mydas*) in the central-southern Red Sea. **Scientific Reports**, v.13, n.1, p.11222, 2023.

TANDON, S. K. et al (1984). Preventive effects of nickel on cadmium hepatotoxicity and nephrotoxicity. **Annals of Clinical and Laboratory Science**, v.14, n.5, p.390-396, 2023.

THIBON, F. et al. Lithium isotopes in marine food webs: Effect of ecological and environmental parameters. **Frontiers in Environmental Chemistry**, v. 3, 2023.

THOMSON, Scott A. Turtles of the world: annotated checklist and atlas of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status. **Phyllomedusa: Journal of Herpetology**, v. 20, n. 2, p. 225-228, 2021.

TOSTES, E.C.L. et al. Bioaccumulation of trace elements in the liver tissue of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) stranded in the Campos and Espírito Santo basins, southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 195, p. 115447, 2023.

VAIOPOULOU, E. et al. Regulations for chromium emissions to the aquatic environment in Europe and elsewhere. **Chemosphere**, v. 254, p. 126876, 2020.

VIEZELIENE, D. et al. Protective effect of selenium on aluminium-induced oxidative stress in mouse liver in vivo. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.31, n.3. p. 302–306, 2011.

WU, G. et al. Estimation of the dietary copper requirement of juvenile softshell turtles, *Pelodiscus sinensis*. **Aquaculture**, v. 280, n. 1, p. 206–210, 2008.

YANG, J., & MA, Z. Research progress on the effects of nickel on hormone secretion in the endocrine axis and on target organs. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n. 213, p.112034, 2011.

YIPEL, M. et al. Distribution of heavy metals in the blood, liver and kidneys of loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles from the Northeastern Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, n. 1, p. 487–491, 2017.