



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR – LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

CÉSAR AUGUSTO BARRIOS RODRÍGUEZ

**MERCURIO (Hg) EM TARTARUGAS MARINHAS (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*,
Eretmochelys imbricata e *Lepidochelys olivacea*) NO ATLÂNTICO SUDOESTE
TROPICAL E CONSIDERAÇÕES PARA SEU USO EM BIOMONITORAMENTO**

FORTALEZA

2023

CÉSAR AUGUSTO BARRIOS RODRÍGUEZ

MERCURIO (Hg) EM TARTARUGAS MARINHAS (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*,
Eretmochelys imbricata e *Lepidochelys olivacea*) NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL E
CONSIDERAÇÕES PARA SEU USO EM BIOMONITORAMENTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará (UFC), como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- B1m BARRIOS RODRIGUEZ, César Augusto.
MERCURIO (Hg) EM TARTARUGAS MARINHAS (Caretta caretta, Chelonia mydas, Eretmochelys imbricata e Lepidochelys olivacea) NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL E CONSIDERAÇÕES PARA SEU USO EM BIOMONITORAMENTO / César Augusto BARRIOS RODRIGUEZ. – 2023.
122 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2023.
Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
1. Mercurio. 2. Tartarugas Marinhas. 3. Biomonitor. 4. Caretta caretta. 5. Chelonia mydas. I. Título.
CDD 551.46
-

CÉSAR AUGUSTO BARRIOS RODRIGUEZ

MERCURIO (Hg) EM TARTARUGAS MARINHAS (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*,
Eretmochelys imbricata e *Lepidochelys olivacea*) NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL E
CONSIDERAÇÕES PARA SEU USO EM BIOMONITORAMENTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará (UFC), como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

Aprovada em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)
Universidade Federal do Ceará

Profa. Dra. Ana Paula Madeira Di Beneditto
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF)

Profa. Dra. Larissa Schneider
Universidade Nacional de Australia (ANU)

Profa. Dra. Daniele Kasper
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Dra. Camila Miguel
Coordenadora Projeto Chelonia mydas, Instituto Marcos Daniel

AGRADECIMENTO

Quero agradecer a uma das pessoas que admiro e foi meu exemplo de cientista, meu orientador, o professor Dr. Luiz Drude de Lacerda. Para mim não foi fácil acompanhar o ritmo do professor Drude, mas me ajudou muito a ser esforçado, a sempre procurar as soluções dos problemas, aprender e nunca desistir. Meus agradecimentos profundos ao professor Drude.

Também quero agradecer a Professora Dra. Rozane Valente Marins pelas facilidades do uso do laboratório, pelo apoio e confiança, meus mais sinceros agradecimentos e respeito pela pessoa e cientista que é.

Agradeço também aos professores Carlos Rezende, Wanderley Bastos e Moisés F. Bezerra pela parceria e contribuição na minha pesquisa.

Agradecimento a toda a equipe do LBC pelo carinho, apoio e por fazer os dias mais leves ao longo de seis anos, Victor, Thays, Ana Paula, Igor, Belle, Mariany, Raisia, Ingra, Jessica, Wesley e Roanna.

Quero agradecer às ONGs que permitiram as coletas das minhas amostras em diferentes áreas do litoral brasileiro. A equipe do Instituto Amares (Maranhão), Instituto Verdeluz (Ceará), Ecoassociados (Pernambuco) e Projeto Tamar (Bahia e Ceará), muito obrigado pelo apoio e facilidades durante meu trabalho de campo.

A meus pais, irmãs, avós, tios, y a mis amigas Yadana y Everlyn porque sempre acreditaram nas minhas capacidades e em que podia chegar até um doutorado. O apoio de meus pais foi fundamental para a realização de cada um dos trabalhos de campo, cada viagem que fiz e coleta de amostra foi graças a eles, **MUITO OBRIGADO**.

A Sheila por ser um grande apoio e por ser a pessoa que trouxe paz na minha vida quando os dias foram frustrantes.

Agradeço a Fundação Cearense de Apoio ao desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa durante aproximadamente 6 anos. Muito obrigado por ajudar a fazer ciência de qualidade no Brasil.

Estoy agradecido de poder culminar mi doctorado y haber contado con el apoyo de cada uno de ustedes, muchísimas gracias.

RESUMO

Com uma extensa superfície, os oceanos são considerados como o maior sumidouro de mercúrio (Hg), onde uma vez depositado é carregado lentamente para as profundidades. Como resultado, diversos ecossistemas marinhos estão sob forte contaminação antrópica por Hg refletindo em uma maior exposição das espécies que habitam ou utilizam essas áreas contaminadas. Assim, encontramos altas concentrações de Hg em espécies com longo tempo de vida, como as tartarugas marinhas, tornando esses organismos biomonitores potenciais do Hg nos oceanos. Nessa perspectiva, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma análise comparativa das concentrações de Hg na carapaça de quatro espécies de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Lepidochelys olivacea* e *Eretmochelys imbricata*) encontradas no litoral brasileiro e que utilizam o Atlântico Sudoeste Tropical como uma grande rota migratória. As amostragens foram realizadas entre os anos 2009 e 2020, em quatro pontos da zona costeira do Brasil (Maranhão, Ceará, Pernambuco e Bahia). Foram realizadas coletas principalmente de fragmentos de carapaça e, quando possível, de outros órgãos, como rim, fígado e músculo. Em alguns casos foram coletadas todas as placas da carapaça das quatro espécies com o fim de quantificar as concentrações de Hg e ver possíveis variações entre placas. Como parte inicial deste trabalho, foi realizada uma revisão de estudos publicados que quantificaram as concentrações de Hg nas sete espécies de tartarugas marinhas ao redor do mundo. Os resultados mostraram que mais de 80% dos trabalhos foram focados na *C. mydas* e *C. caretta*. O Atlântico Norte e o Mar Mediterrâneo foram as áreas que apresentaram o maior número de estudos comparada com o Pacífico Norte, Pacífico Sul e Atlântico Sul. As diferenças encontradas entre regiões utilizando a *C. caretta* e a *C. mydas* mostraram relação com o nível de contaminação ambiental. *C. mydas* é a espécie mais estudada e mostra uma relação inversa entre o tamanho e as concentrações de Hg, associada a mudanças ontogênicas experimentada por esta espécie durante o crescimento, e que também é discutida neste trabalho. A distribuição do Hg nas diferentes áreas da carapaça, tendem a ser maiores na área vertebral em duas espécies (*C. mydas* e *E. imbricata*), sugerindo variação nas taxas de crescimento de diferentes áreas da carapaça, uma vez que a área vertebral é a primeira a se desenvolver antes das áreas costais. Foi possível testar o uso da carapaça como método não invasivo de biomonitoramento, pelo menos para uma espécie (*C. mydas*). Nesta espécie, as concentrações de Hg total e metil-Hg diminuíram com o aumento do tamanho. A composição isotópica ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) não mostraram uma relação clara com o tamanho, sugerindo que essas tartarugas estariam ocupando níveis tróficos semelhantes e habitat de forrageamento. As concentrações de Hg na carapaça se correlacionaram positivamente com as concentrações observadas nos demais órgãos, confirmando seu uso como um método não invasivo confiável para o monitoramento das concentrações internas de Hg, pelo menos nesta espécie de tartaruga marinha. Os resultados obtidos na comparação regional mostram que as concentrações de Hg nas quatro espécies, apresentam uma forte relação com as características biológicas e ecológicas de cada uma, além de comportamentos particulares como, forrageamento em águas profundas e seletividade por certo tipo de itens alimentares. Finalmente, este trabalho apresenta dados para quatro espécies de tartarugas marinhas abrangendo uma das maiores zonas costeiras do mundo, de forma que além de brindar informação sobre a possível influência das características biológicas e ecológicas nas concentrações de Hg, permitiu ter uma noção do grau de influência antrópica exercida em quatro pontos do litoral brasileiro.

Palavras-chave: Mercúrio; Tartarugas Marinhas; Biomonitor; *Lepidochelys olivacea*; *Caretta caretta*; *Chelonia mydas*; *Eretmochelys imbricata*.

ABSTRACT

With an extensive surface, the oceans are considered the biggest sink of mercury (Hg), where once deposited, it is slowly carried to the depths. As a result, several marine ecosystems are under strong anthropogenic contamination by Hg, resulting in greater exposure of the species that inhabit or use these contaminated areas. Thus, we found high Hg concentrations in species with a long lifespan, such as sea turtles, making these organisms potential biomonitors of Hg in the oceans. In this perspective, the present work aimed to carry out a comparative analysis of Hg concentrations in the carapace of four species of sea turtles (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Lepidochelys olivacea*, and *Eretmochelys imbricata*) found in the Brazilian coast and that use the Tropical Southwest Atlantic as a major migratory route. Samplings were carried out between 2009 and 2020, at four points in the coastal zone of Brazil (Maranhão, Ceará, Pernambuco, and Bahia). The sampling was carried out mainly from the carapace scutes and, when possible, from other organs, such as the kidney, liver, and muscle. In some cases, all four species' carapace scutes were collected to quantify Hg concentrations and see possible variations between scutes. As an initial part of this study, a review of published studies that quantified Hg concentrations in seven species of sea turtles around the world was carried out. The results showed that more than 80% of the published studies were focused on *C. mydas* and *C. caretta*. The North Atlantic and the Mediterranean Sea were the areas that presented the highest number of studies compared to the North Pacific, South Pacific, and South Atlantic. Differences found between regions using *C. caretta* and *C. mydas* showed a relationship with the level of environmental contamination. *C. mydas* is the most studied species and shows an inverse relationship between size and Hg concentrations, associated with ontogenetic diet shifts experienced by this species during growth, which is also discussed in this work. The distribution of Hg in the different areas of the carapace tends to be greater in the vertebral scutes in two species (*C. mydas* and *E. imbricata*), suggesting variation in the growth rates of different areas of the carapace, since the vertebral area is the first to develop before costal areas. It was possible to test the use of the carapace as a non-invasive method of biomonitoring, at least for one species (*C. mydas*). In this species, total Hg and methyl-Hg concentrations decreased with increasing size. Isotopic composition ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) did not show a clear relationship with size, suggesting that these turtles would be occupying similar trophic levels and foraging habitats. Mercury concentrations in the carapace correlated positively with concentrations observed in other tissues, confirming its use as a reliable non-invasive method for monitoring internal Hg concentrations, at least in this species of sea turtle. The regional comparison showed that the Hg concentrations in the four species presented a strong relationship with the biological and ecological characteristics of each one, in addition to behaviors such as foraging in deep waters and selectivity for certain types of food items. Finally, this work presents data for four species of sea turtles covering one of the largest coastal zones in the world, so in addition to providing information on the possible influence of biological and ecological characteristics on Hg concentrations, it allowed us to have an idea of the degree of influence activity carried out in four points of the Brazilian coast.

Keywords: Mercury; Sea turtles; Biomonitor; *Lepidochelys olivacea*; *Caretta caretta*; *Chelonia mydas*; *Eretmochelys imbricata*.

LISTA DE FIGURAS GERAL

Figura 1	Pontos de coleta de amostras de tartarugas marinhas ao longo do litoral brasileiro.....	18
Figura 2	Localização das placas vertebrais, laterais e marginais na carapaça da tartaruga cabeçuda.....	20

LISTA DE FIGURAS: CAPÍTULO 1

Figura 1	Worldwide historical record of studies quantifying Hg concentrations in sea turtles from 1980 to 2020. Only years in which studies were published are shown in the graph.....	29
Figura 2	Geographic distribution of studies quantifying Hg concentrations in sea turtles (n = 70). North Atlantic (NA), South Atlantic (SA), Mediterranean Sea (MED), Indian Ocean (IO), North Pacific (NP), South Pacific (SP), North Pacific (NP). The points represent the exact geographical location of each work using each species of sea turtle (Each species is represented by a different symbol).....	30
Figura 3	Total mercury concentrations (Hgnorm) in muscle and scutes of (A) <i>Chelonia mydas</i> and (B) <i>Caretta caretta</i> by re-gion (abbreviations as in Fig. 2). Horizontal lines represent one study for muscles in (A) or scutes in (B). Sample numbers per area are above their respective bars. <i>C. mydas</i> , scutes: MED (n = 0), NA (n = 0), SP (n = 0). <i>C. caretta</i> , muscle: SA (n = 0).....	31
Figura 4	Principal components analysis (PCA) based on the mercury (Hg) concentrations by region/species, tissues (liver, kidney, muscle and scutes), and curved carapace length (CCL). North Atlantic/ <i>C. caretta</i> (NA – <i>C. caretta</i>), North Pacific/ <i>C. caretta</i> (NP – <i>C. caretta</i>), North Pacific/ <i>C. mydas</i> (NP – <i>C. mydas</i>), South Atlantic/ <i>C. mydas</i> (SA – <i>C. mydas</i>). The four boxes with the largest sizes represent the mean points of the groups.....	32

LISTA DE FIGURAS CAPÍTULO 2

Figura 1	Sampling map of carapace scutes in the four species of sea turtles. V: Vertebral, RCS: Right Costal Scutes, LCS: Left Costal Scutes, RMS: Right Marginal Scutes, LMS: Left Marginal Scutes.....	42
Figura 2	Comparative boxplot of Hg concentrations in vertebral, costal, and marginal scutes of <i>C. mydas</i> (A), <i>C. caretta</i> (B), <i>E. imbricata</i> (C), and <i>L. olivacea</i> (D).....	45

LISTA DE FIGURAS CAPÍTULO 3

Figura 1	Concentrations of THg in tissue samples of green turtles (<i>C. mydas</i>) from NE Brazil. Gray points represent outliers.....	57
Figura 2	Relationship between THg concentrations in scutes and liver (A), kidney (B) and muscle (C) from green turtles.....	57
Figura 3	Graphical representation of a generalized additive model (GAM) of the variation in THg concentrations in green turtle concerning curved carapace length (CCL). Estimated smooth functions (solid lines). (A) liver, (B) kidney, (C) muscle and (D) scutes.....	58
Figura 4	Concentrations of MeHg in tissue samples of green turtles (<i>C. mydas</i>) from NE Brazil. Gray points represent outliers.....	58
Figura 5	Graphical representation of a generalized additive model (GAM) of the variation in MeHg concentrations in green turtle concerning curved carapace length (CCL). Estimated smooth functions (solid lines). (A) liver, (B) kidney, (C) muscle and (D) scutes.....	59
Figura 6	Boxplot of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ concentrations in tissue samples of green turtle (<i>C. mydas</i>) from NE Brazil. Gray points represent outliers.....	59
Figura 7	Relationship between isotopes values of $\delta^{15}\text{N}$ and CCL in tissues of juvenile green turtles (<i>C. mydas</i>). Estimated smooth functions (solid lines).....	60
Figura 8	Relationship between isotopes values of $\delta^{13}\text{C}$ and CCL in tissues of juvenile green turtles (<i>C. mydas</i>). Estimated smooth functions (solid lines).....	60

LISTA DE FIGURAS CAPÍTULO 4

Figura 1	Área onde de coleta dos fragmentos de carapaça nas espécies <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> , <i>E. imbricata</i> e <i>L. olivacea</i> na costa nordeste do Brasil (Maranhão, Ceará, Pernambuco e Bahia).....	70
Figura 2	Comparação regional entre as concentrações de Hg nas espécies <i>C. mydas</i> (a), <i>C. caretta</i> (b), <i>E. imbricata</i> (c), e <i>L. olivacea</i> (d).....	74

LISTA DE TABELAS GERAL

Tabela 1	Número de placas vertebrais (V), laterais direitas (LD), laterais esquerdas (LE), marginais direitas (MD) e marginais esquerdas (ME) na <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> , <i>E. imbricata</i> e <i>L. olivacea</i>	20
----------	--	----

LISTA DE TABELAS: CAPÍTULO 2

Tabela 1	Concentrations of Hg (ng g ⁻¹ d.w.) found in the carapace of four species of sea turtles' samples in northeastern Brazil.....	44
----------	--	----

LISTA DE TABELA: CAPÍTULO 3

Tabela 1	THg, MeHg, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ concentration in liver, kidney, muscle and scutes of juvenile's green turtle. SE – Standard Error.....	57
Tabela 2	Hg concentrations in tissues of green turtles <i>C. mydas</i> . (a) adult. (j) juveniles. *Hg concentration in wet weight. ** Median values. NA: Not analyze.....	62

LISTA DE TABELAS: CAPÍTULO 4

Tabela 1	Size (cm) and Hg (ng g ⁻¹) concentrations in scutes of <i>C. mydas</i> (<i>Cm</i>), <i>C. caretta</i> (<i>Cc</i>), <i>E. imbricata</i> (<i>Ei</i>) and <i>L. olivacea</i> (<i>Lo</i>) from Ceará, Bahia, Pernambuco and Maranhão.....	72
----------	---	----

SUMARIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. HIPÓTESES	14
3. OBJETIVOS	15
4. MATERIAL E MÉTODOS	16
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
5.1 CAPÍTULO 1: DISTRIBUIÇÃO PAN-OCEÂNICA DE MERCÚRIO (Hg) EM TARTARUGAS MARINHAS	24
5.2 CAPÍTULO 2: DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) NA CARAPAÇA DE QUATRO ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS (<i>Chelonia mydas</i> , <i>Caretta caretta</i> , <i>Eretmochelys imbricata</i> and <i>Lepidochelys olivacea</i>) (LINHA DE BASE)	38
5.3 CAPÍTULO 3: INFLUÊNCIA DO TAMANHO SOBRE O MERCÚRIO (THg), METIL MERCÚRIO (MeHg) E ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE $\delta^{15}\text{N}$ E $\delta^{13}\text{C}$ EM TARTARUGAS VERDES (<i>Chelonia mydas</i>) DO NE BRASIL	52
5.4 CAPÍTULO 4: ANÁLISE COMPARATIVA DO USO DE FRAGMENTOS DE CARAPAÇA DE TARTARUGAS MARINHAS (<i>C. caretta</i> , <i>C. mydas</i> , <i>E. imbricata</i> e <i>L. olivacea</i>) COMO MÉTODO NÃO INVASIVO PARA O BIOMONITORAMENTO DO MERCÚRIO (Hg) NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL	65
6. CONCLUSÃO GERAL	91
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92
APÊNDICE A - Material suplementar do Capítulo 1	97
APÊNDICE B – Material suplementar do Capítulo 3.....	109
APÊNDICE C – Material suplementar do Capítulo 4.....	113

1. INTRODUÇÃO

A contaminação dos oceanos pode ser considerada como um dos principais desafios da sociedade moderna atual, principalmente pelo progressivo desenvolvimento industrial nas zonas costeiras, e consequente deterioração da qualidade desses ecossistemas marinhos (ALI et al., 2019). Nesse sentido, o mercúrio (Hg) é um dos metais considerados de importância global pela alta toxicidade, comprovado efeitos nocivos à saúde das pessoas e animais, e aporte contínuo de fontes antropogênicas responsáveis por cerca de 30% das emissões anuais de Hg para o ar, alterando seu ciclo a nível global (UNEP, 2013; DRISCOLL et al., 2013; GWOREK et al., 2016). Estuários e regiões costeiras geralmente atuam como corpos receptores finais dessas substâncias, e suas concentrações aumentadas tendem a se acumular, concentrar e biomagnificar ao longo da cadeia alimentar, uma vez que os organismos não são capazes de eliminar completamente os metais absorvidos (STORELLI et al., 2005; CAMACHO et al., 2013; MIGUEL & DEUS SANTOS et al., 2019).

Amplamente distribuído e biomagnificado através da cadeia trófica, o Hg apresenta concentrações em organismos herbívoros, omnívoros e carnívoros, significativamente diferentes, estando diretamente relacionado ao tipo de item alimentar consumido (KIDD et al., 1995). Dessa forma, as concentrações de Hg podem ser usadas como um *proxy* da preferência alimentar, onde organismos herbívoros têm níveis mais baixos de Hg do que os carnívoros, refletindo as diferenças dos níveis tróficos desses organismos (STORELLI et al., 1998; DI BENEDITTO et al., 2013; DI BENEDITTO et al., 2019).

A presença natural do Hg no ambiente tem sido fortemente alterada, devido a ações de origem antrópica como mineração, atividades agrícolas, produção de energia, combustão de carvão e derivados de petróleo entre outros (MARINS et al., 2004; ALI et al., 2019). Conseqüentemente, as concentrações atuais estão longe daquelas aceitas como naturais, e continuam mudando ao longo do tempo (MARINS et al., 2004). Dessa forma, se faz relevante poder ter uma noção da magnitude dessas mudanças, identificando biomonitores com base em sua relação com ecossistemas sensíveis, que abranjam diferentes níveis tróficos, e possam prover um compreensivo perfil de contaminação em amplas regiões oceânicas, como é o caso das tartarugas marinhas (ANAN et al., 2002; EVERS et al., 2018; MIGUEL & DEUS SANTOS, 2019). Extremamente longevas e de crescimento lento, as

tartarugas marinhas podem bioacumular metilmercúrio (MeHg) (a forma orgânica e mais tóxica de Hg) ao longo do tempo e podem ser considerados importantes biomonitores das mudanças a curto prazo (e.g. amostragem de sangue) e de longo prazo (e.g. amostragem de carapaça) das cargas de Hg ambiental nos ecossistemas marinhos (EVERS et al., 2018).

Atualmente existem sete espécies de tartarugas marinhas, cinco delas apresentam distribuição circungal, estas são: tartaruga verde (*Chelonia mydas* LINNAEUS, 1758), tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta* LINNAEUS, 1758), tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea* ESCHSCHOLTZ, 1829), tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea* VANDELLI, 1761), tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata* LINNAEUS, 1766) e duas se encontram restritas às zonas costeiras da Austrália e ao Golfo do México, a tartaruga de casco achatado (*Natator depressus* GARMAN, 1880) e a tartaruga de kemp (*Lepidochelys kempii* GARMAN, 1880) respectivamente (BOLTEN et al., 2003; FIGGENER et al., 2019). Em cada uma dessas espécies, a presença do Hg vai depender de fatores como, distribuição geográfica, estágio de vida, dieta, variação interespecies e fatores intrínsecos (e.g. toxicocinética e toxico dinâmica particular para cada espécie) (ALAVA et al., 2006; GUIRLET et al., 2008; RAINBOW et al., 2002; CORTÉS-GÓMEZ et al., 2017).

A interação de cada espécie de tartaruga marinha com suas características biológicas e ecológicas e sua interação com o Hg tem sido objeto de estudo desde 1980. Até 2020 foram publicados aproximadamente 70 estudos avaliando as concentrações de Hg nas sete espécies de tartarugas marinhas (RODRIGUEZ et al., 2022). Como consequência da distribuição geográfica desigual das espécies de tartarugas marinhas, mais de 80% dos estudos foram focados em duas espécies, a tartaruga verde e cabeçuda. Um dos aspectos mais estudados até o momento seja a relação inversa existente entre o tamanho e as concentrações de Hg na tartaruga verde, resultado que está intimamente ligado com a mudança ontogenética de dieta experimentada por esta espécie durante o crescimento (CARDONA et al., 2010; VÉLEZ-RUBIO et al., 2016). Indivíduos juvenis (omnívoros) mostram concentrações de Hg superiores aos indivíduos adultos (herbívoros) (BEZERRA et al., 2015).

Embora a tartaruga verde não seja a única espécie que passa por mudanças durante seu crescimento (e.g., dieta ou área de forrageio), o conhecimento que se tem para as outras espécies é bastante limitado, sendo necessário um maior esforço no desenvolvimento deste tipo de pesquisas, e da aplicação de métodos não invasivos que permitam o uso de

indivíduos em diferentes faixas etárias. Um destes métodos é o uso de estruturas queratinizadas. O alto teor de aminoácidos em estruturas como a carapaça de quelônios, facilita a existência de sítios potenciais para a ligação do Hg. Como resultado, este metal pode ficar imobilizado nas camadas da queratina e assim refletir a exposição ao longo do tempo (SCHNEIDER et al., 2015). Contudo, esta capacidade pode variar de uma espécie para outra, devido a existência de diferenças na composição da queratina, ao crescimento diferencial das placas das carapaças, além da influência de fatores antrópicos e ambientais (DAY et al., 2005). Assim, a partir de 1999, pesquisadores vêm avaliando o emprego da carapaça das tartarugas marinhas como um possível substrato para uso no monitoramento ambiental do Hg, entre esses trabalhos podemos mencionar: PRESTI et al., (1999), SAKAI et al., (2000), DAY et al., (2005), BEZERRA et al., (2012), RODRIGUEZ et al., (2019), SCHNEIDER ET AL., (2022).

O Brasil tem sido fonte de um considerável número de pesquisas que avaliam o uso de tartarugas marinhas no biomonitoramento do Hg. BEZERRA et al., (2015) fez uma comparação de indivíduos da espécie *C. mydas* em duas regiões do Brasil (Ceará e Bahia), mostrando a forte influência que pode exercer áreas com maior desenvolvimento industrial (Bahia) e fontes de contaminação, em comparação com áreas com baixo impacto antrópico (Ceará). O litoral brasileiro representa uma área muito importante a ser explorada em termos de pesquisas com tartarugas marinhas e contaminação por Hg, pelo fato de ter uma zona costeira de aproximadamente 8.000 km e ser utilizada como áreas de alimentação e reprodução por cinco das sete espécies de tartarugas marinhas existentes (MENEZES, 1972; MONTEIRO et al., 2016; MMA, 2021). Além disso, na região costeira sul do Brasil se encontram os grandes polos industriais do país e a maior parte das áreas estuarinas e costeiras estão contaminadas por efluentes urbanos e industriais, enquanto na porção Leste ainda há áreas preservadas (MARINS et al., 2014). Contudo existem áreas da costa Leste brasileira que apresentam uma elevada contaminação por Hg oriundo de efluentes industriais e urbanos como são os casos de Foz do Rio Botafogo em Pernambuco e o estuário Rio São João de Meriti, duas regiões que receberam por alguns anos efluentes de indústrias de cloro-soda (MARINS et al., 2004).

O uso de tartarugas marinhas como biomonitores do Hg encontradas na região Leste brasileira, pode mostrar as condições atuais de contaminação no do Atlântico Sudoeste

Tropical. Por conseguinte, o presente estudo pretende ser o primeiro em quantificar as concentrações de Hg, para quatro espécies de tartarugas marinhas (*C. mydas*, *C. caretta*, *L. olivacea* e *E. imbricata*), utilizando fragmentos de carapaça e quando possível, tecidos como rim, fígado e músculo, em diferentes pontos do litoral brasileiro. Assim, será possível observar como as características biológicas e ecológicas, além das atividades antrópicas influenciam nas concentrações do Hg encontrado nessas quatro espécies de tartarugas marinhas.

2. HIPÓTESES

Com níveis tróficos variando entre carnívoro, omnívoro e herbívoro dependendo da espécie, e tempo de vida compatível com o tempo de residência do Hg nos oceanos, as tartarugas marinhas podem ser consideradas monitoras das concentrações de Hg no Atlântico Sudoeste tropical, e conseqüentemente ao nível global. A eventual confirmação quantitativa da relação entre as concentrações de Hg na carapaça de tartarugas marinhas, e as diferentes regiões na costa brasileira ratificará o uso destes répteis como monitores das concentrações de Hg nos oceanos.

A carapaça das tartarugas marinhas mostra uma região vertebral, lateral e marginal, cada uma dessas regiões mostram diferentes números de placas que se encontram morfológicamente bem delimitadas. Desta forma, dependendo da região onde são coletadas as lascas da carapaça para a determinação do Hg, poderia existir diferença no Hg refletido. A confirmação quantitativa destas diferenças permitirá chegar a uma padronização da amostragem deste tecido.

A mudança ontogenética de dieta na tartaruga verde (*C. mydas*) leva a que organismos juvenis mostrem um comportamento omnívoro, enquanto adultos mostrem um consumo proporcionalmente maior de algas, até ser considerados herbívoros. A mudança gradual de dieta mostra uma relação inversa com as concentrações de Hg, de forma que poderia existir diferenças no nível tróficos de indivíduos de tartaruga verde em transição de juvenil para adultos, mostrado através das análises isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

3. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Realizar uma análise comparativa das concentrações de Hg encontradas nas espécies *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea* em diferentes setores do litoral brasileiro.

Objetivos específicos

- Apresentar uma revisão dos principais trabalhos determinando as concentrações de mercúrio (Hg) nas sete espécies de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Lepidochelys olivacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Dermochelys coriácea*, *Lepidochelys kempii*, *Natatur depressus*).
- Realizar um mapeamento das concentrações de Hg nas placas laterais, costais, marginais e vertebrais em indivíduos das espécies *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea*.
- Determinar a influência do tamanho nas concentrações de Hg, MeHg e isótopos de carbono e nitrogênio na *C. mydas*.
- Quantificar as concentrações de Hg total em fragmentos de carapaça e quando possível em tecidos como, rim, fígado e musculo (encontrados mortos) nas espécies *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea* encontradas em quatro pontos da zona costeira brasileira.
- Realizar uma comparação entre as concentrações de Hg encontradas na carapaça das espécies *C. mydas*, *C. caretta*, *L. olivacea* e *E. imbricata*, com as concentrações de Hg reportadas na literatura para as regiões de Maranhão, Ceará, Pernambuco e Bahia.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Todos os procedimentos e análises deste trabalho foram realizados dentro das normas vigentes da legislação ambiental brasileira, efetuados sob autorização do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO, Licença 66088-1 (2019) e 66837-3 (2019).

Espécies de tartarugas marinhas estudadas

Das sete espécies de tartarugas marinhas, cinco ocorrem no litoral brasileiro: *C. caretta*, *C. mydas*, *D. coriacea*, *E. imbricata*, *L. olivacea*. São espécies migratórias e com hábitos alimentares e comportamentais distintos e, conseqüentemente, habitam locais diversos em diferentes fases da vida, utilizando as praias do litoral e ilhas oceânicas para a desova e distintas regiões costeiras ou oceânicas para abrigo, alimentação e crescimento. As espécies que ocorrem no Brasil também apresentam áreas de distribuição um pouco distintas entre si. Segundo o Plano Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas do ICMBIO (2017), as espécies que ocorrem no Brasil se distribuem da seguinte forma:

- *C. caretta*: Adultos de tartaruga cabeçuda ocorrem desde Amapá até o Rio Grande do Sul, tendo registro de fêmeas marcadas em áreas de desova no Brasil encalhadas em praias do Uruguai. Estudos de telemetria mostraram um corredor migratório entre a Bahia e áreas de alimentação e descanso na costa norte/nordeste, principalmente no Ceará. Juvenis ocorrem em elevada concentração na elevação do Rio Grande (dados de captura incidental) e na costa do Rio Grande do Sul (dados de encalhe).
- *C. mydas*: Ocorre em toda a área costeira brasileira (dados de encalhe e avistagens e capturas incidentais em pesca). Existem registros de animais marcados no Brasil e recapturados no Senegal (fêmea), Nicarágua e Trinidad e Tobago (juvenil).
- *E. imbricata*: Juvenis e adultos ocorrem na área costeira de diversos estados do nordeste do Brasil, com áreas de alimentação e descanso conhecidas e estudadas no Atol das Rocas e Fernando de Noronha. Indivíduos juvenis marcados no Atol das Rocas e Fernando de Noronha foram encontrados no Gabão e Senegal. Estudos de

telemetria indicaram migração de fêmeas reprodutivas da Bahia entre Salvador e Abrolhos e em direção às áreas de alimentação no Ceará.

- *D. coriacea*: Ocorre em diversos estados do sul do Brasil, no entorno da elevação do Rio Grande do Sul, no talude entre Uruguai e Santa Catarina e região oceânica ao largo de São Paulo (registros de captura incidental), com maior concentração de encalhes no Rio Grande do Sul. Fêmeas marcadas no Gabão foram capturadas incidentalmente na costa brasileira e uruguaia, e uma fêmea marcada no Espírito Santo (ES) foi encontrada morta na Namíbia. Telemetria por satélite destas espécies mostram fêmeas que desovam no ES migrando para o Uruguai e para costa de África, evidenciando a grande distribuição desta espécie no Atlântico.
- *L. olivacea*: São registrados desde o Pará ao Rio Grande do Sul e na região oceânica ao longo do litoral nordeste até o Sul (captura incidental em pesca de espinhel). Fêmeas monitoradas que desovaram em Sergipe apresentaram deslocamentos costeiros desde o Espírito Santo até o Pará e migração para regiões equatoriais do Atlântico, com áreas de alimentação sugeridas no Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco Alagoas e Espírito Santo.

Áreas de amostragem:

Este trabalho foi realizado em 4 pontos da zona costeira brasileira: Lençóis Maranhenses (Maranhão), Ceará, Bahia (Praia de Mangue Seco), e Pernambuco (Porto de Galinhas) (Figura 1). Os locais mencionados funcionam como áreas de desova, sítios de alimentação e reprodução para estas cinco espécies de tartarugas marinhas.

- Maranhão: As amostras obtidas nesta região foram de filhotes da *E. imbricata*. As coletas foram realizadas em parceria com o Instituto AMARES, ONG encarregada da pesquisa e conservação de ecossistemas aquáticos no Maranhão.
- Ceará: Os indivíduos amostrados foram resultado de encalhes das tartarugas marinhas *C. mydas* e *C. caretta* em diferentes estágios de vida. As coletas foram realizadas em parceria com o projeto TAMAR de Almofala e Instituto Verde Luz em Fortaleza.

- Bahia: As coletas foram realizadas na Praia de Mangue Seco, área de desova da espécie *L. olivacea*. A maior parte das amostras foram de fêmeas adultas da *L. olivacea* e *C. caretta*. As coletas foram realizadas em parceria com o projeto TAMAR.
- Pernambuco: As coletas foram realizadas em Porto de Galinhas, área de desova da tartaruga de pente, e com menor frequência da tartaruga verde, cabeçuda e oliva. Algumas das amostras foram coletadas de indivíduos encalhados, porém, a maior parte foram de tartarugas adultas desovantes. As coletas foram realizadas em parceria com a ONG Ecoassociados.

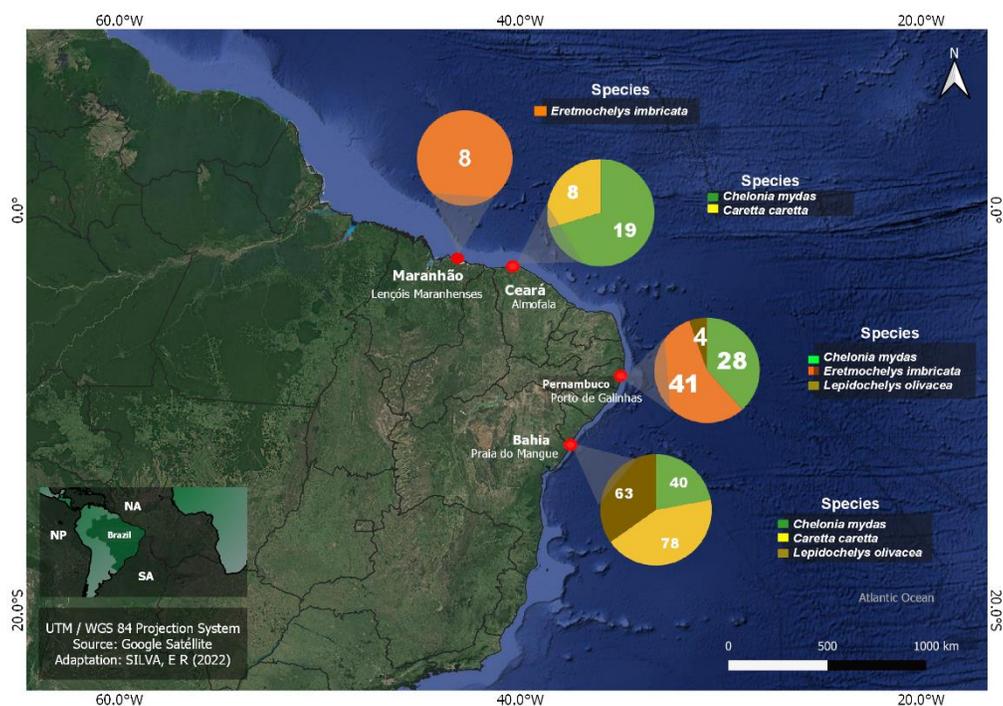


Figura 1 Pontos de coleta das amostras de tartarugas marinhas nas zonas costeiras de Maranhão, Ceará, Pernambuco e Bahia.

Amostragem

Amostras de fragmentos de carapaça e quando possível de rim, fígado e músculo foram coletadas de indivíduos em diferentes estágios de vida e sexo, da tartaruga verde, cabeçuda, tartaruga de pente, e oliva. Os indivíduos foram classificados como juvenil, sub-adultos ou adultos de acordo com DODD (1988) para *C. caretta*; JENSEN et al., (2016) para

C. mydas; REICHART (1993) para *L. olivacea*; MÁRQUEZ (1994); WITZELL (1983) para *E. imbricata*; ECKERT et al., (2012) para *D. coriacea*.

Os fragmentos de carapaça foram coletados superficialmente utilizando uma pinça e de forma aleatória nas tartarugas verde, cabeçuda e pente. Quando eram encontradas lascas soltas estas eram coletadas para evitar estresse do animal, em caso contrário, era necessário fazer um corte superficial que permitisse realizar a coleta. O peso aproximado dos fragmentos estava entre 1 e 1,5 gramas. No caso da tartaruga oliva as coletas foram realizadas nas placas marginais, devido a que apresentaram uma maior espessura em comparação com as placas vertebrais e laterais (figura 2). Dessa forma, foi possível fazer a coleta sem machucar os indivíduos durante o processo.

As coletas de tecidos como o rim, fígado e o músculo, foram realizadas só nos casos de indivíduos encontrados mortos nas praias, retirando uma massa aproximada de 10 g do respectivo órgão. O tamanho dos indivíduos foi obtido com uma fita métrica, mediante obtenção do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e a largura curvilínea da carapaça (LCC).

Coleta das placas da carapaça das tartarugas marinhas

Quando possível, foram coletadas todas as placas vertebrais, laterais e marginais da carapaça das tartarugas marinhas *C. mydas*, *E. imbricata*, *C. caretta* e *L. olivacea*. As coletas foram realizadas unicamente em caso de encontrar indivíduos mortos, devido a que o processo envolvia a coleta completa das placas. A Figura 2 mostra a localização das placas na espécie *C. caretta*, cabe ressaltar que o número de placas por espécie pode variar.

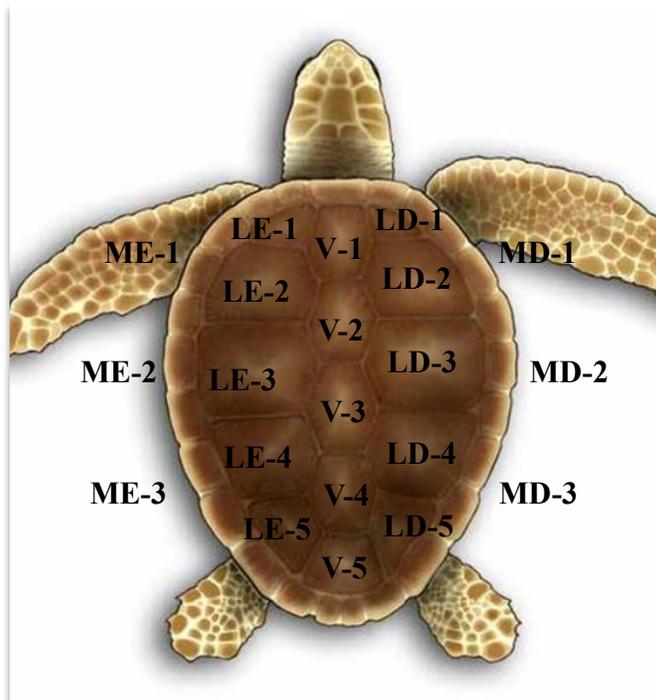


Figura 2 Localização das placas vertebrais (V), laterais (LE e LD) e marginais (MD e ME) na carapaça da tartaruga cabeçuda.

Número de placas na carapaça das tartarugas marinhas estudadas variou de acordo com a espécie (ROBINSON & PALADINO, 2013) (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de placas vertebrais (V), laterais direitas (LD), laterais esquerda (LE), marginais direitas (MD) e marginais esquerda (ME) na *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea*.

Espécie	Placas				
	Vertebrais	Laterais Direitas	Laterais esquerdas	Marginais direitas*	Marginais esquerdas*
<i>Chelonia mydas</i>	5	4	4	10	10
<i>Caretta caretta</i>	5	5	5	12	12
<i>Eretmochelys imbricata</i>	5	4	4	10	10
<i>Lepidochelys olivacea</i>	5	6 ou mais	6 ou mais	10	10

*O número de placas pode variar dependendo da espécie

Tratamentos das amostras e determinação de mercúrio total (HgT)

A metodologia utilizada para a quantificação do HgT nas amostras biológicas seguiu a adaptada de BEZERRA et al., (2012) e a configuração de forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation) aquela sugerida pelo fabricante para amostras biológicas.

As amostras foram pesadas em duplicata com peso seco de aproximadamente 0,5 g em tubos de teflon, onde foram adicionados 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃ 65%) em uma pré-digestão de 25 min. Após a pré-digestão, a digestão foi realizada em forno digestor micro-ondas com potência 1600 W e temperatura de 200°C durante 30 min. Em seguida, 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foi adicionado. O extrato final foi transferido para balões volumétricos de 100 mL, aferindo-os com água destilada. Para cada análise, os materiais utilizados foram lavados em banho de detergente neutro (Extran) por 12 horas e ácido muriático por 12 horas.

A quantificação do Hg nas amostras foi executada no Espectrofotômetro de Absorção Atômica por geração de Vapor Frio (CV-ASS), modelo NIC RA-3 da NIPPON. O equipamento de quantificação foi calibrado utilizando uma solução padrão (MERCK) contendo 1.000 µg. ml⁻¹ de Hg. Foram realizadas sucessivas diluições até obter uma solução trabalho de 1 ng.ml⁻¹ de Hg. Essa solução foi utilizada para elaboração das curvas de calibração.

O Limite de Detecção (LD) é definido como a menor massa de analito possível de ser quantificada e estatisticamente diferentes do branco do método, com um nível de confiança de 99%. O valor calculado para LD é definido como 3 vezes o desvio padrão de sete brancos, do qual é multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição t de *Student*. Para o número amostral de sete brancos (com grau de liberdade igual a 6) o fator de multiplicação é 3,14 (USEPA, 2000). Os valores de LD obtidos para cada dia de análise variou de 0,00 a 0,08 ng de Hg, com uma média de 0,02 ± 0,02 ng.

Para cada dia de análise foi feita a validação da metodologia, mediante o uso de material certificado de referência (SRM) juntamente com as amostras biológicas. Foi utilizado tecido de músculo de peixe (ERMBB422) contendo 601 ± 30 ng g⁻¹. O valor médio obtido, em análise, para o material de referência utilizado foi 574,4 ng g⁻¹ com uma porcentagem de recuperação de 97%.

As quantificações de MeHg foram realizadas no Laboratory Wolfgang C. Pfeiffer da Universidade Federal de Rondônia (UFR). Aproximadamente 200 mg de peso seco de amostras foram pesados em tubo de PTFE e 5,0 mL de solução metanólica de KOH a 25% foram utilizados para extrair MeHg em estufa a 70° C por 6 h com agitação suave a cada hora; as amostras foram então mantidas no escuro para evitar uma possível degradação do MeHg. Posteriormente, o processo de etilação foi feito com 300 µL de 2 mol. Tampão acetato L⁻¹ (pH 4,5) seguido da adição de 30 µL de amostra e 50 µL de borato de tetra-etila sódico (1%) de acordo com TAYLOR et al., (2011). O volume final foi elevado a 40 mL com água ultrapura (milli-Q, Millipore, Cambridge, MA, EUA) e analisado em cromatógrafo gasoso acoplado a espectrômetro de fluorescência atômica (sistema automatizado de metilmercúrio GC-AFS - MERX-TM da Brooks Rand Labs. Seattle, EUA). A precisão e a exatidão das determinações de MeHg foram asseguradas por meio de análises duplicadas de amostras e material de referência certificado (Atum Fish - BCR-463), executadas com cada lote de amostras, com uma recuperação média de 96%. Os limites de detecção (LOD) e o limite de quantificação (LOQ) para as determinações de MeHg foram de 0,003 mg kg⁻¹ e 0,009 mg kg⁻¹, respectivamente.

As análises de isótopos estáveis foram realizadas no Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade estadual do Norte Fluminense (UENF). Para quantificações de isótopos estáveis, subamostras secas de tecidos (~ 1 mg), pesadas em cápsulas de estanho, foram analisadas em um analisador elementar Flash 2000 acoplado a um espectrômetro de massa de fluxo contínuo (Isotope Ratio Mass Spectrometry – IRMS, Delta V Advantage, Thermo Scientific, Alemanha) para quantificar os isótopos estáveis. Todos os resultados são expressos como valor delta (δ), em relação à notação de Pee Dee Belemnite para δ¹³C em partes por mil (‰) e N₂ atmosférico para δ¹⁵N, de acordo com (Peterson e Fry, 1987). As repetições analíticas apresentaram variações inferiores a 5% e a acurácia foi determinada a partir de um padrão certificado de proteína (B2155) com recuperação média de 97 ± 1%.

Análises estatísticas

As análises estatísticas variaram de acordo com o objetivo de cada pesquisa, e são detalhadas em cada capítulo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CAPÍTULO 1: DISTRIBUIÇÃO PAN-OCEÂNICA DE MERCÚRIO (Hg) EM TARTARUGAS MARINHAS

Rodriguez CAB, Lacerda LD, Bezerra, MF. 2022. **Pan-oceanic distribution of mercury (Hg) in sea turtles: A review.** *Endangered Species Research* 49: 175–185. <https://doi.org/10.3354/esr01209>

RESUMO

Sem nenhuma função biológica, o mercúrio (Hg) é um elemento altamente tóxico, que bioacumula e biomagnifica na teia trófica. Assim, animais com longo tempo de vida como as tartarugas marinhas podem ser expostos ao Hg encontrado nos oceanos. A ampla distribuição destes organismos e tempo de vida compatível com o tempo de residência do Hg nas águas superficiais dos oceanos (aproximadamente 30 anos) os torna monitores biológicos confiáveis, das mudanças a longo prazo nas concentrações de Hg nos oceanos. Tomando isso em consideração, através desta revisão de trabalhos foi realizada uma comparação das concentrações de Hg nas sete espécies de tartarugas marinhas, distribuídas em diferentes regiões dos oceanos Atlântico, Pacífico, e Índico, e no Mar Mediterrâneo.

Foram usados bancos de dados eletrônicos, incluindo Web of Science (<https://www.sciencedirect.com>), Science Direct (<https://www.sciencedirect.com>), Google Scholar (<https://scholar.google.com>) e Scopus (<https://www.scopus.com>), para rastrear estudos relatando concentrações de Hg em pelo menos uma das sete espécies de tartarugas marinhas consideradas. Foram usadas para busca palavras-chave que incluíam nomes comuns e científicos de espécies de tartarugas marinhas e "Hg", "mercúrio", "biomonitoramento", "metal", "metal pesado", "metais vestigiais", "bioacumulação" e "biomagnificação". Foram verificados estudos relevantes na lista bibliográfica de todos os artigos selecionados.

Entre 1980 e 2020, um total de 70 estudos relataram concentrações de Hg em pelo menos uma das sete espécies de tartarugas marinhas. Destes, mais da metade (n = 45) apresentou dados de concentração de Hg para pelo menos um dos seguintes tecidos: fígado, rim, músculo e scutes. Apenas duas espécies, *C. mydas* e *C. caretta*, apresentaram dados suficientes para comparar os níveis de Hg entre regiões. Quarenta e três artigos (61,4%)

foram publicados entre 2010 e 2020 e a área oceânica com maior número foi o Atlântico Norte (NA) (n = 23), seguido pelo Pacífico Norte (NP) (n = 18), Mar Mediterrâneo (MED) (n = 14), Atlântico Sul (SA) (n = 9), Oceano Índico (IO) (n = 3) e Pacífico Sul (SP) (n = 3) (Fig. 2). De acordo com o número de publicações de forma geral, a maioria dos trabalhos foram encontrados na região do Hemisfério Norte. No caso das espécies com o maior número de publicações, a *C. mydas* mostrou uma distribuição mais ampla, enquanto *C. caretta* mostrou uma distribuição mais restrita para o Oceano Atlântico e mar Mediterrâneo.

A distribuição regional das concentrações de Hg no músculo e na carapaça na *C. mydas* foi maior no Atlântico Sul, enquanto as maiores concentrações encontradas na *C. caretta* ocorreram no Mar Mediterrâneo. Estas diferenças poderiam estar associadas aos hábitos alimentares de cada espécie e das características ambientais, como a característica oligotrófica da água e a baixa produtividade no Mar Mediterrâneo. Infelizmente, existe um número reduzido de trabalhos para as outras cinco espécies de tartarugas marinhas (*D. coriacea*, *E. imbricata*, *L. olivacea*, *L. kempii*, e *N. depressus*), o que dificulta uma comparação regional ou ecológica mais detalhada entre as espécies.

Há também um forte viés, considerando que a maioria dos resultados em *C. caretta* vem de fêmeas adultas na fase de nidificação, o que significa que comportamentos como a afagia, onde as tartarugas marinhas diminuem a ingestão de alimentos, podem afetar as concentrações de Hg que as fêmeas refletem durante os períodos reprodutivos. Portanto, quaisquer potenciais diferenças sexuais no comportamento alimentar que possam afetar o acúmulo de Hg não são contabilizadas e devem ser consideradas em estudos futuros.

Os estudos se concentram desproporcionalmente no Atlântico Norte, seguido pelo Mar Mediterrâneo, Pacífico Norte e Atlântico Sul. Encontramos uma importante lacuna de conhecimento para o Pacífico Sul, onde não há dados de Hg utilizando a carapaça de qualquer espécie de tartaruga marinha. Foi possível observar que as diferenças nos níveis de Hg entre as regiões do Atlântico Sul e do Pacífico Norte se devem a diferenças na disponibilidade de Hg e não a um efeito do tamanho do animal, uma vez que estas foram removidas pela normalização dos dados de Hg. Da mesma forma, diferenças na concentração de Hg em *C. caretta* estão associadas a diferenças nas concentrações ambientais médias de Hg relatadas por diferentes estudos. Especialmente para o Mar Mediterrâneo, que apresentou maiores

concentrações de Hg e foi corroborado por resultados em outros organismos marinhos, como atum e mamíferos marinhos.

A amostragem de fragmentos de carapaça é uma técnica relativamente recente, mas tem sido mostrada como um método confiável de monitoramento de Hg em tartarugas marinhas, pois pode refletir não apenas o comportamento alimentar, mas o nível de contaminação do habitat. Os resultados do presente estudo para *C. caretta* e *C. mydas* mostram que essas espécies provavelmente podem ser usadas como monitores das concentrações de Hg nos oceanos. No entanto, como mencionado anteriormente, os dados atuais disponíveis são baseados em alguns estudos e, portanto, devem ser interpretados com cautela. No geral, as tartarugas marinhas apresentam um nível moderado de acumulação de Hg que reflete origens regionais e comportamento alimentar específico da espécie. Como espécies, as tartarugas marinhas habitam muitas áreas em regiões oceânicas e costeiras muito distintas, o que realmente as caracteriza como sentinelas oceânicas. Pedimos um esforço maior para proteger e usar esses animais como espécies-alvo para o monitoramento da poluição por Hg usando técnicas de amostragem de scutes não letais.

Palavras Chaves: Tartarugas marinhas; Bioacumulação; Poluição; Espécies sentinelas; Bioindicador.



REVIEW

Pan-oceanic distribution of mercury (Hg) in sea turtles: a review

César Augusto B. Rodriguez*, Luiz D. de Lacerda, Moises F. Bezerra

Laboratório de Biogeoquímica Costeira, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição, 3207, 60165-081 Fortaleza, Ceará, Brazil

ABSTRACT: With no known biological function, mercury (Hg) is highly toxic, bio-accumulates, and biomagnifies up the food web. Long-living marine animals, such as sea turtles, can be exposed to Hg in the oceans. The wide distributions of these reptiles and lifespans compatible with Hg residence time in ocean surface waters (approximately 30 yr) makes them reliable biological monitors of the long-term changes in Hg concentrations in the oceans. Taking this into consideration, we conducted a thorough review of studies to compare the concentrations of Hg in the 7 species of sea turtles distributed in different regions of the Atlantic, Pacific, and Indian Oceans and the Mediterranean Sea. Hg concentrations in muscle and scutes of *Chelonia mydas* were highest in the South Atlantic, whereas the highest concentrations found in *Caretta caretta* occurred in the Mediterranean Sea. The differences could be associated with the feeding habits of each species and the characteristics of the environment, such as the oligotrophic nature of the water and the lower productivity in the Mediterranean Sea. Unfortunately, few studies exist for the other 5 sea turtles (*Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*, *L. kempii*, and *Natator depressus*), which hampers a more detailed regional or ecological comparison among species. The results found in this review reveal information gaps that should be filled through more numerous studies focused on different oceanic regions and species.

KEY WORDS: Marine turtles · Biomagnification · Pollution · Sentinel species · Bioindicator

1. INTRODUCTION

Environmental contamination is considered one of the greatest challenges facing modern human society (Ali & Khan 2017). Rapid industrialization and urbanization have increased transport rates and mobilization of trace metals in aquatic systems, and mercury (Hg) levels in the upper ocean have tripled since the beginning of the industrial revolution (Casselman 2014, Ali et al. 2019). Trace metals are often listed as priority pollutants in environmental safety assessments (USEPA 2007), and there is a high regulatory interest in highly toxic metals such as Hg (Gril-

litsch & Schiesari 2010). Hg is considered a pollutant of global importance, due to its long residence time in oceanic surface waters (approximately 30 yr) and in the atmosphere (several months to 1 yr) (Driscoll et al. 2013), which allows its transport to remote places including the Arctic and Antarctic (UNEP 2013). Moreover, organic forms of Hg (e.g. methyl-Hg) are highly toxic, bioaccumulate within organisms, and biomagnify up trophic chains (Chen et al. 2012, Driscoll et al. 2013).

Hg occurs naturally in Earth's biogeochemical systems, but centuries of human industrial activities, mining, and burning of fossil fuels have mobilized

*Corresponding author: hpbarrios15@gmail.com

© The authors 2022. Open Access under Creative Commons by Attribution Licence. Use, distribution and reproduction are unrestricted. Authors and original publication must be credited.

Publisher: Inter-Research · www.int-res.com

large amounts of Hg from terrestrial reservoirs to the atmosphere and oceans (Selin 2009, Gworek et al. 2016). Recent modeling of global Hg distribution showed that approximately 49% of the global deposition of Hg in the inorganic form (Hg^{2+}) occurs over tropical oceans (Horowitz et al. 2017, Streets et al. 2017). However, the average Hg concentration in the oceans is not homogeneous; it is higher in the Mediterranean Sea (2.5 pM) and the North Atlantic (2.4 pM) than in the South Atlantic (1.7 pM) and the Pacific Ocean (1.2 pM) (Selin 2009). These differences could be associated with different atmospheric deposition and other Hg fluxes resulting from lateral and vertical seawater flow, particulate settling, and evasion (sea-air transfer) that vary substantially in relative importance across different geographic regions (Sunderland & Mason 2007). Thus, the impact of anthropogenic Hg emissions on oceanic biota is also not uniform (Lamborg et al. 2014).

The complexity of Hg cycling in the ocean makes it challenging to predict exposure levels at higher trophic levels from environmental concentrations alone (Gustin et al. 2016). Therefore, identifying appropriate bioindicators based on their relationship with sensitive ecosystems is a critical first step in assessing the risk to ecological and human health, and in response to the Hg monitoring responsibilities under the Minamata Convention (Gustin et al. 2016, Evers et al. 2018b).

Sea turtles have been suggested as potential bioindicator species to monitor Hg distribution in the oceans, mainly because of their long lifespan and global distribution (Evers et al. 2018a). However, species-specific ecological traits, such as migration and ontogenetic shifts in diet, can confound the interpretation of Hg accumulation in these animals and makes the association of Hg body burdens with habitat difficult (Anan et al. 2002, Miguel & de Deus Santos 2019). The 7 species of marine turtles are loggerhead *Caretta caretta*, green *Chelonia mydas*, hawksbill *Eretmochelys imbricata*, Kemp's ridley *Lepidochelys kempii*, olive ridley *L. olivacea*, leatherback *Dermochelys coriacea*, and flatback *Natator depressus*, and each shows differences that are typically associated with life-history traits (particularly size), habitat use, and trophic status (Figgenger et al. 2019). Both diet and distribution are important factors when assessing Hg concentrations in sea turtles. Thus, the evaluation of these 2 factors is extremely important to understand how these organisms accumulate Hg in different regions of the oceans, in addition to the possible variations of concentrations because of greater Hg emissions from both anthropogenic and natural sources.

Since average Hg concentrations are different among ocean regions and the distribution and lifespan of sea turtles lead to high exposure to Hg, this review aims to assess the Hg accumulation in sea turtle species worldwide and to evaluate the use of these organisms as indicators of Hg in the oceans. Specifically, we compared Hg concentrations reported in tissues (e.g. muscle, scutes) of multiple sea turtle species and selected those (*C. caretta* and *C. mydas*) with enough data to identify the potential traits (e.g. habitat, diet, and life stage) that better explain Hg differences across species and oceanic area.

2. MATERIALS AND METHODS

Using electronic databases including Web of Science (<https://clarivate.com/webofsciencegroup/solutions/web-of-science/>), Science Direct (<https://www.sciencedirect.com>), Google Scholar (<https://scholar.google.com>), and Scopus (<https://www.scopus.com>), we searched for studies reporting Hg concentrations in at least 1 of the 7 species of sea turtles.

Key words included common names and scientific names of sea turtle species (e.g. 'green turtle', '*Chelonia mydas*', 'loggerhead turtle', '*Caretta caretta*', etc.), 'Hg', 'mercury', 'biomonitoring', 'metal', 'heavy metal', 'trace metals', 'bioaccumulation', and 'biomagnification'. We also checked for relevant studies in the bibliographies of all articles selected. For comparison analysis, we considered only the studies with Hg concentrations reported for liver, kidney, muscle, and/or scutes. We did not use studies reporting Hg concentrations in other tissues (e.g. egg, salt gland, bone, fat, blood, intestine, yolked follicles, salt gland secretions, and embryo).

2.1. Data collection

The information recorded included authors' names, year of publication, location, species, sample size, tissue type (e.g. liver, kidney, muscle, scute), mean total Hg concentration in dry weight, and animal size (e.g. mean curved carapace length, CCL). All collected data are presented in Tables S1–S6 in the Supplement at www.int-res.com/articles/suppl/n049p175_supp.pdf. When animal size was reported as straight carapace length (SCL), a transformation to CCL was conducted using the following formulas for each species: *C. mydas* = $-0.028 + 1.051 (\text{SCL})$

(Bjørndal & Bolten 1989), *C. caretta* = $1.88 + 1.053$ (SCL) (Bjørndal et al. 2000), *Lepidochelys olivacea* = $(SCL - 9.244)/0.818$ (Whiting et al. 2007), *L. kempii* = $(SCL - 0.346)/0.948$ (Coyne 2000), and *Eretmochelys imbricata* = $(SCL - 0.449)/0.935$ (Wabnitz & Pauly 2008). For *Dermochelys coriacea* and *Natator depressus*, a transformation was not necessary since all data were reported as CCL.

Sea turtle individuals were classified as juvenile, sub-adult, and adult for each species according to Dodd (1988) for *C. caretta*, Jensen et al. (2016) for *C. mydas*, Reichart (1993) for *L. olivacea*, Márquez (1994) for *L. kempii*, Witzell (1983) for *E. imbricata*, and Eckert et al. (2012) for *D. coriacea*. Unfortunately, there were not enough studies in the case of *N. depressus*. Studies were grouped by oceanic area of sampling including North Atlantic (NA), South Atlantic (SA), Mediterranean Sea (MED), Indian Ocean (IO), North Pacific (NP), and South Pacific (SP).

We recorded the mean value of total Hg concentrations in liver, kidney, muscle, and scute tissues as reported in each study. When Hg concentrations were reported as medians, a conversion was performed using Eq. (1) according to Wan et al. (2014):

$$\text{Mean estimation} = (\min + 2 \times \text{median} + \max) / 4 \quad (1)$$

The reported mean Hg concentration for each tissue was used as an observation to test differences among factors for *C. mydas* and *C. caretta*. All Hg concentrations are reported in ng g^{-1} on a dry weight basis. When necessary, Hg concentrations were converted from wet weight to dry weight using the moisture content of the respective tissue as reported by the respective study. When tissue moisture content was not reported, we assumed a value of 75% for liver, 66% for kidney, and 80% for muscle tissues, according to Garcia-Fernandez et al. (2009). For scute tissues, a value of 29.1% was used according to Perrault et al. (2017).

2.2. Statistical analysis

Statistical analyses were performed using R 4.1.2 (R Development Core Team 2021). Normality assumptions were tested using the Shapiro-Wilk test. Parametric ANOVAs were used to test differences in log-transformed Hg concentrations among factors (e.g. species, year, and oceanic areas) followed by a post hoc Tukey test when

necessary. The nonparametric Kruskal-Wallis test was used when data did not meet parametric test assumptions. To improve comparability of Hg concentrations among sea turtles of different sizes, and among sites, we normalized Hg levels (Hg_{norm}) by dividing the reported Hg levels by the average animal size (CCL) for the respective sample pool (Scudder Eikenberry et al. 2015). Normalized Hg levels remove the effect of size on variation in Hg among oceanic areas, improving the interpretation of observed differences. All tests were conducted assuming a significance level of 95% (values were considered significant at $p < 0.05$). Principal component analysis (PCA) was performed to describe variations in log-transformed Hg level as function of selected factors (CCL, oceanic area, tissue) of *C. mydas* and *C. caretta*. PCA was also used to graphically describe the relationship of Hg concentration with factors such as species (*C. mydas* and *C. caretta*), CCL, and oceanic area.

3. RESULTS

Between 1980 and 2020, a total of 70 studies reported Hg concentrations in at least 1 of the 7 species of sea turtles (Fig. 1). From these, more than half ($n = 45$) presented Hg concentration data for at least 1 of the following tissues: liver, kidney, muscle, and scutes. Only 2 species, *Chelonia mydas* and *Caretta caretta*, presented enough data to compare Hg levels among factors. Therefore, these were the species used in our comparative analyses. For other species, Table S7 describes reported Hg levels.

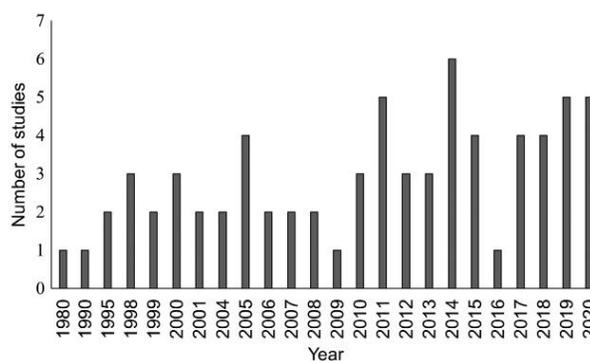


Fig. 1. Worldwide historical record of studies quantifying Hg concentrations in sea turtles from 1980 to 2020. Only years in which studies were published are shown in the graph

3.1. Geographical variations in Hg concentrations

Most papers ($n = 43$; 61.4%) were published between 2010 and 2020 (Fig. 1) and the oceanic area with the highest number was the North Atlantic (NA) ($n = 23$), followed by the North Pacific (NP) ($n = 18$), Mediterranean Sea (MED) ($n = 14$), South Atlantic (SA) ($n = 9$), Indian Ocean (IO) ($n = 3$), and South Pacific (SP) ($n = 3$) (Fig. 2). Most widespread studies involved *C. mydas*, while *C. caretta* showed a more restricted distribution to the Atlantic Ocean.

Hg was reported most frequently in liver tissue ($n = 34$), followed by kidney and muscle ($n = 26$), and scute ($n = 17$). Many studies reported Hg concentrations in more than 1 tissue type. Other types of samples were reported in less than 30% of the studies and include eggs, salt glands, bone, fat, blood, and embryos, generally with very small numbers of individuals sampled (Table S8). Considering only those studies reporting on at least 1 of the 4 tissues of interest, the literature search resulted in 45 studies.

Because some studies reported Hg concentrations in more than 1 species, the total number of observations for the studies with different species ($n = 54$) is larger than the total number of studies ($n = 45$) (Tables S1–S6). In summary, *C. caretta* (46.3%, $n = 25$) and *C. mydas* (40.7%, $n = 22$) represented 87% of the observations. The remaining 13.0% ($n = 7$) were distributed among the other species (*Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*, and *L. kempii*). Only 1 study quantified Hg concentration in eggs and blood of *Natator depressus* (Ikonomopoulou et al. 2011).

To compare Hg levels among oceanic regions, we used results from muscle and scute tissues only. Although the liver and kidney are tissues that also allow comparisons among oceanic regions, we chose to use muscle and scutes because they act as long-term storage for Hg, integrating the exposure over time, and are not directly involved in Hg detoxification processes occurring in other organs (Day et al. 2005, Evers & Sunderland 2019). Geographical varia-

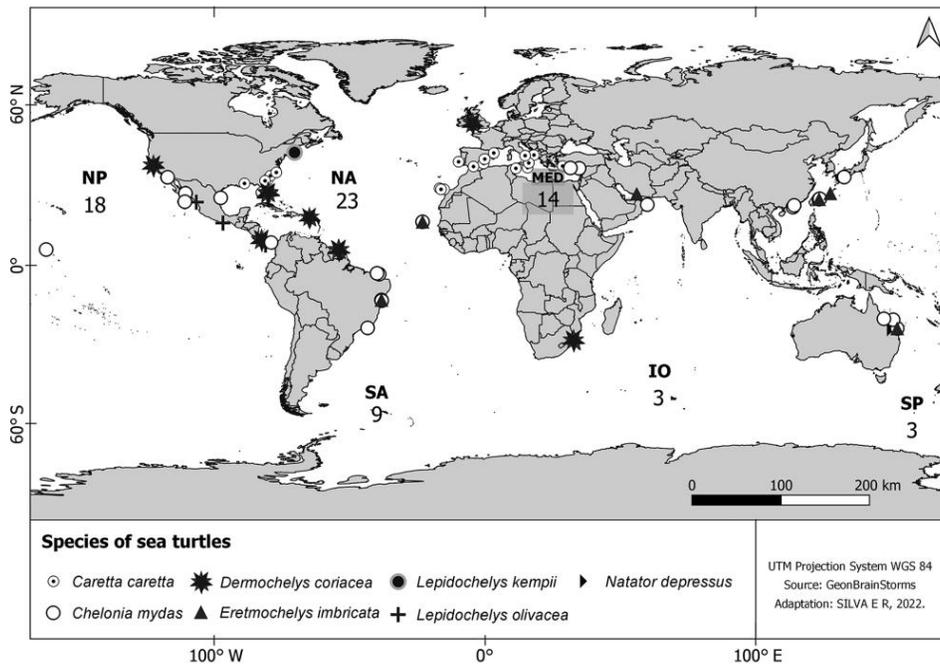


Fig. 2. Geographic distribution of studies quantifying Hg concentrations in sea turtles ($n = 70$) in the North Atlantic (NA), South Atlantic (SA), Mediterranean Sea (MED), Indian Ocean (IO), North Pacific (NP), and South Pacific (SP). Symbols represent the exact geographical location of each study

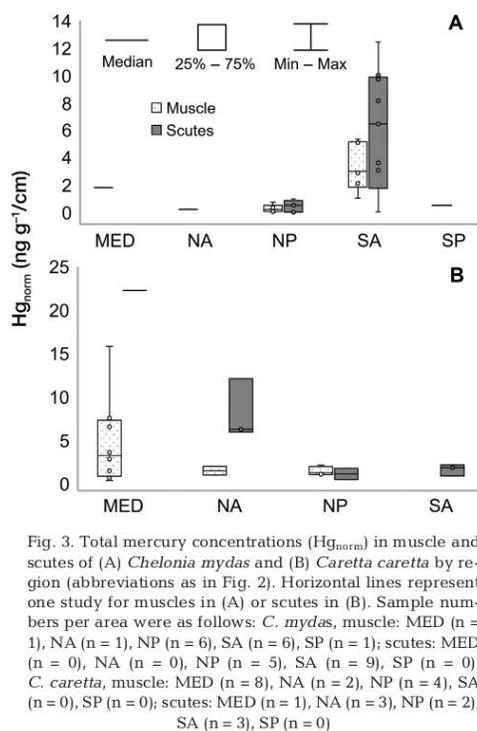


Fig. 3. Total mercury concentrations (Hg_{norm}) in muscle and scutes of (A) *Chelonia mydas* and (B) *Caretta caretta* by region (abbreviations as in Fig. 2). Horizontal lines represent one study for muscles in (A) or scutes in (B). Sample numbers per area were as follows: *C. mydas*, muscle: MED (n = 1), NA (n = 1), NP (n = 6), SA (n = 6), SP (n = 1); scutes: MED (n = 0), NA (n = 0), NP (n = 5), SA (n = 9), SP (n = 0). *C. caretta*, muscle: MED (n = 8), NA (n = 2), NP (n = 4), SA (n = 0), SP (n = 0); scutes: MED (n = 1), NA (n = 3), NP (n = 2), SA (n = 3), SP (n = 0)

tions in Hg levels in muscle and scutes of *C. mydas* and *C. caretta* are shown in Fig. 3.

3.1.1. *Chelonia mydas*

We found significant differences in Hg_{norm} concentrations among oceanic areas for comparisons using scute and muscle tissues. Hg_{norm} levels in muscle were different among oceanic areas (ANOVA: $F_{4,10} = 6.17$, $p = 0.009$) and higher for SA compared to NP (post hoc Tukey: $p = 0.005$) (Fig. 3). Similarly, Hg_{norm} levels in scutes were higher for SA compared to NP (ANOVA $F_{1,12} = 7.1$, $p = 0.02$) (Fig. 3).

3.1.2. *Caretta caretta*

We did not find significant differences in Hg_{norm} concentrations among oceanic areas for muscle tissue (ANOVA: $F_{2,11} = 0.72$, $p = 0.5$). In contrast, Hg_{norm}

levels in scutes were different among oceanic areas (ANOVA: $F_{3,5} = 10.97$, $p = 0.01$) and were higher for MED compared to NP (post hoc Tukey: $p = 0.02$) and SA (post hoc Tukey: $p = 0.03$). Hg_{norm} levels in scutes were also higher in NA compared to NP (post hoc Tukey: $p = 0.03$) (Fig. 3).

For oceanic areas where both *C. mydas* and *C. caretta* occur, we found no differences in Hg_{norm} in scutes (ANOVA: $F_{0,9} = 1.62$, $p = 0.24$) or muscle (ANOVA: $F_{10,8} = 1.9$, $p = 1.19$) between years.

3.2. PCA

According to the PCA, the first 2 principal components (PCs) generated had eigenvalues >1 ($\lambda_i > 1$) (Kaiser 1958, Fraga et al. 2016) and were responsible for 74.2% of the variation of the total information on Hg concentrations in sea turtles and different ocean regions. PC1 and PC2 were responsible for 47 and 27.2%, respectively, of the data variations. We found a clear difference regarding *C. mydas* and *C. caretta* between the SA, NP, and MED, in agreement with the differences in concentrations observed in these ocean regions (Fig. 3) and the sizes of the animals included in the studies. This is especially true with Hg concentrations in *C. mydas* from the SA showing an inverse relationship with size (CCL) in all tissues, with juvenile individuals showing higher Hg concentrations (Fig. 4).

4. DISCUSSION

The number of studies quantifying Hg in sea turtles was higher for *Chelonia mydas* and *Caretta caretta*, compared to all other species, as seen in this review and previously for other trace elements (Cortés-Gómez et al. 2017). For other sea turtle species, there is a significant knowledge gap, as few studies have analyzed Hg in the tissues of interest for the present study. The reason for this discrepancy may be related to the fact that *C. mydas* and *C. caretta* are more abundant in coastal areas, facilitating animal capture (Eckert 1993). Moreover, particularly for *Dermochelys coriacea* and *Eretmochelys imbricata*, their endangered status is more critical, reflecting lower population sizes (Mortimer & Donnelly 2008, Wallace et al. 2013) making it difficult to sample these species, thus resulting in a lower number of studies. This scenario is not exclusive to studies on contaminants, but also applies to those involving other research questions. For example, the use of stable isotopes of $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$, as observed in the

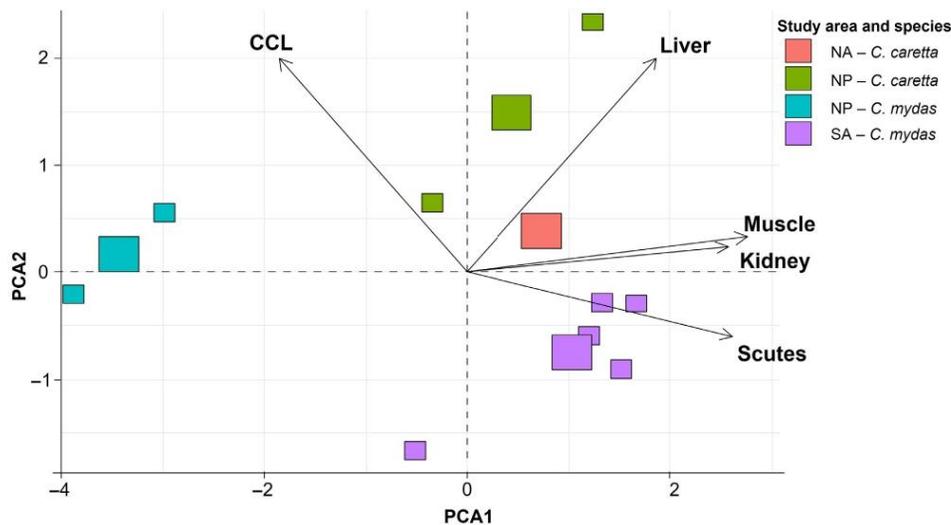


Fig. 4. Principal components analysis (PCA) based on Hg concentrations by region (abbreviations as in Fig. 2), species (*Chelonia mydas* and *Caretta caretta*), tissues (liver, kidney, muscle, and scutes), and curved carapace length (CCL). The 4 larger boxes represent the means of each group

review by Figgenger et al. (2019), also showed that the sampling effort tends to be unequal among different species and is also higher in *C. mydas* and *C. caretta*. Therefore, most of the knowledge about the interaction of sea turtles with contaminants, such as Hg, derives from these 2 species.

Both *C. caretta* and *C. mydas* have biological and ecological characteristics that influence their Hg concentrations. Diet and feeding habits are the major pathways of Hg bioaccumulation in sea turtles (Perault 2014, da Silva et al. 2016). One of the most widely studied examples is the ontogenetic change of diet in green turtles. Juveniles of this species are omnivorous, but adults are almost exclusively herbivorous (Bjorndal 1985, 1997). As a result, Hg concentrations can be inversely related to size (Bezerra et al. 2012). Although the green turtle is not the only sea turtle species that undergoes changes in diet during growth, it is the only one that shifts from omnivory during the juvenile stage to predominantly herbivory when adult, which explains the clearer relationship between diet and Hg concentrations (Sakai et al. 2000, Kampalath et al. 2006, Bezerra et al. 2014, 2015, Rodriguez et al. 2020).

Variation in Hg concentrations with life-stage shifts in green turtles highlights the importance of

foraging items as descriptors of Hg concentrations in organisms; however, environmental factors should also be considered, especially regarding Hg sources and fate in the environment. In the present study, we found that Hg_{norm} levels in scutes from *C. caretta* were higher in the Mediterranean Sea compared to other ocean basins. The long-lasting legacy of Hg mining activities, a high density of submarine volcanic emissions, and regional contamination have strongly contributed to the greater seawater Hg concentrations compared to those found in the Pacific and Atlantic Oceans (Selin 2009, Cinnirella et al. 2019, Tseng et al. 2021). According to the current Hg budgets, Hg evasion outputs in the Mediterranean Sea are nearly equal to inputs from atmospheric, riverine, and geogenic resources, resulting in lower variability of Hg concentrations in surface waters. In addition, variation in the thermocline depth also correlates with Hg levels in this area (Tseng et al. 2021).

For decades, many studies have pointed to higher Hg concentrations in Mediterranean marine organisms compared to similar species inhabiting the adjacent North Atlantic Ocean or the Black Sea (Cossa et al. 2012). These discrepancies are particularly noticeable in top predators, such as tuna or marine mammals (Cossa et al. 2012). The oligotrophic nature

of the water and the lower productivity in the system are linked to the higher Hg bioaccumulation rate by Mediterranean organisms (Chouvelon et al. 2018).

Our results for *C. caretta* scute tissue also show higher Hg levels in the North Atlantic compared to the North Pacific. This is in accordance with models showing higher concentrations of Hg in the Mediterranean Sea and the North Atlantic, compared to the South Atlantic and the Antarctic Ocean (Lamborg et al. 2002, Gworek et al. 2016).

Other long-living oceanic organisms also present similar Hg accumulation patterns. Evers et al. (2018b) compared the 3 species of bluefin tuna (*Thunnus* spp.) in 6 oceanic regions (North Atlantic, Mediterranean Sea, North Pacific, South Atlantic, South Pacific, and Indian Ocean), and Tseng et al. (2021) evaluated the variation of Hg bioaccumulation in bluefin tuna on a global scale. These authors found significant variation in Hg concentrations among bluefin tuna populations from distant ocean basins, where the highest concentrations of Hg in tuna were in species from Mediterranean regions. The authors also discussed this pattern because of different levels of Hg pollution associated with contrasting ecological structures and circulation patterns across ocean regions (Tseng et al. 2021). Studies targeting cetacean species, especially delphinids (e.g. striped dolphin *Stenella coeruleoalba*, common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*), found that individuals from the Mediterranean Sea presented the highest levels among different oceanic areas (Kershaw & Hall 2019). Thus, the levels of Hg detected in species that use the Mediterranean Sea as a foraging area, such as *C. caretta*, bluefin tunas, and cetaceans, may be higher when compared to individuals of the same species in the Atlantic and Pacific Oceans. These trends are reflected in our results. Although *C. caretta* from the Mediterranean Sea showed higher concentrations in scutes compared with other regions, our results need to be interpreted with caution because only 1 study reported Hg concentrations in scutes in *C. caretta* from the Mediterranean Sea (Casini et al. 2018).

The bioaccumulation of Hg in marine biota results from continuous exposure, mostly from feeding (Gray 2002, Kidd et al. 2011), and a slow rate of metabolic elimination, typical of larger and older animals, which results in an increased body load of Hg (Morel et al. 1998). Anthropogenic factors also play a relevant role in Hg exposure in sea turtles, mainly in coastal areas where anthropogenic activities have the potential to change local environmental concentrations of Hg and, consequently, the Hg contents in

the food items consumed by these reptiles (Bezerra et al. 2015, Gworek et al. 2016). When analyzing studies comparing Hg concentrations on a regional scale, such as those by Bezerra et al. (2015) and Barraza et al. (2019), the importance of local sources of anthropogenic contamination along the coast becomes clear, especially in regions where sea turtles feed. Barraza et al. (2019) observed that the anthropogenic activities and pollution in a given region can affect how green turtles accumulate trace metals. Furthermore, Bezerra et al. (2015) compared juvenile green turtles from 2 coastal sites in Brazil, one densely populated and with an extensive industrial zone, and the other with a lower anthropogenic impact. The results of their research showed that both green turtles and their food items (algae and mollusks) presented higher Hg concentrations in the area with more intense anthropogenic sources of Hg. Thus, on a regional scale, it is possible to observe the influence of anthropogenic activities on Hg burdens of sea turtles.

The differences found in this study between the North Pacific and South Atlantic regions using *C. mydas* is another example of the influence of environmental concentrations of Hg in both oceans. Most of the studies with *C. mydas* in the South Atlantic are from southeastern Brazil, the most industrialized region in that country (Marins et al. 2004, Kütter et al. 2022). Thus, the surface waters of this zone may reflect the Hg of anthropic emissions. Likewise, these differences can also be observed in deeper waters. For example, Mason et al. (1998, 2001) and Laurier et al. (2004) reported higher average concentrations of Hg in deeper waters in the South Atlantic compared to the North Pacific.

Other marine organisms such as sea birds have also been shown to reflect regional characteristics on Hg levels. Comparing 2 colonies of Bulwer's petrel *Bulweria bulwerii* between the Atlantic and the Pacific showed that chicks and adults had significantly higher concentrations of Hg in the colonies of the Atlantic than those of the Pacific Ocean (Furtado et al. 2021). Given that this species has no apparent trophic differences, the most likely explanation is that food items consumed by these birds (e.g. fish, squid) in the Atlantic mesopelagic zone have higher Hg levels than in the Pacific (Carravieri et al. 2014, Furtado et al. 2021). Also, these variations may result from a complex interaction of factors, including variation in atmospheric deposition, productivity, and microbial activity, and differences in planktonic communities, as different types of phytoplankton present different rates of bioaccumulation (Zhang et al. 2020).

In the present study, although Hg data span several decades, we did not find a clear pattern of Hg accumulation over time. The limited number of studies with sea turtles and without a continuous monitoring program makes it difficult to observe such patterns. To best track global and regional biotic Hg exposure over time and space, we need to synthesize existing information with new data in a structured and strategic way (Evers & Sunderland 2019). To achieve this, it is extremely important to carry out more studies reporting Hg concentrations in different species of sea turtles using non-invasive methods.

The use of scutes has helped to promote research with sea turtles, mainly because it is a non-invasive method and a tissue that, unlike the liver or kidney, accumulates Hg for a longer time, thus providing a history of Hg accumulation (Schneider et al. 2015). Studies such as those by Vander Zanden et al. (2013) show that the estimated time that scutes can retain several types of resources (e.g. isotopes and other metals) is approximately 0.8 yr in juveniles and 6.5 yr in adults. Furthermore, the stability of Hg in the scute matrix makes this tissue preferable for approximating long-term exposure (Day et al. 2005). Scutes have been shown to be the most effective predictor of Hg concentrations in tissues like the liver, kidney, and muscle (Sakai et al. 2000, Day et al. 2005, Bezerra et al. 2013). Above all, analyzing scute tissues has been a good indicator of Hg concentrations and diet changes in species such as *C. mydas* (Sakai et al. 2000, Bezerra et al. 2013, 2015, Barraza et al. 2019).

Global models will be critical for understanding current needs and prioritizing future patterns (Evers & Sunderland 2019), as well as tracking changes in Hg concentrations of selected bioindicators associated with control measurements of specific Hg sources, or the cumulative effects of measures adopted by agreements, such as the Minamata Convention on Mercury (Davis et al. 2016, Evers et al. 2016). For sea turtles, it is necessary to develop and improve geographically representative modeling and monitoring of Hg levels and Hg compounds in vulnerable populations and the environment (Coulter 2016, Evers et al. 2016). Thus, and according to the information collected through this review, we consider that there are 4 important strategies to be carried out that in the future would allow us to obtain comparable results: (1) using non-invasive methodologies that allow the collection of tissues from living individuals; (2) standardizing the type of tissue used; (3) sampling individuals in the same life-stage classes; and (4) developing intensive sampling strategies

able to differentiate the impact of changing environmental conditions on a sub-regional scale. The results and information generated would allow us to have a clear idea about the use of sea turtles as possible monitors of the impact on the coastal and oceanic environments over time.

5. CONCLUSION

The present review highlights the clear imbalance in studies on Hg concentrations among the 7 species of sea turtles. *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* are the most studied species; consequently, most of the information and knowledge that is available about the fate of Hg in these reptiles comes from these 2 species, and a broader evaluation, including other species, is urgently needed. There is also a strong bias considering that most of the results in *C. caretta* come from adult females in the nesting stage, which means that behaviors such as aphagia, where sea turtles decrease food intake, can affect the Hg concentrations that females reflect during reproductive periods. Therefore, any potential sex differences in feeding behavior that can affect Hg accumulation are not accounted for and should be considered in future studies.

Studies disproportionately focus on the North Atlantic, followed by the Mediterranean Sea, North Pacific, and South Atlantic. We found an important knowledge gap for the South Pacific where there are no Hg data for scutes of any sea turtle species. Differences in Hg levels between the South Atlantic and the North Pacific regions are due to background differences in Hg availability and not an effect of animal size, as these were removed by normalizing the Hg data. In the same way, differences in Hg concentration in *C. caretta* are associated with differences in the average environmental Hg concentrations reported by different studies, especially for the Mediterranean Sea, which showed higher Hg concentrations and was corroborated by results in other marine organisms such as tuna and marine mammals.

For more endangered and less abundant species, such as *Dermodochelys coriacea*, *Eretmodochelys imbricata*, *Lepidochelys kempii*, *Natator depressus*, and *L. olivacea*, only limited information is available on Hg accumulation. This is very important considering that some of these species (e.g. *L. kempii* and *N. depressus*) have a very restricted distribution and thus might reflect different Hg burdens from *D. coriacea* is an essentially oceanic species with limited use of

coastal areas and therefore may also present distinct patterns of Hg accumulation. The small number of studies with sea turtles compared to other marine organisms may be related to their status as endangered species, and the absence of commercial importance which reduces commercial captures worldwide and limits sampling to stranded and dead individuals. Therefore, the use of non-invasive techniques such as using scutes for monitoring Hg in sea turtles is critically important to allow for a better sampling design in future studies.

Scute sampling is a relatively recent technique, but it has been shown as a reliable method of Hg monitoring in sea turtles as it can reflect not only feeding behavior but also habitat contamination level. The results from the present study for *C. caretta* and *C. mydas* show that these species probably can be used as monitors of Hg concentrations in the oceans. However, as mentioned previously, the current data available are based on a few studies and should be interpreted with caution. Overall, sea turtles present a moderate level of Hg accumulation that reflects regional backgrounds and species-specific feeding behavior. As species, sea turtles inhabit many areas in very distinct oceanic and coastal regions which truly characterizes them as ocean sentinels. We strongly recommend an increased effort to protect and use these animals as target species for the monitoring of Hg pollution using non-lethal scute sampling techniques.

Acknowledgements. We thank the Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) for the financial support for the development of this project and to CNPq grants, Proc. no. 405.244/2018-5 and 309.718/2016-3, to L.D.d.L.

LITERATURE CITED

- Ali H, Khan E (2017) Environmental chemistry in the twenty-first century. *Environ Chem Lett* 15:329–346
- Ali H, Khan E, Ilahi I (2019) Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *J Chem* 2019: 6730305
- Anan Y, Kunito T, Sakai H, Tanabe S (2002) Subcellular distribution of trace elements in the liver of sea turtles. *Mar Pollut Bull* 45:224–229
- Barraza AD, Komoroske LM, Allen C, Eguchi T and others (2019) Trace metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two southern California coastal estuaries. *Chemosphere* 223:342–350
- Bezerra MF, Lacerda LD, Costa BGB, Lima EHSM (2012) Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. *An Acad Bras Ciên* 84:123–128
- Bezerra M, Lacerda L, Lima E, Melo M (2013) Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). *Mar Pollut Bull* 77:424–427
- Bezerra MF, Lacerda LD, Jorge CS, Lima EHSM, Melo MTD (2014) Mercury concentration in tissues of a captive green turtle (*Chelonia mydas* L.). *Mar Turtle News* 141: 12–14
- Bezerra MF, Lacerda LD, Rezende CE, Franco MAL and others (2015) Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. *Environ Pollut* 206:236–246
- Bjorndal KA (1985) Nutritional ecology of sea turtles. *Copeia* 1985:736–751
- Bjorndal KA (1997) Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz PL, Musick JA (eds) *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, FL, p 199–231
- Bjorndal KA, Bolten AB (1989) Comparison of straight-line and over-the-curve measurements for growth rates of green turtles, *Chelonia mydas*. *Bull Mar Sci* 45:189–192
- Bjorndal KA, Bolten AB, Martins HR (2000) Somatic growth model of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta*: duration of pelagic stage. *Mar Ecol Prog Ser* 202:265–272
- Carravieri A, Cherel Y, Blévin P, Brault-Favrou M, Chastel O, Bustamante P (2014) Mercury exposure in a large subantarctic avian community. *Environ Pollut* 190:51–57
- Casini S, Caliani I, Giannetti M, Marsili L, and others (2018) First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. *Sci Total Environ* 631-632:1221–1233
- Casselmann A (2014) Humans have tripled mercury levels in upper ocean. *Nature*. doi:10.1038/nature.2014.15680
- Chen CY, Driscoll CT, Lambert KF, Mason RP and others (2012) Sources to seafood: mercury pollution in the marine environment. *Toxic Metals Superfund Research Program*, Dartmouth College, Hanover, NH
- Chouvelon T, Cresson P, Bouchoucha M, Brach-Papa C and others (2018) Oligotrophy as a major driver of mercury bioaccumulation in medium-to high-trophic level consumers: a marine ecosystem-comparative study. *Environ Pollut* 233:844–854
- Cinnirella S, Bruno DE, Pirrone N, Horvat M and others (2019) Mercury concentrations in biota in the Mediterranean Sea, a compilation of 40 years of surveys. *Sci Data* 6:205
- Cortés-Gómez AA, Romero D, Girondot M (2017) The current situation of inorganic elements in marine turtles: a general review and meta-analysis. *Environ Pollut* 229: 567–585
- Cossa D, Harmelin-Vivien M, Mellon-Duval C, Loizea V and others (2012) Influences of bioavailability, trophic position, and growth on methylmercury in hakes (*Merluccius merluccius*) from Northwestern Mediterranean and North-eastern Atlantic. *Environ Sci Technol* 46:4885–4893
- Coulter MA (2016) Minamata Convention on Mercury. *Int Leg Mater* 55:582–616
- Coyne MS (2000) Population sex ratio of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*): problems in population modeling. PhD dissertation, Texas A&M University, TX
- Da Silva CC, Klein RD, Barcarolli IF, Bianchini A (2016) Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquat Toxicol* 170:42–51

- Davis JA, Ross JRM, Bezalel S, Sim L and others (2016) Hg concentrations in fish from coastal waters of California and Western North America. *Sci Total Environ* 568:1146–1156
- Day RD, Christopher SJ, Becker PR, Whitaker DW (2005) Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. *Environ Sci Technol* 39:437–446
- Dodd CK Jr (1988) Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). FAO Synopsis NMFS-149. US Fish and Wildlife Service, Washington, DC
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N (2013) Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ Sci Technol* 47:4967–4983
- Eckert KL (1993) The biology and population status of marine turtles in the North Pacific Ocean. NOM-TM-NM FS-S W FSC-186. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Honolulu, HI
- Eckert KL, Wallace BP, Frazier JG, Eckert SA, Pritchard PCH (2012) Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*). *Biol Tech Publ BTP-R4015-2012*. US Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC
- Evers DC, Sunderland EM (2019) Global mercury monitoring in biota. *BRI Science Communications* 2019-16. Biodiversity Research Institute, Portland, ME
- Evers DC, Egan Keane S, Basu N, Buck D (2016) Evaluating the effectiveness of the Minamata Convention on Mercury: principles and recommendations for next steps. *Sci Total Environ* 569-570:888–903
- Evers DC, Stenhouse I, Lane O, Johnson S, Sauer A, Burton M, Taylor M (2018a) Local, regional, and global biomonitoring: understanding mercury exposure through monitoring at-risk species. *BRI Sci Commun Ser BRI-2018-22*. Biodiversity Research Institute, Portland, ME
- Evers DC, Taylor M, Burton M, Johnson S (2018b) Mercury in the global environment: understanding spatial patterns for biomonitoring needs of the Minamata Convention on Mercury. *BRI Sci Commun Ser* 2018-21. Biodiversity Research Institute, Portland, ME
- Figgenger C, Bernardo J, Plotkin PT (2019) Beyond trophic morphology: stable isotopes reveal ubiquitous versatility in marine turtle trophic ecology. *Biol Rev Camb Philos Soc* 94:1947–1973
- Fraga AB, de Lima Silva F, Hongyu K, Santos DDS, Murphy TW, Lopes FB (2016) Multivariate analysis to evaluate genetic groups and production traits of crossbred Holstein Zebu cows. *Trop Anim Health Prod* 48:533–538
- Furtado R, Granadeiro JP, Gatt MC, Rounds R and others (2021) Monitoring of mercury in the mesopelagic domain of the Pacific and Atlantic oceans using body feathers of Bulwer's petrel as a bioindicator. *Sci Total Environ* 775: 145796
- García-Fernández AJ, Gómez-Ramírez P, Martínez-López E, Hernández-García A, and others (2009) Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). *Ecotoxicol Environ Saf* 72:557–563
- Gray JS (2002) Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar Pollut Bull* 45:46–52
- Grillitsch B, Schiesari L (2010) The ecotoxicology of metals in reptiles. In: Sparling DW, Linder G, Bishop CA, Krest S (eds) *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, 2nd edn. CRC Press, New York, NY, p 337–448
- Gustin MS, Evers DC, Bank MS, Hammerschmidt CR and others (2016) Importance of integration and implementation of emerging and future mercury research into the Minamata Convention. *Environ Sci Technol* 50:2767–2770
- Gworek B, Bemowska-Kalabun O, Kijeńska M, Wrzosek-Jakubowska J (2016) Mercury in marine and oceanic waters — a review. *Water Air Soil Pollut* 227:371
- Horowitz HM, Jacob DJ, Zhang Y, Dibble TS and others (2017) A new mechanism for atmospheric mercury redox chemistry: implications for the global mercury budget. *Atmos Chem Phys* 17:6353–6371
- Ikonomopoulou MP, Olszowy H, Limpus C, Francis R, Whittier J (2011) Trace element concentrations in nesting flat-back turtles (*Natator depressus*) from Curtis Island, Queensland, Australia. *Mar Environ Res* 71:10–16
- Jensen MP, Bell I, Limpus C, Hamann M and others (2016) Spatial and temporal genetic variation among size classes of green turtles (*Chelonia mydas*) provides information on oceanic dispersal and population dynamics. *Mar Ecol Prog Ser* 543:241–256
- Kaiser HF (1958) The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika* 23:187–200
- Kampalath R, Gardner SC, Méndez-Rodríguez L, Jay JA (2006) Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. *Mar Pollut Bull* 52: 1816–1823
- Kershaw JL, Hall AJ (2019) Mercury in cetaceans: exposure, bioaccumulation and toxicity. *Sci Total Environ* 694: 133683
- Kidd K, Clayden M, Jardine T (2011) Bioaccumulation and biomagnification of mercury through food webs. In: Liu Y, Cai Y, O'Driscoll N (eds) *Environmental chemistry and toxicology of mercury*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, p 455–499
- Kütter VT, de Oliveira Pires AC, da Rosa Quintana GC, Mirlean N and others (2022) Mercury distribution in water masses of the South Atlantic Ocean (24° S to 20° S), Brazilian Exclusive Economic Zone. *Mar Pollut Bull* 176: 113425
- Lamborg CH, Fitzgerald WF, O'Donnell J, Torgersen T (2002) A non-steady-state compartmental model of global-scale mercury biogeochemistry with interhemispheric atmospheric gradients. *Geochim Cosmochim Acta* 66:1105–1118
- Lamborg CH, Hammerschmidt CR, Bowman KL, Swarr GJ and others (2014) A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature* 512:65–68
- Laurier FJG, Mason RP, Gill GA, Whalin L (2004) Mercury distributions in the North Pacific Ocean—20 years of observations. *Mar Chem* 90:3–19
- Marins RV, Paula Filho FJD, Maia SRR, Lacerda LDD, Marques WS (2004) Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Quim Nova* 27:763–770
- Márquez M (1994) Synopsis of biological data on the Kemp's ridley turtle, *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880). NOAA Tech Memo NMFS-SEFSC-343. FAO Synopsis 152. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Miami, FL
- Mason RP, Rolfhus KR, Fitzgerald WF (1998) Mercury in the North Atlantic. *Mar Chem* 61:37–53
- Mason RP, Lawson NA, Sheu GR (2001) Mercury in the Atlantic Ocean: factors controlling air–sea exchange of

- mercury and its distribution in the upper waters. *Deep Sea Res II* 48:2829–2853
- Miguel C, De Deus-Santos MR (2019) Ecotoxicological studies of metal pollution in sea turtles of Latin America. In: Gómez-Oliván LM (ed) *Pollution of water bodies in Latin America*. Springer, Cham, p 129–156
- Morel FM, Kraepiel AM, Amyot M (1998) The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu Rev Ecol Syst* 29:543–566
- Mortimer JA, Donnelly M (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group) (2008) Hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T8005A12881238
- Perrault JR (2014) Mercury and selenium ingestion rates of Atlantic leatherback sea turtles (*Dermostochelys coriacea*): a cause for concern in this species? *Mar Environ Res* 99: 160–169
- Perrault JR, Stacy NI, Lehner AF, Mott CR and others (2017) Potential effects of brevetoxins and toxic elements on various health variables in Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles after a red tide bloom event. *Sci Total Environ* 605-606:967–979
- R Core Team (2021) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org>
- Reichert HA (1993) Synopsis of biological data on the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) in the western Atlantic. NOAA Tech Memo NMFS-SEFSC 336. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Miami, FL
- Rodriguez CAB, De Lacerda LD, Bezerra MF, Moura VL, De Rezende CE, Bastos WR (2020) Influence of size on total mercury (THg), methyl mercury (MeHg), and stable isotopes of N and C in green turtles (*Chelonia mydas*) from NE Brazil. *Environ Sci Pollut Res Int* 27:20527–20537
- Sakai H, Saeki K, Ichihashi H, Kamezaki N, Tanabe S, Tatsukawa R (2000) Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. *Arch Environ Contam Toxicol* 39:378–385
- Schneider L, Eggins S, Maher W, Vogt RC, and others (2015) An evaluation of the use of reptile dermal scales as a non-invasive method to monitor mercury concentrations in the environment. *Chemosphere* 119:163–170
- Scudder Eikenberry BC, Riva-Murray K, Knightes CD, Journey CA, Chasar LC, Brigham ME, Bradley PM (2015) Optimizing fish sampling for fish–mercury bioaccumulation factors. *Chemosphere* 135:467–473
- Selin NE (2009) Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annu Rev Environ Resour* 34:43–63
- Streets DG, Horowitz HM, Jacob DJ, Lu Z, Levin L, Ter Schure AF, Sunderland EM (2017) Total mercury released to the environment by human activities. *Environ Sci Technol* 51:5969–5977
- Sunderland EM, Mason RP (2007) Human impacts on open ocean mercury concentrations. *Global Biogeochem Cycles* 21:GB4022
- Tseng CM, Ang SJ, Chen YS, Shiao JC, Lamborg CH, He X, Reinfelder JR (2021) Bluefin tuna reveal global patterns of mercury pollution and bioavailability in the world's oceans. *Proc Natl Acad Sci USA* 118:e2111205118
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2013) Global mercury assessment 2013: sources, emissions, releases and environmental transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva
- USEPA (US Environmental Protection Agency) (2007) Framework for metals risk assessment. EPA 120/R07/001. US Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Vander Zanden HB, Bjorndal KA, Bolten AB (2013) Temporal consistency and individual specialization in resource use by green turtles in successive life stages. *Oecologia* 173:767–777
- Wabnitz C, Pauly D (2008) Length–weight relationships and additional growth parameters for sea turtles. In: Palomares MLD, Pauly D (eds) *Von Bertalanffy growth parameters of non-fish marine organisms*. Fish Cent Res Rep 16. Fisheries Centre, UBC, Vancouver, p 92–101
- Wallace BP, Tiwari M, Giron dot M (2013) Leatherback *Dermostochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147
- Wan X, Wang W, Liu J, Tong T (2014) Estimating the sample mean and standard deviation from the sample size, median, range and/or interquartile range. *BMC Med Res Methodol* 14:135
- Whiting SD, Long JL, Hadden KM, Lauder ADK, Koch AU (2007) Insights into size, seasonality, and biology of a nesting population of the olive ridley turtle in northern Australia. *Wildl Res* 34:200–210
- Witzell WN (1983) Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopsis 137. FIR/S137. FAO, Rome
- Zhang Y, Soerensen AL, Scharup AT, Sunderland EM (2020) A global model for methylmercury formation and uptake at the base of marine food webs. *Global Biogeochem Cycles* 34:e2019GB006348

Editorial responsibility: Sandra Hochscheid,
Naples, Italy
Reviewed by: 3 anonymous referees

Submitted: March 14, 2022
Accepted: September 19, 2022
Proofs received from author(s): October 26, 2022

5.2 CAPÍTULO 2: DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) NA CARAPAÇA DE QUATRO ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* and *Lepidochelys olivacea*) (LINHA DE BASE)

Mercury (Hg) distribution in the carapace of four species of sea turtles (Baseline)

César Augusto Barrios-Rodriguez^{1*}, Luiz Drude de Lacerda¹, Moises Fernandes-Bezerra¹

¹Laboratório de Biogeoquímica Costeira, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição, 3207, 60165-081 Fortaleza, Ceará, Brasil.

*Corresponding author: hpbarrios15@gmail.com

Status: Submetido em 20/12/2022 à: Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology.

ABSTRACT

Scutes present very complex morphologies with different growth rates at different areas of the carapace that can change the accumulation process of essential and non-essential metals. To infer the effects of morphology and growth on Hg concentrations in scutes, we mapped them in the carapace of four species of sea turtles sampled along the Brazilian coast. The results showed that Hg concentrations tend to be higher in the vertebral area in two species (*Chelonia mydas* and *Eretmochelys imbricata*), suggesting variation in growth rates of different carapace areas since the vertebral area is the first to develop prior to costal areas. The two other species (*Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea*) show no effect of scute location in the carapace on Hg concentrations, which facilitates its use as a monitoring tool.

Keywords: Mercury; Sea turtles; Biomonitoring; Carapace; Scutes.

Running title: mapping Hg in sea turtle carapace

RESUMO

A carapaça apresenta uma complexa morfologia com diferentes formas de crescimento que pode alterar o processo de acumulação de metais essenciais e não essenciais. Estruturalmente, a carapaça esta subdividida em quatro áreas e cada uma com um número específico de placas. Desta forma, para inferir os efeitos da morfologia e do crescimento nas concentrações de Hg na carapaça, foram mapeadas as concentrações de Hg na carapaça de quatro espécies de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*) amostradas ao longo da costa brasileira. Os resultados mostraram que as concentrações de Hg tendem a ser maiores na área vertebral da *C. mydas* e *E. imbricata*, sugerindo que existe variação nas taxas de crescimento das diferentes áreas da carapaça, uma vez que a área vertebral é a primeira a se desenvolver antes das áreas costais. Além disso a espessura das placas da região vertebral é maior comparada com as outras regiões e conseqüentemente mostra um registro histórico de mudanças ambientais que podem ser detectados através de marcadores bioquímicos, isótopos estáveis e concentrações de metais. Assim, no caso da *C. mydas* e *E. imbricata* o uso das placas da região vertebral é recomendado para estudos de longo prazo, pois conseguem mostrar um registro mais antigo do Hg acumulado. As outras duas espécies (*C. caretta* e *L. olivacea*) não apresentaram nenhum efeito da localização das placas na carapaça sobre as concentrações de Hg portanto, é possível o uso de qualquer área da carapaça, mas preferencialmente sempre utilizando a mesma área quando os estudos envolvem muitos indivíduos.

Palavras Chaves: Mercúrio; Tartarugas Marinhas; Biomonitoramento; Carapaça; Scutes.

Introduction

The ubiquitous presence of mercury (Hg) in the oceans triggered many studies aimed to understand the impact generated anthropogenic Hg on the marine biota (Haman et al., 2010; Dodder et al., 2016). In this sense, the use of biological biomonitors has been a valuable tool to monitor and assess spatial and temporal trends of Hg concentrations but also because organisms respond to the biological available Hg fraction allowing a direct association with exposure risk and toxicity (Needham et al., 2007; Evers et al., 2018).

Widely distributed, long-live species, such as sea turtles and marine mammals, have a lifespan compatible with the residence time of Hg in the oceans, being especially interesting for biomonitoring purposes (Evers et al., 2018). However, targeting these animals requires the use of non-invasive sampling methods that allow the quantification of Hg without sacrificing the individuals of these endangered species (Bezerra et al., 2012; Rodriguez et al., 2019). Many authors worldwide (Sakai et al., 2000; Day et al., 2005; Bezerra et al., 2012; 2013) have successfully used scutes to monitor Hg in these chelonians. For example, Hg concentrations in this tissue were shown to vary regionally in two *Chelonia mydas* populations feeding in areas with different Hg backgrounds (Bezerra et al., 2015). Also, scutes were used to characterize bioaccumulation and patterns of temporal exposure to Hg and other trace metals in sea turtles (Schneider et al., 2015; Bezerra et al., 2015; Barraza et al., 2019; Villa et al., 2019). In the study by Villa et al., (2019) the field data collected for two populations of *C. mydas* from a foraging ground within the Great Barrier Reef (Howick Island group) as well as from Shoalwater Bay in Australia, provided robust proxies of exposure conditions.

Sea turtle carapace scutes grow in a layered pattern and with multiple growth areas (Achrai and Wagner, 2013), because of that accumulation of elements can vary across carapace areas (Day et al., 2005; Mattei et al., 2015). Structurally, the carapace is subdivided into four areas and each with a specific number of scutes depending on the respective species (Wyneken, 2001). It also presents many submicron layers stacked to form sulfur-rich keratinous scutes that cover the dorsal bone. Some of the most essential components of scutes are amino acids such as cysteine, which provide stiffness and strength to the scute structure (Achrai and Wagner, 2013). Cysteine is known to bind strongly to Hg and, potentially

provide a record of the feeding-related Hg incorporation (Toni et al., 2007; Schneider et al., 2015). Since its formation, the carapace shows quite complex aspects that may influence the accumulation of Hg as well as other essential and non-essential metals. Therefore, the main objective of this paper is to map the Hg concentrations across the vertebral, costal, and marginal areas of the carapace in four species of sea turtles, to understand how much variation exists within a single individual.

Materials and methods

All procedures and analyzes were carried out within the current norms of the Brazilian environmental legislation, under the authorization of the System of Authorization and Information in Biodiversity - SISBIO, License No. 66837 and 66088 (2022) from the Ministry of the Environment.

Scutes samples were collected from the carapace of four fresh dead individuals of sea turtles found stranded in the coastal region of Ceará (Praia do Futuro) (*Chelonia mydas*, n = 1 and *Caretta caretta*, n = 1) and Pernambuco (Porto de Galinhas) (*Eretmochelys imbricata*, n = 1 and *Lepidochelys olivacea*, n = 1), in northeastern Brazil. Curved Carapace Length (CCL) and Curved Carapace Width (CCW) were recorded for each individual. The scutes were collected in their entirety, only the keratinized layer, when possible, washed with distilled water, treated in an ultra-sonic bath to fully remove algae and other incrusting residues and sediment grains, dried (oven at 60°C for 12 hours), and macerated.

The carapace of sea turtles, except for the leatherback (*Dermochelys coriacea*), is composed of vertebral scutes (V), right costal scutes (RCS), left costal scutes (LCS), left marginal scutes (LMS), and right marginal scutes (RMS). The number of scutes in each of these positions will vary according to the species and thus sampling reflected these differences (Fig.1). In the green turtle individual (*Chelonia mydas*), were collected five vertebral scutes (V1, V2, V3, V4, V5), four right costal scutes (RCS1, RCS2, RCS3, RCS4), four left costal scutes (LCS1, LCS2, LCS3, LCS4), one right marginal scutes (RMS3), and one left marginal scutes (LMS3). In the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) were collected five vertebral scutes (V1, V2, V3, V4, V5), five right costal scutes (RCS1, RCS2, RCS3, RCS4, RCS5), and five left costal scutes (LCS1, LCS2, LCS3, LCS4, LCS5). For the

hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*), three vertebral scutes (V3, V4, V5), two right costal scutes (CRS2, CRS3), two left costal scutes (LCS3, LCS4), one right marginal scutes (RMS3), and one left marginal scutes (LMS3). For olive turtle (*Lepidochelys olivacea*), were collected four left costal scutes (LCS1, LCS4, LCS5, LCS6), three right marginal scutes (RMS1, RMS2, RMS3), and two left marginal scutes (LMS2, LMS3). In the case of *L. olivacea*, *E. imbricata*, and *C. caretta*, it was not possible to collect all scutes from each area because of technical difficulties in the fieldwork.

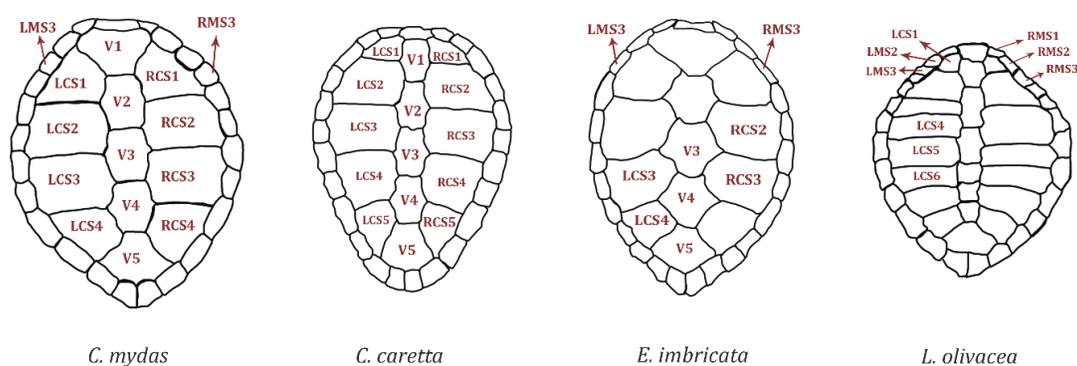


Figure 1. Sampling map of carapace scutes in the four species of sea turtles. V: Vertebral, RCS: Right Costal Scutes, LCS: Left Costal Scutes, RMS: Right Marginal Scutes, LMS: Left Marginal Scutes.

For Hg quantifications, tissues sub-samples (0.5g d.w.) were placed, in duplicate, in Teflon tubes containing 10 mL of concentrated nitric acid (HNO₃ 65%) for one-hour pre-digestion. Total sample digestion was carried out in a microwave furnace for 30 min at 200°C. After cooling, 1 mL of hydrogen peroxide (H₂O₂) was added. The final extract was transferred and diluted in volumetric flasks to 100 mL. Quantification of Hg was obtained by cold vapor generation atomic absorption spectrophotometry (CV-ASS) in a NIC RA-3 (NIPPON®) spectrophotometer. The average detection limit (LOD) of the method was 0.03 ± 0.01 ng g⁻¹. The validation of the methodology was obtained by using certified reference material (fish muscle ERM-BB422), with a recovery of 92%.

Statistical analyses were performed using R 4.1.2 (R Development Core Team 2021). Data normality was tested using the Shapiro-Wilk test. According to normality, the ANOVA test was applied to determine differences in Hg concentrations between areas of the carapace of *E. imbricata* (e.g., V, RCS, LCS, LMS, and RMS) and *L. olivacea* (e.g., LCS,

LMS, and RMS). In *C. mydas* (e.g., V, RCS, LCS, LMS, and RMS) and *C. caretta* (e.g., V, RCS, and LCS), the Kruskal Wallis test was applied. Tukey's and Mann-Whitney's post hoc tests allowed the identification of areas that presented significant different Hg concentrations. All tests were conducted assuming a significance level of 99% ($p < 0.01$).

Results

Biometric data of the sampled individuals vary according to species: *C. mydas* ($n = 1$) presented CCL of 38 cm and CCW of 35 cm, classified as a juvenile according to Jensen et al. (2016); *C. caretta* ($n = 1$) presented CCL of 80 cm and CCW of 76 cm, a sub-adult, according to Dood (1988); *E. imbricata* ($n = 1$) presented CCL of 88.5 cm and CCW of 79.5 cm, an adult, according to Ferreira et al. (2018); finally, *L. olivacea* ($n = 1$) presented CCL of 74.5 and CCW of 72.7 cm also an adult, according to Márquez (1990).

Detailed results of Hg concentrations in the scutes of the four species can be found in Table 1. In summary, Hg concentrations found in *C. mydas* scutes varied from 317 to 485.6 ng g⁻¹ ($n = 15$) with an average of 380.4 ± 63.2 ng g⁻¹ (Fig. 2). In this species, Hg concentrations were significantly different among carapace areas (Kruskal-Wallis, chi-squared = 44.7, $df = 4$, $p < 0.01$) and higher in vertebral scutes compared to costal scutes (Mann Whitney post hoc test, $p < 0.01$). In *C. caretta*, Hg concentrations varied from 311.0 to 559.2 ng g⁻¹ ($n = 15$) with an average of 262.1 ± 87.5 ng g⁻¹ (Fig. 2). The comparison between the vertebral and costal scutes showed no significant difference in Hg concentrations (Kruskal-Wallis, chi-squared = 10.6, $df = 2$, $p = 0.01$). In *E. imbricata*, Hg concentrations varied from 5.7 to 17.5 ($n = 9$) ng g⁻¹ with an average of 10.8 ± 3.4 ng g⁻¹ (Fig. 2). Mercury concentrations were significantly different among carapace areas (ANOVA: $F_{5,24} = 6.8$, $p < 0.01$) and higher in the vertebral scutes compared to costal and marginal scutes (Tukey post hoc test, $p < 0.01$). Finally, Hg concentrations in *L. olivacea* varied between 311.0 and 559.2 ng g⁻¹ ($n = 9$) with an average of 434.8 ± 82.3 ng g⁻¹. Hg concentrations did not differ among carapace areas (ANOVA: $F_{2,33} = 1.3$, $p = 0.29$) (Fig. 2).

Table 1. Concentrations of Hg (ng g⁻¹ d.w.) found in the carapace of four species of sea turtles' samples in northeastern Brazil.

	<i>Chelonia mydas</i>	<i>Caretta caretta</i>	<i>Eretmochelys imbricata</i>	<i>Lepidochelys olivacea</i>
Area	Hg	Hg	Hg	Hg
V1	485.6	407.8	-	-
V2	470.9	250.6	-	-
V3	455.4	190.1	12.2	-
V4	480.2	86	11.8	-
V5	414.8	162.3	17.5	-
RCS1	319.8	371.5	-	-
RCS2	318	406.1	8.1	-
RCS3	317	188.6	8.1	-
RCS4	353.5	264.8	-	-
RCS5	-	263.7	-	-
LCS1	338.8	263.6	-	518.9
LCS2	333.6	278.5	-	-
LCS3	351.4	275.7	11	-
LCS4	338.2	283.3	5.7	393.9
LCS5	-	239.1	-	311
LCS6	-	-	-	559.2
RMS1	379.9	-	-	483.2
RMS2	-	-	-	436.4
RMS3	-	-	10.5	434.2
LMS1	348.2	-	-	-
LMS2	-	-	-	325.1
LMS3	-	-	12.2	450.9
N	15	15	9	9
Mean	380.4 ± 63.2	262.1 ± 87.5	10.8 ± 3.4	434.8 ± 82.3
Range	317.0-485.6	86.0-407.8	5.7-17.5	311.0-559.2
CV%	16.6	33.3	31.5	18.9

*V: Vertebral, RCS: Right Costal Scutes, LCS: Left Costal Scutes, RMS: Right Marginal Scutes, LMS: Left Marginal Scutes.

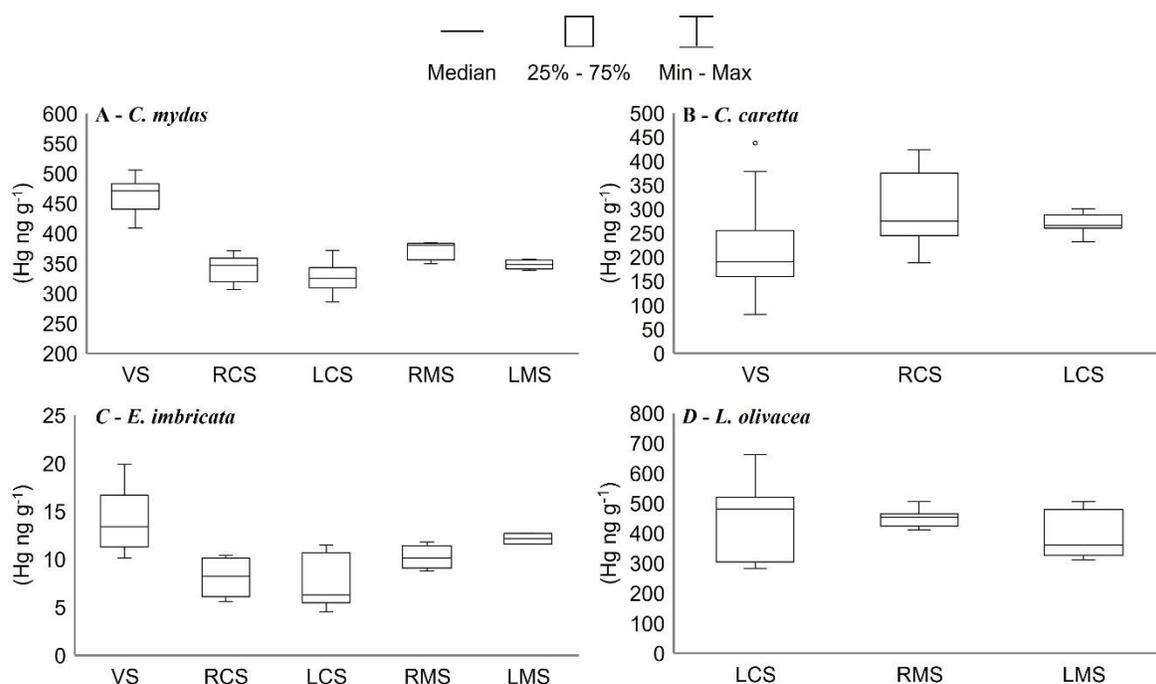


Fig. 2. Comparative boxplot of Hg concentrations in vertebral, costal, and marginal scutes of *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata*, and *L. olivacea*.

Discussion

Scutes as a non-invasive method to estimate Hg burdens in sea turtles was first proposed by Presti et al. (1999). After that, many studies have shown the capacity of this tissue to reflect internal Hg burdens by the good correlation of Hg levels between scutes and internal organs (Sakai et al., 2000; Bezerra et al., 2013; Schneider et al., 2015; Villa et al., 2019). However, there are still some aspects about the use of scutes that need to be assessed to establish an adequate sampling methodology. Among these, a possible variation of Hg concentrations across carapace areas (scutes from vertebral, costal, and marginal areas), is of utmost importance. Mattei et al., (2015), for example, show the first mapping of the concentrations of eleven metals (Pb, Ca, U, Zn, Mn, Mg, Sb, Cr, Cu, Cd, and V) in the carapace of a juvenile individual of *C. caretta* sampled in the Mediterranean, and they also observed spatial differences. However, these authors did not report Hg concentrations, and unlike our work where we collected the keratinized layer, the samples were collected using core drill and probably also include different layers such as dermis and bone.

Our results suggested that there is indeed a variation in Hg concentrations, with higher concentrations observed in vertebral scutes when compared to other areas of the carapace in at least two of the studied species. The causes for this variation can be associated with the growth and ossification processes of marine turtle's carapace, as was found by Mattei et al. (2015).

The thickness of the scutes varies depending on their location in the carapace, whether in the vertebral, costal, or marginal areas (López-Castro et al., 2014). In *C. mydas* and *C. caretta*, the vertebral area is the thickest and consequently shows a longer historical record of environmental changes detectable through biochemical markers, stable isotopes, and trace metal concentrations (López-Castro et al., 2013; 2014). Thus, keratin layers sampled at different depths and locations may reflect different periods of deposition and accumulation of trace metals such as Hg (Day et al., 2005). Furthermore, the origin of the carapace is a very interesting factor that needs to be assessed. This structure is derived from its endoskeleton, where the vertebral area is ossified first, and then from this, the ribs originate (Hirasawa et al., 2013; Mattei et al., 2015). Thus, the process of carapace formation apparently may have a direct relationship with the magnitude of trace metal concentrations, as suggested by the different distribution of Hg concentrations observed in this present study.

Mapping of metal concentrations in the carapace is essential to understand its distribution and improve sampling methodologies in these reptiles. Differences in metal accumulation across carapace areas can be explained by the progressive ossification of the carapace during growth, where the central part ossifies first, accumulating metals for longer periods and, therefore, showing higher concentration (Mattei et al., 2015). While the costal areas reflect the low concentrations that result from a relatively more recent exposure compared to the vertebral area (Mattei et al., 2015). According to these authors, the highest concentrations of metals in vertebral scutes strongly correlated with the longer exposure time, relative to scutes in other areas of the carapace, 0.8 years in juveniles and 6.5 years in adults (Vander Zanden et al., 2013).

The distribution of Hg concentrations in the sub-adult individual of *C. caretta* from the present study did not differ across carapace area as observed by Mattei et al., (2015) for other metals. Scutes are continuously produced over the entire surface of the carapace; hence, as the animal grows and the bony shell increases in area, scutes become thicker over

the older areas (e.g., vertebral area) while areas of recent growth expansion are covered only by thin, younger scute tissues (e.g., costal, and marginal areas). Scutes tissues are inert and, although are susceptible to wear and shedding, they retain a record of diet and feeding habitat, (Alibardi, 2005; Reich et al., 2007). Thus, individuals in different life stages may show a more recent keratin layer which in turn can generate differences in the pattern of metal concentration in the carapace and contribute to the difference between vertebral scutes and those from other areas.

It is widely known that sea turtles are endangered species, which is why it is essential to find non-invasive and reliable methodologies that allow the use of these organisms as monitors of Hg in oceans and coastal areas (López-Castro et al., 2014; Barraza et al., 2019). Our results showed spatial variation in Hg concentrations related to the form of carapace growth. Depending on the area where the scutes will be collected, a pattern of Hg concentration can be found that will be linked to older or more recent deposition, and therefore exposure, periods. Although bioaccumulation in sea turtles is slow and may turn eventual concentration differences negligible, the use of standardized sampling methodologies is still recommended (Day et al., 2005). Thus, the area of the carapace that will be sampled has to be chosen depending on the objective of the study and target species to properly use scutes as a tool to monitor environmental changes on Hg concentrations and even the effects of ontogenetic changes and different diets on the Hg content and exposure of the different species of sea turtles.

The mapping of Hg carried out in this work allowed us to understand the distribution of Hg in the vertebral, costal, and marginal areas. Future monitoring studies should consider the different growing areas of the carapace and choose the area of collection based on the specific study goals. Future studies should also prioritize the collection of samples always in the same areas and depth of the carapace to facilitate comparisons across studies and considering the form of growth of the carapace.

In the case of *C. mydas* and *E. imbricata*, the use of vertebral scutes is recommended for long-term studies, as they show an older record of accumulated Hg. For *C. caretta* and *L. olivacea*, it is possible to use any area of the carapace, but preferably, always using the same sampling area of the carapace when studies involve a large number of different individuals. Our results were based on four individuals of sea turtles, so it would be

essential to map Hg in juveniles, sub-adults, and adults within the same species, to determine whether the Hg distribution pattern can change according to the individual's life stage. We hypothesized that if the accumulation is constant, the difference between areas of the carapace will increase as the individual grows. The exception may be species that show a change in diet, such as *C. mydas*.

CRedit authorship statement

César Augusto Barrios-Rodriguez: conceived the study and was responsible for the sampling, analysis, and writing of the manuscript.

Luiz Drude de Lacerda: conceptualization, writing, reviewing, editing, and financial support.

Moises Fernandes-Bezerra: writing, reviewing, and editing.

Acknowledgment

This research was funded by Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) Project No. INT-00159-00009.01.00/19 and is an output of the INCT Continent-Ocean Materials Transfer (INCT-TMCOcean supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico -CNPq Proc. No. 465.290/2014-0), and Proc. No. 405.244/2018-5 and 309.718/2016-3 to LD Lacerda. We thank team of EcoAssociados (Pernambuco) and Instituto Verdeluz (Ceará) for the support in the field work.

REFERENCES

- Achrai, B., Wagner, H. D., 2013. Micro-structure and mechanical properties of the turtle carapace as a biological composite shield. *Acta Biomaterialia* 9, 5890-5902. <https://doi.org/10.1016/j.actbio.2012.12.023>
- Alibardi, L., 2005. Proliferation in the epidermis of chelonians and growth of the horny scutes. *J. Morphol.*, 265, 52-69. <https://doi.org/10.1002/jmor.10337>

- Barraza, A. D., Komoroske, L. M., Allen, C., Eguchi, T., Gossett, R., Holland, E., Lowe, C. G., 2019. Trace metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two southern California coastal estuaries. *Chemosphere*, 223, 342-350. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.107>
- Bezerra, M. F., Lacerda, L. D., Costa, B. G., Lima, E. H., 2012. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. *An. Acad. Bras. Ciênc.* 84, 123-128. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652012000100012>
- Bezerra, M. F., Lacerda, L. D., Lima, E. H. S. M., Melo, M. T. D., 2013. Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). *Mar. Pollut. Bull.* 77, 424-427. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.020>
- Bezerra, M. F., Lacerda, L. D., Rezende, C. E., Franco, M. A. L., Almeida, M. G., Macêdo, G. R., Lopez, G. G., 2015. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. *Environ. Pollut.* 206, 236-246. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.011>
- Day, R. D., Christopher, S. J., Becker, P. R., Whitaker, D. W., 2005. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. *Environ. Sci. Technol.* 39, 437-446. <https://doi.org/10.1021/es049628q>
- Dodder, N., Schiff, K., Latker, A., Tang, C. L., 2016. Southern California Bight 2013 Regional Monitoring Program: Volume IV Sediment Chemistry. Southern California Coastal Water Research Project, Costa Mesa.
- Dodd, K.C., 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758), US Fish and Wildlife Service.
- Evers, D.C., Taylor, M., Burton, M., Johnson, S., 2018. Mercury in the Global Environment: Understanding spatial patterns for biomonitoring needs of the Minamata Convention on Mercury. Biodiversity Research Institute. BRI Science Communications Series 2018-21, Portland, Maine, 21 p.
- Hamann M., Godfrey, M.H., Seminoff, J.A., Arthur, K., Barata, PCR., et al., 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Res.* 11, 245-269. <https://doi.org/10.3354/esr00279>
- Hirasawa, T., Nagashima, H., Kuratani, S., 2013. The endoskeletal origin of the turtle carapace. *Nature Commun.* 4, 1-7. <https://doi.org/10.1038/ncomms3107>
- Jensen, M. P., Bell, I., Limpus, C. J., Hamann, M., Ambar, S., Whap, T., Fitz Simmons, N. N., 2016. Spatial and temporal genetic variation among size classes of green turtles (*Chelonia mydas*) provides information on oceanic dispersal and population dynamics. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 543, 241-256. <https://doi.org/10.3354/meps11521>

- López-Castro, M. C., Bjorndal, K. A., Kamenov, G. D., Zenil-Ferguson, R., Bolten, A. B., 2013. Sea turtle population structure and connections between oceanic and neritic foraging areas in the Atlantic revealed through trace elements. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 490, 233-246. <https://doi.org/10.3354/meps10433>
- López-Castro, M. C., Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., 2014. Evaluation of scute thickness to infer life history records in the carapace of green and loggerhead turtles. *Endangered Species Res.* 24, 191-196. <https://doi.org/10.3354/esr00593>
- Márquez, R.M., 1990. *Sea Turtles of the world: an annotated and illustrated catalog of sea turtle species known to date.* FAO, Rome.
- Mattei, D., Veschetti, E., D'Ilio, S., Blasi, M. F., 2015. Mapping elements distribution in carapace of *Caretta caretta*: A strategy for biomonitoring contamination in sea turtles? *Mar. Pollut. Bull.* 98, 341-348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.001>
- Needham, L. L., Calafat, A. M., Barr, D. B., 2008. Assessing developmental toxicant exposures via biomonitoring. *Bas. Clin. Pharmacol. Toxicol.* 102, 100-108. <https://doi.org/10.1111/j.1742-7843.2007.00185.x>
- Presti, S. M., Hidalgo, A. R. S., Sollod, A. E., Seminoff, J. A., 1999. Mercury Concentration in the Scutes of Black Sea Turtles, *Chelonia mydas agassizii*, in the Gulf of California. *Linnaeus Fund Research Report. Chelonian Conser. Biol.* 3, 531-533.
- Rodriguez, C. A. B., Bezerra, M. F., Rezende, C. E. D., Bastos, W. R., Lacerda, L. D., 2019. Mercury and methylmercury in carapace of the marine turtle *Caretta caretta*, in northeastern Brazil and its potential for environmental monitoring. *An. Acad. Bras. Ciênc.* 91, e20180672. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180672>
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S., Tatsukawa, R., 2000. Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 701-709. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00008-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00008-4)
- Schneider, L., Eggins, S., Maher, W., Vogt, R. C., Krikowa, F., Kinsley, L., Da Silveira, R., 2015. An evaluation of the use of reptile dermal scutes as a non-invasive method to monitor mercury concentrations in the environment. *Chemosphere*, 119, 163-170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.065>
- Reich, K. J., Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., 2007. The 'lost years' of green turtles: using stable isotopes to study cryptic life stages. *Biol. Lett.* 3, 712-714. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0394>

- Toni, M., Dalla Valle, L., Alibardi, L., 2007. Hard (beta-) keratins in the epidermis of reptiles: composition, sequence, and molecular organization. *J. Proteome Res.* 6, 3377-3392. <https://doi.org/10.1021/pr0702619>
- Vander Zanden, H. B., Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., 2013. Temporal consistency and individual specialization in resource use by green turtles in successive life stages. *Oecologia*, 173, 767-777. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2655-2>
- Villa, C. A., Bell, I., Hof, C. M., Limpus, C. J., Gaus, C., 2019. Elucidating temporal trends in trace element exposure of green turtles (*Chelonia mydas*) using the toxicokinetic differences of blood and scute samples. *Sci. Tot. Environ.* 651, 2450-2459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.092>
- Wyneken, J., 2001. *The Anatomy of Sea Turtles*. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, 1-172 pp.

5.3 CAPÍTULO 3: INFLUÊNCIA DO TAMANHO SOBRE O MERCÚRIO (THg), METIL MERCÚRIO (MeHg) E ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE $\delta^{15}\text{N}$ E $\delta^{13}\text{C}$ EM TARTARUGAS VERDES (*Chelonia mydas*) DO NE BRASIL

Rodriguez CAB, Lacerda LD, Bezerra MF, Moura VL, Rezende CE & Bastos, WR (2020). **Influence of size on total mercury (THg), methyl mercury (MeHg), and stable isotopes of N and C in green turtles (*Chelonia mydas*) from NE Brazil.** Environmental Science and Pollution Research 27: 20527-20537. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08623-5>

RESUMO

A tartaruga verde (*Chelonia mydas*) é conhecida por apresentar uma dieta herbívora durante a fase adulta, contudo, juvenis podem ter um comportamento omnívoro, de forma que as mudanças nas preferências alimentares podem afetar a entrada e acumulação de poluentes, tais como o mercúrio (Hg). Assim, como uma forma de entender a influência dessa mudança ontogenética no acúmulo de Hg, este estudo avalia as concentrações de mercúrio (THg) e metilmercúrio (MeHg), que é a espécie química de Hg dominante nos animais e tem a capacidade de se acumular em organismos (bioacumulação) e biomagnificar ao longo da cadeia alimentar. Também foram quantificados os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) em um grupo de juvenis da tartaruga verde que fornecem dados importantes sobre ecologia alimentar de diferentes espécies. Onde o $\delta^{13}\text{C}$ reflete mudanças de fonte de carbono na base da cadeia alimentar, e o $\delta^{15}\text{N}$ é considerado um indicador de níveis tróficos. Amostras de quatro tipos de tecidos (fígado, rim, músculo e carapaça) foram coletadas de 47 indivíduos encalhados e mortos na costa da Bahia, NE, Brasil, entre 2009 e 2013. As tartarugas analisadas mostraram uma faixa de tamanho de 24.9 – 62.0 cm e uma média de 36.4 ± 7.2 cm de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC). A carapaça mostrou ser um método viável para o monitoramento do Hg na tartaruga verde.

As concentrações de THg e MeHg foram maiores nos indivíduos com tamanho <40 cm, enquanto as menores concentrações foram observadas nos indivíduos com os maiores tamanhos (>40 cm). As concentrações de THg foram maiores no fígado, com mediana de $650,9 \pm 90,3$ ng g⁻¹, e a menor concentração foi observada no músculo, com mediana de $113,3 \pm 24,8$ ng g⁻¹. Uma forte correlação positiva ($P < 0,05$) foi encontrada entre as concentrações de THg em carapaça e em fígado ($r_s = 0,78$), rim ($r_s = 0,88$) e músculo ($r_s = 0,83$). As

concentrações de THg foram inversamente correlacionadas ($P < 0,05$) com o tamanho da tartaruga no fígado, rim, músculo e carapaça.

As concentrações de MeHg foram maiores no músculo com mediana de $63,9 \pm 28,4$ ng g^{-1} , e a menor concentração foi observada na carapaça, com mediana de $16,7 \pm 14,2$ ng g^{-1} . Não houve diferenças significativas entre as concentrações de MeHg em nenhum tecido. A contribuição relativa do MeHg para a carga de THg nos organismos também foi maior no músculo (70,5%), seguido pelo rim (16,7%), fígado (8,8%) e carapaça (4,0%). Também foi observada relação inversa significativa ($p < 0,05$) do MeHg com o tamanho no fígado, rim, músculo e carapaça. Em contraste, o tamanho foi melhor em explicar a variação no MeHg em comparação com o THg para todos os tecidos. A composição isotópica ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$), contudo sugere que os indivíduos amostrados pertencem ao mesmo nível trófico.

Os resultados deste trabalho mostram que a mudança progressiva e gradual na dieta experimentada pelas tartarugas verdes durante o crescimento pode ser considerada como um dos principais fatores responsáveis pelas variações nas concentrações de THg e MeHg. Nossos resultados mostraram uma diminuição das concentrações de THg e MeHg, durante o crescimento da tartaruga verde. Essa variação possivelmente está relacionada a uma resposta de uma dieta mais diversificada em indivíduos pequenos, e uma dieta composta por uma maior proporção de algas em indivíduos maiores. A relação entre as concentrações de Hg na carapaça com os demais tecidos, provou que a carapaça pode ser um método não invasivo confiável para o monitoramento das concentrações internas de Hg em tartarugas verdes. No entanto, as baixas concentrações de MeHg na carapaça mostraram que esse tipo de tecido pode ser inadequado para a avaliação de MeHg na tartaruga verde. Os valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ não mostraram uma relação clara com o tamanho, sugerindo que as tartarugas verdes utilizadas em nosso trabalho ocuparam níveis tróficos semelhantes e/ou habitats de forrageamento. É importante que em estudos futuros sejam amostrados indivíduos em diferentes estágios de vida (juvenil, sub-adultos e adulto), e analisem a influência desse fator nas concentrações de Hg, MeHg e isótopos estáveis ($\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$).



Influence of size on total mercury (THg), methyl mercury (MeHg), and stable isotopes of N and C in green turtles (*Chelonia mydas*) from NE Brazil

César Augusto Barrios Rodriguez¹ · Luiz Drude de Lacerda¹ · Moises Fernandes Bezerra² · Victor Lacerda Moura¹ · Carlos Eduardo de Rezende³ · Wanderley Rodrigues Bastos⁴

Received: 20 November 2019 / Accepted: 26 March 2020 / Published online: 3 April 2020
 © Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020

Abstract

The green turtle (*Chelonia mydas*) is known to present an herbivorous diet as an adult; however, juveniles may have an omnivore habit, and these changes in food preference may affect the uptake and accumulation of pollutants, such as mercury (Hg). In order to better understand the influence of this ontogenetic shift on Hg accumulation, this study evaluates the concentrations of total mercury (THg), methyl mercury (MeHg), and stable isotopes of carbon and nitrogen ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in a group of juveniles of the green turtle. Tissue samples (liver, kidney, muscle, and scutes) were sampled from 47 turtles stranded dead on the coast of Bahia, NE, Brazil, between 2009 and 2013. The turtles analyzed showed a size range of 24.9–62.0 cm and an average of 36.4 ± 7.2 cm of curved carapace length. The scutes showed to be a viable method for Hg monitoring in the green turtles. The concentrations of THg and MeHg decreased with increasing size. The isotope values of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ did not show a clear relationship with the size, suggesting that the green turtles used in our work would be occupying similar trophic levels, and foraging habitat.

Keywords *Chelonia mydas* · Mercury · MeHg · Carbon isotope · Nitrogen isotope · Green turtle · SIA

Introduction

Pollution from anthropogenic activities exerts a strong pressure on the marine ecosystems, negatively affecting the health

of the species inhabiting contaminated areas (Hamann et al. 2010). In addition to illegal fishing, and degradation of breeding and feeding habitats, pollution is another major factor affecting the stability of sea turtle populations worldwide (Miguel and de Deus Santos 2019). Adverse effects of pollution can include compromised physiology, chronic stress, impaired immune function, and an increase in disease susceptibility, like fibropapillomatosis (Miguel and de Deus Santos 2019).

With millions of years of existence, sea turtles can be regarded as sentinel species of the oceans (Aguirre and Lutz 2004) due to their characteristic long lifespan, feeding at different trophic levels and wide distribution, which make them excellent monitors of contamination by toxic metals, such as mercury (Hg) (Barbieri 2009). This metal occurs naturally in the environment, but anthropogenic activities such as goldmining, coal, and solid waste burning have increased Hg mobilization in the environment, raising its emissions to the atmosphere, soils, rivers, and oceans (Driscoll et al. 2013; UNEP 2013).

The abundance of Hg chemical species varies among the different environmental compartments: more than 95% of the

Responsible editor: Philippe Garrigues

✉ César Augusto Barrios Rodriguez
 hpbarrios15@gmail.com

¹ Laboratório de Biogeoquímica Costeira, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição, 3207, Fortaleza, CE 60165-081, Brazil

² Department of Biology, San Diego State University, San Diego, CA 92182-4614, USA

³ Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade estadual do Norte Fluminense, Darcy Ribeiro, Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, RJ 28013-602, Brazil

⁴ Regional Development and Environment Postgraduate Program, Environmental Biogeochemistry Laboratory Wolfgang C. Pfeiffer, Rondônia Federal University, Av. Pres. Dutra, 2967, Olaria, Porto Velho, RO 76801-059, Brazil

Hg found in the atmosphere is in elementary form. Most of the Hg in the water, soils, and sediments is in the inorganic form (Hg^{2+}), while the (mono) methyl mercury (MeHg) is dominant in the animals (Beckers and Rinklebe 2017). MeHg has the capacity to accumulate in organisms (bioaccumulation) and biomagnify along the food chain (Nica et al. 2017), presenting lower concentrations in herbivores and higher in carnivores (Jakimska et al. 2011). Because MeHg is lipid soluble while inorganic Hg is not, their concentration ratios in animal tissues can vary with trophic status, tissue, animal size, and metabolic ability to convert MeHg into inorganic forms (Storelli et al. 1998).

The physiological functions performed by the liver, kidney, muscle, and the carapace in the metabolism of non-essential metals exert influences on Hg content stored in them. The kidney and liver are the main organs involved in the metabolism of trace metals, acting in the detoxification process, and presenting higher concentrations of Hg, mostly in its inorganic form (Chételat et al. 2020). The THg concentrations in the muscle are relatively lower, but as muscle comprises more biomass than the other tissues, it can have the largest contribution to internal mercury burden. Most of the mercury in muscle tissue is MeHg, making it a useful indicator of both MeHg exposure to the organism itself as well as potential consumers (Lescord et al. 2018; Chételat et al. 2020). Whereas scutes, also metabolically inactive, store Hg strongly bound to constituents of the carapace, keratin in particular, rendering low mobility and toxicity (Schneider et al. 2013; Chételat et al. 2020). Thus, this element may be used as a marker of diet type and help to distinguish between trophic positions and feeding preferences of organisms when employed in combination with stable isotope analysis (SIA) (Di Benedetto et al. 2013).

The use of the stable isotopes of nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) and carbon ($\delta^{13}\text{C}$) can provide important data on feeding ecology of different organisms (Haywood et al. 2019). In the case of $\delta^{13}\text{C}$, variations in value reflect changes of carbon source at the base of food web, while $\delta^{15}\text{N}$ is considered an indicator of trophic levels (Peterson and Fry 1987). However, the stable isotope composition of different tissues of the same organism can differ due to factors such as differential fractionation during assimilation and metabolic processing, macronutrient routing, and the biochemical composition (Vander Zanden et al. 2014). Several studies have reported tissue-specific differences (e.g., internal organs and blood plasma tend to have high rates of isotopic incorporation compared with muscle tissue and blood cells) (Vander Zanden et al. 2015). Since tissues integrate consumer diets at different time scales, examination of multiple tissues can potentially provide information about the temporal dynamics of resource use (Vander Zanden et al. 2015).

In sea turtles, the use of SIA has illuminated facets of sea turtle ecology that are otherwise difficult to study, such as the

habitat used during cryptic juvenile life stages and foraging area origin of nesting females (Vander Zanden et al. 2014). The stable isotope values $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in sea turtles show that the green turtle (*Chelonia mydas*) occupies the lowest trophic level, while other species, such as the loggerhead turtle (*Caretta caretta*), occupies the highest trophic level (Haywood et al. 2019). However, with complex life histories, often with multiple ontogenetic changes in habitat, in diet, and migrations of considerable distances between foraging and nesting areas (Haywood et al. 2019), the green sea turtle can present variations in trophic level, and therefore, also in the Hg concentrations found in juvenile, subadult, and adult individuals.

The green sea turtle has a cosmopolitan distribution, from the tropics to the temperate zones, being the species of sea turtle that presents more coastal habitats, including using estuaries of rivers and lakes. In Brazil, the spawning occurs mainly in the oceanic islands, Trindade Island (Espírito Santo state), Rocas Atoll (Rio Grande do Norte state), and Fernando de Noronha island (Pernambuco state) (Almeida et al. 2011). Non-reproductive occurrences are recorded throughout the coast of Brazil and also in the islands (Almeida et al. 2011). Juvenile green turtles are frequently found along the northern coast of Bahia, which is an important feeding ground for this species (Jardim et al. 2016). In Brazil, feeding habitat has been linked to Hg concentrations in juvenile green turtles, and considering that juvenile green turtles are mainly omnivorous and that Hg tends to accumulate through several food web levels, individuals at this life stage can show higher risk of Hg exposure than adults (Bezerra et al. 2012; Bezerra et al. 2015).

Of the seven existing sea turtle species, the green turtle is the only species known to present a significant shift in diet from omnivore juveniles to predominantly herbivore adults (Bolten 2003). This shift, according to Vélez-Rubio et al. (2016) and Burgett et al. (2018), starts between 40 and 45 cm, where individuals under 40 cm are predominantly carnivorous. Moreover, individuals larger than 40 cm present higher consumption of macroalgae. This development pattern results in different accumulation of metals such as Zn, Cu, Cd (Sakai et al. 2000a), and Hg (Komoroske et al. 2011; Bezerra et al. 2013), with juveniles often presenting higher concentrations than adults. The objective of the present study is to evaluate the influence of the size in juvenile green turtles on the concentrations of total mercury (THg), methyl mercury (MeHg), and the isotopic ratios of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in different tissues and organs (kidney, liver, muscle, and carapace).

Materials and methods

All procedures and analyses were carried out within the current norms of the Brazilian environmental legislation, under

the authorization of the System of Authorization and Information in Biodiversity - SISBIO, License No. 21693-9 (2016) from the Ministry of the Environment.

Forty-seven individuals of green turtles were sampled and measured (e.g., curved carapace length (CCL) and curved carapace width (CCW)). Sampled individuals were found dead on the beach between 2009 and 2013 by the team of the Brazilian Marine Turtle Conservation Program (TAMAR) in three localities (Praia do Forte, Sauipe, and Camaçari) in the northern coastal zone of Bahia State, Northeastern Brazil. Analyzed tissues included the kidney, liver, muscle, and scutes. Soft tissue samples weighted approximately 10 g, whereas scute fragments were collected randomly in different areas of the carapace.

For Hg quantifications, tissue subsamples (0.5 g d.w.) were placed, in duplicate, in Teflon tubes containing 10 mL of concentrated nitric acid (HNO₃ 65%) for 1 h pre-digestion. Total sample digestion was carried out in a microwave furnace for 30 min at 200 °C. After cooling, 1 mL of hydrogen peroxide (H₂O₂) was added. The final extract was transferred and diluted in volumetric flasks to 100 mL. THg concentrations were quantified by cold vapor atomic absorption spectrophotometer (CV-ASS), in a NIC RA-3 (NIPPON®) spectrophotometer. The average detection limit (LOD) of the method was 0.08 ± 0.02 ng g⁻¹. The validation of the methodology was obtained by using certified reference material (mussel tissue ERM-CE278K), with recovery of 84%.

For MeHg quantifications, approximately 200 mg of samples was weighed in PTFE tube, and 5.0 mL of 25% KOH methanolic solution was used to extract MeHg in an oven at 70 °C for 6 h with gentle stirring every hour; the samples were then kept in the dark to avoid possible degradation of MeHg. Subsequently, the ethylation process was done with 300 µL of 2 mol L⁻¹ acetate buffer (pH 4.5) followed by the addition of 30 µL of sample and 50 µL of tetra ethyl sodium borate (1%) according to Taylor et al. (2011). The final volume was brought to 40 mL with ultra-pure water (milli-Q, Millipore, Cambridge, MA, USA) and analyzed on a gas chromatograph coupled to atomic fluorescence spectrometer (GC-AFS - MERX-TM automated methyl mercury system from Brooks Rand Labs., Seattle, USA). Precision and accuracy of MeHg determinations were ensured using duplicate analyses of samples and certified reference material (Tuna Fish - BCR-463), run with each batch of samples, with a mean recovery of 96%. Detection limits (LOD) and quantification limit (LOQ) for MeHg determinations were 0.003 mg kg⁻¹ and 0.009 mg kg⁻¹, respectively.

For stable isotope quantifications, dry subsamples of tissues (~1 mg), weighed in tin capsules, were analyzed in a Flash 2000 elemental analyzer coupled to a continuous flow mass spectrometer (Isotope Ratio Mass Spectrometry - IRMS, Delta V Advantage, Thermo Scientific, Germany) to quantify the stable isotopes. All results are expressed as delta

value (δ), relative to Pee Dee Belemnite notation for δ¹³C in parts per thousand (‰) and atmospheric N₂ for δ¹⁵N, according to Peterson and Fry (1987). The analytical replicates showed variations lower than 5%, and the accuracy was determined from a certified standard of protein (B2155) with average recovery of 97 ± 1%.

The Shapiro Wilk test was used to assess the normality of the data. Non-parametric Spearman's correlation was used to evaluate the relationship between THg concentrations in scutes with THg concentrations in the liver, muscle, and kidney. The relationship between THg, MeHg, δ¹⁵N, and δ¹³C concentration values and turtle size (curved carapace length, CCL) was modeled using generalized additive models (GAM) using the "mgcv" package in R 1.2.5033. This method is based on the use of non-parametric smoothing functions that allow flexible description about the effect of size, in the values of δ¹⁵N and δ¹³C, and THg and MeHg concentrations in the tissues (liver, kidney, muscle, and scutes) of the sea turtle *C. mydas*. Kruskal-Wallis tests were used to evaluate potential differences between THg and MeHg concentrations among tissues. Mann-Whitney's post hoc tests were performed to identify the tissues in which Hg differed significantly. The significance value used for the tests was 95% ($p < 0.05$). Statistical tests and graphing were performed using RStudio software (version 1.1.423 - © 2009–2018 RStudio, Inc.).

Results

THg concentrations

Size (CCL) of sampled individuals ($n = 47$) ranged from 24.9 to 62 cm (average of 36.4 ± 7.2 cm), and classified as juveniles according to Almeida et al. (2011) and Jensen et al. (2016).

THg concentrations were higher in the liver with a median of 650.9 ± 90.3 ng g⁻¹, and the lowest concentration was observed in the muscle, with a median of 113.3 ± 24.8 ng g⁻¹ (Table 1) (Fig. 1). A strong positive correlation was found between THg concentrations in scutes with liver (Spearman's $r = 0.78$, $p < 0.05$), kidney (Spearman's $r = 0.88$, $p < 0.05$), and muscle (Spearman's $r = 0.83$, $p < 0.05$) (Fig. 2).

According to the generalized additive model (GAM), concentrations of THg were inversely correlated with turtle size in liver ($p < 0.05$), kidney ($p < 0.05$), muscle ($p < 0.05$), and scutes ($p < 0.05$) (Fig. 3). However, the R -squared of this model was very low for each tissue, liver (R -squared = 0.21), kidney (R -squared = 0.39), muscle (R -squared = 0.16), and scutes (R -squared = 0.41).

MeHg concentrations

MeHg concentrations were higher in muscle with a median of 63.9 ± 28.4 ng g⁻¹, and the lowest concentration was observed

Table 1 THg, MeHg, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$ concentration in liver, kidney, muscle, and scutes of juvenile's green turtle, *S.E.*, standard error

Tissue	THg (ng g^{-1})			MeHg (ng g^{-1})			$\delta^{13}\text{C}$			$\delta^{15}\text{N}$		
	<i>n</i>	Median \pm SE (range)	%MeHg	<i>n</i>	Median \pm SE (range)	%MeHg	<i>n</i>	Median \pm SE (range)	$\delta^{13}\text{C}$	<i>n</i>	Median \pm SE (range)	$\delta^{15}\text{N}$
Liver	47	650.9 \pm 90.3 (19.3–3135)	8.8 \pm 3.5 (0.1–58.7)	22	55.0 \pm 27.7 (0.77–416.3)	8.8 \pm 3.5 (0.1–58.7)	22	18.1 \pm 0.29 (-22.2–16.5)	9.6 \pm 0.3 (7.1–12.5)			
Kidney	47	303.4 \pm 36.3 (44.8–1276.7)	16.7 \pm 6.7 (0.8–151.5)	22	56.7 \pm 13.6 (0.77–261.8)	16.7 \pm 6.7 (0.8–151.5)	22	17.5 \pm 0.2 (-19.9–15.9)	9.8 \pm 0.3 (7.2–12.9)			
Muscle	47	113.3 \pm 24.8 (7.0–856.9)	70.5 \pm 7.1 (5.7–115.9)	22	63.9 \pm 28.4 (2.03–430.3)	70.5 \pm 7.1 (5.7–115.9)	22	17.5 \pm 0.1 (-19.5–16.3)	9.1 \pm 0.2 (7.6–12.1)			
Scutes	41	365.4 \pm 51.3 (13.8–1244.6)	4.0 \pm 1.5 (0.2–17.6)	14	16.7 \pm 14.2 (0.05–226.8)	4.0 \pm 1.5 (0.2–17.6)	21	17.1 \pm 0.2 (-18.9–15.8)	9.0 \pm 0.3 (6.3–11.5)			

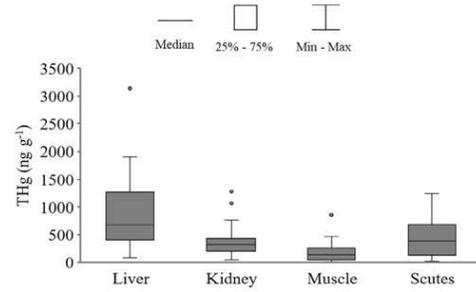


Fig. 1 Concentrations of THg in tissue samples of green turtles (*C. mydas*) from NE Brazil. Gray points represent outliers

in the scutes, with a median of $16.7 \pm 14.2 \text{ ng g}^{-1}$ (Table 1). There were no significant differences between MeHg concentrations in any tissue (Kruskal-Wallis $H = 5.1$; $p > 0.05$) (Fig. 4).

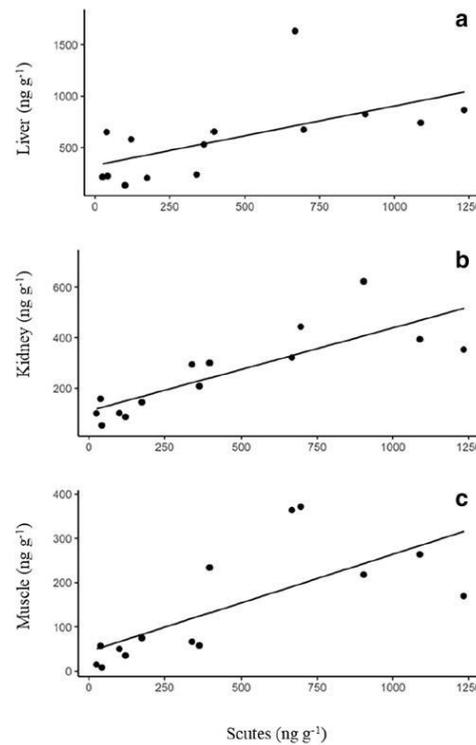
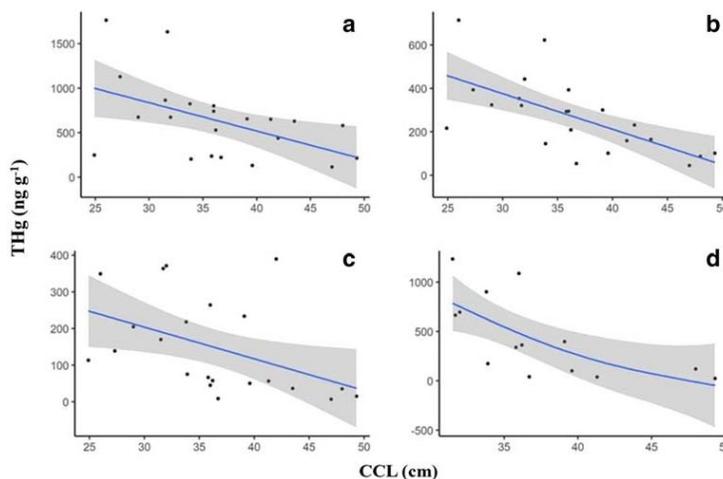


Fig. 2 Relationship between THg concentrations in scutes and liver (a), kidney (b), and muscle (c) from green turtles

Fig. 3 Graphical representation of a generalized additive model (GAM) of the variation in THg concentrations in green turtle concerning curved carapace length (CCL). Estimated smooth functions (solid lines). (a) Liver, (b) kidney, (c) muscle, and (d) scutes



The relative contribution of MeHg to the THg burden in the organisms was also higher in the muscle (70.5%), followed by the kidney (16.7%), liver (8.8%), and scutes (4.0%) (Kruskal-Wallis $H = 37.6$; $p < 0.05$) (Table 1).

Similar to the results observed for THg using GAM, significant inverse relationship of MeHg with size was observed in the liver ($p < 0.05$), kidney ($p < 0.05$), muscle ($p < 0.05$), and scutes ($p < 0.05$) (Fig. 5). In contrast, size was better in explaining variation in MeHg compared with THg for all tissues, liver (R -squared = 0.44), kidney (R -squared = 0.27), muscle (R -squared = 0.54), and scutes (R -squared = 0.62).

Stable isotope values

No difference in stable nitrogen isotope values was observed among green turtle tissues (Kruskal-Wallis $H = 3.9$; $p > 0.05$). On the other hand, the carbon showed difference between the

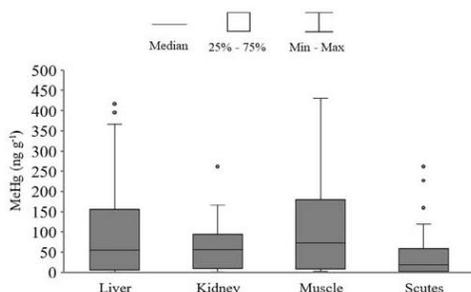


Fig. 4 Concentrations of MeHg in tissue samples of green turtles (*C. mydas*) from NE Brazil. Gray points represent outliers

liver, scutes, and muscle (Mann-Whitney's $U = 29$; $p < 0.05$) (Fig. 6). The kidney presented a median of 9.8‰, whereas the liver presented a median of 9.6‰ and the muscle and scutes of 9.1‰ and 9.0‰, respectively (Fig. 6). Interesting to note is that the highest $\delta^{15}\text{N}$ values were observed in scutes (11.50‰) and muscle (12.11‰) in the smallest individuals, with 26 cm in size.

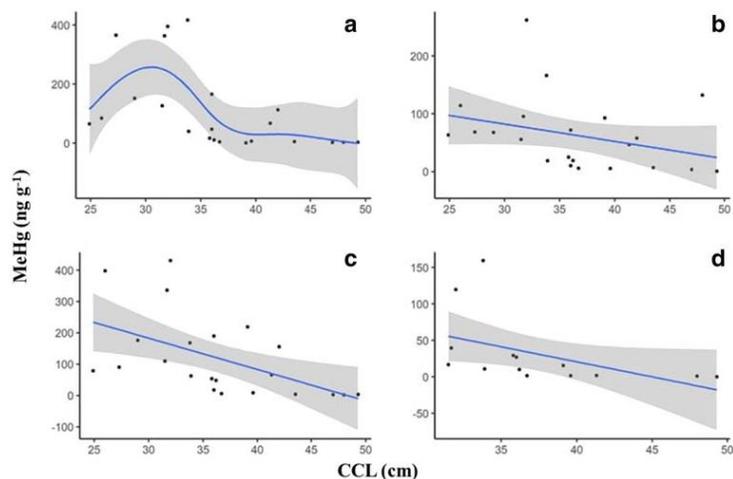
The results for $\delta^{13}\text{C}$ showed difference between tissues (Kruskal-Wallis $H = 3.9$; $p < 0.05$). The highest value in the scutes with a median of -17.1 ‰, kidney and liver showed similar results (median -17.5 ‰), whereas the liver showed the lowest value, with a median of -18.1 ‰ (Fig. 6). The scutes (-10 ‰) showed the highest value in one individual with size of 47 cm. The liver showed significant difference with muscle (Mann-Whitney's $U = 40$; $p < 0.05$), and with the scutes (Mann-Whitney's $U = 35$; $p < 0.05$).

The GAM showed a significant relationship between size and stable isotope values ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) for all tissues (Figs. 7 and 8). However, considering R -squared coefficient, size could only explain a very small portion of stable isotope variation in green turtle tissues. $\delta^{15}\text{N}$ in liver ($p < 0.05$; R -squared = 0.04), kidney ($p < 0.05$; R -squared = 0.04), muscle ($p < 0.05$; R -squared = 0.02), and scutes ($p < 0.05$; R -squared = 0.07). $\delta^{13}\text{C}$ in liver ($p < 0.05$; R -squared = 0.01), kidney ($p < 0.05$; R -squared = 0.02), muscle ($p < 0.05$; R -squared = 0.04), and scutes ($p < 0.05$; R -squared = 0.07).

Discussion

The present study showed a significant negative relationship of THg and MeHg concentrations with size. This kind of

Fig. 5 Graphical representation of a generalized additive model (GAM) of the variation in MeHg concentrations in green turtle concerning curved carapace length (CCL). Estimated smooth functions (solid lines). (a) Liver, (b) kidney, (c) muscle, and (d) scutes



relationship has already been reported for others green turtle populations in Baja California (Kampalath et al. 2006), San Diego Bay in the USA (Komoroske et al. 2011), and Ceará coast in Brazil (Bezerra et al. 2012 and 2013). These patterns of Hg distribution have been associated with the known shift in feeding habitat, from omnivorous to predominantly herbivorous occurring in green turtles (Vander Zanden et al. 2013). Vélez-Rubio et al. (2016) detected this shift by analyzing the esophagus and stomach content of 74 *C. mydas* ranging from 45 to 52 cm. These authors reported a gradual shift from a diet mainly composed of gelatinous macrozooplankton in smaller juveniles to predominantly macroalgae in larger juveniles. Similar patterns were also reported by Cardona et al. (2010), Di Benedetto et al. (2017), and Burgett et al. (2018) in populations from Mediterranean, Rio de Janeiro coast, in Brazil, and Bermuda coast, respectively.

Our studied population presented a range of 24.9 to 62 cm of CCL and were all classified as juveniles, according to Almeida et al. (2011). Therefore, the decreasing trend in THg and MeHg concentrations found in the present study suggests the onset of ontogenetic shifts in diet and habitat. The inverse relationship of Hg concentrations with size and the larger variation of Hg concentrations in smaller individuals indicate that these animals might be exposed to more varied sources of Hg in the oceanic habitat compared with the neritic/coastal feeding grounds. Changes in diet of green turtles have been previously reported for other *C. mydas* populations (González Carman et al. 2012; Morais et al. 2014; Vélez-Rubio et al. 2016).

The diet is the main routes of Hg exposure in marine organisms (Gray 2002; Mackay and Fraser 2000). In herbivorous animals, Hg is mostly present as inorganic species, which

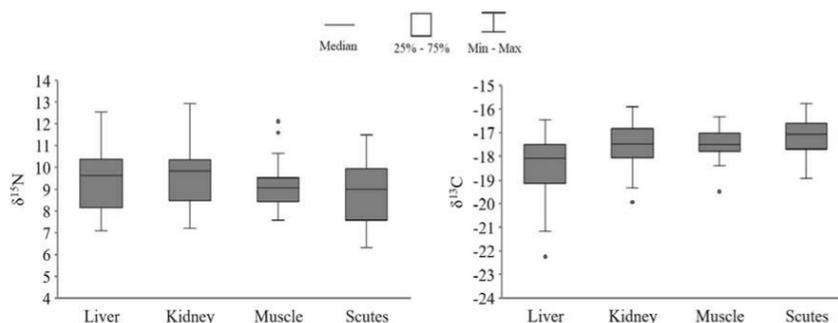
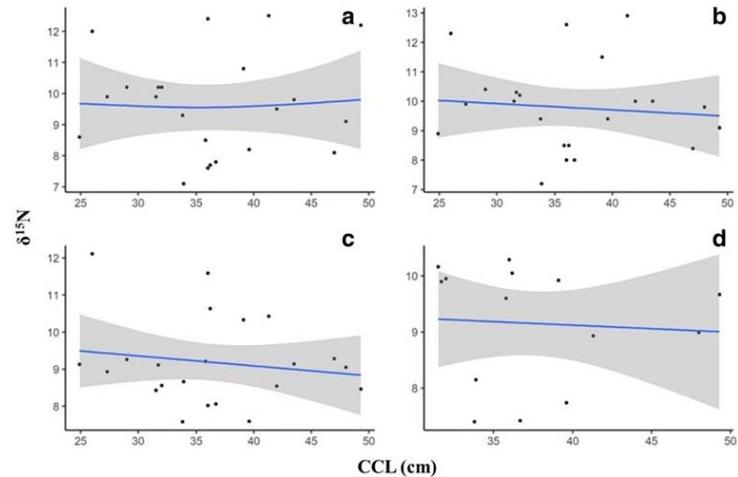


Fig. 6 Boxplot of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ concentrations in tissue samples of green turtle (*C. mydas*) from NE Brazil. Gray points represent outliers

Fig. 7 Relationship between isotope values of $\delta^{15}\text{N}$ and CCL in tissues of juvenile green turtles (*C. mydas*). Estimated smooth functions (solid lines)

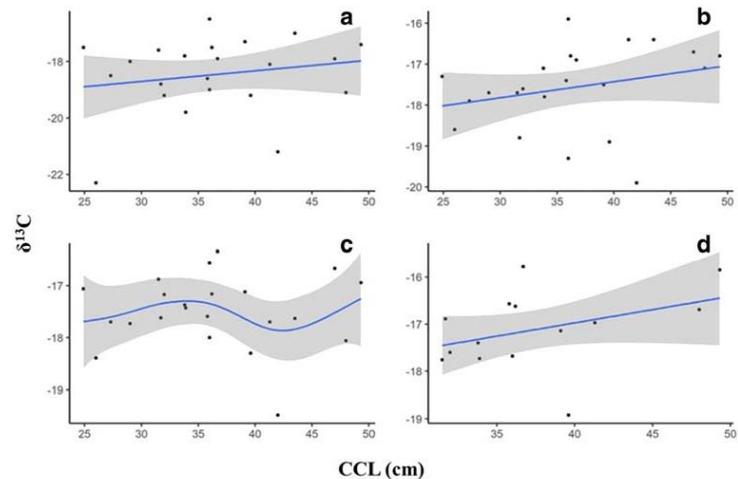


are the dominant Hg chemical species found in macroalgae, whereas MeHg concentrations are generally very small (May et al. 1987); thus, different diet would also change the relative importance of THg and MeHg in *C. mydas*, as observed in the present study.

In contrast, variation patterns of carbon and nitrogen isotopes were not as clear as expected. Although a significant relationship between the size and the isotopic values of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$, the determination coefficient (R^2) recorded with the GAM was very low so that the model cannot explain the observed values.

Distribution of $\delta^{13}\text{C}$ in muscle of the studied *C. mydas* population, although with small variability, suggests that the major diet of the animals derives from marine algae (-16.3 to -19.5‰), in agreement with previous results found by Bezerra et al. (2015). There was no significant relationship between the size and $\delta^{15}\text{N}$, as reported for this species in other geographical areas (Cardona et al. 2009; Vélez-Rubio et al. 2016; Di Benedetto et al. 2017; Monzón-Argüello et al. 2018), but the average $\delta^{15}\text{N}$ of the smallest individuals (CCL of 26 cm to 31.8 cm) was the highest (12.11 to 11.59‰, respectively), a result also suggesting omnivory more frequent in

Fig. 8 Relationship between isotope values of $\delta^{13}\text{C}$ and CCL in tissues of juvenile green turtles (*C. mydas*). Estimated smooth functions (solid lines)



smaller animals. This result may indicate high level of individual variability in the consumption of animal prey or be an artifact caused by the wide variability in the $\delta^{15}\text{N}$ of primary producers (Cardona et al. 2009). However, other factors rather than diet may affect $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in tissues of *C. mydas*. According to Haywood et al. (2019), intra-species variations between ocean basins are due to differences in local and ocean basin nutrient cycling regimes that influence isotope ratios at the base of the food web, which in turn influence the ratios in higher trophic level consumers. It is essential that when comparing isotope values from multiple regions, researchers quantify the local isotope ratios or obtain a proxy for the baseline ratios.

Studies in different geographical areas show this variation. The observed average of $\delta^{15}\text{N}$ content in the studied population ($9.0 \pm 0.8\text{‰}$) is higher than those found in African and mid-ocean populations by Cardona et al. (2009), $8.6 \pm 1.9\text{‰}$ and Burgett et al. (2018), $7.3 \pm 1.6\text{‰}$, respectively, but lower than those reported for other green turtle populations in the Atlantic: $10.8 \pm 2.3\text{‰}$ (Arthur et al. 2008); $10.2 \pm 0.25\text{‰}$ (Bezerra et al. 2015); and $9.9 \pm 1.8\text{‰}$ (Di Benedetto et al. 2017). Lemons et al. (2011) reported one of the highest isotopes $\delta^{15}\text{N}$ value for *C. mydas* ($17.1 \pm 1.33\text{‰}$), from San Diego Bay, USA, and associated it to the large anthropogenic load of nitrogen in this bay.

Omnivorous individuals with a more diversified diet showed a greater variability in isotope values of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$, produced by different ecological reasons (Arthur et al. 2008). It is possible that the different incorporation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in pelagic juvenile green turtles can be result from a transitional stage during which they complement their diet with a higher proportion of macroalgae, showed a relatively large variability in their isotope contents (Arthur et al. 2008). Vander Zanden et al. (2013) quantified $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in three life stages of *C. mydas*: oceanic juveniles, neritic juveniles, and adults, and showed large variation in isotopes contents in neritic juveniles, because of adaptation to a new environment and feeding strategy. In addition, the existence of large individual variability in the consumption of animal preys and the high variability in $\delta^{15}\text{N}$ found in primary producers (Cardona et al. 2009) may also contribute to a weak or non-existent relationship between size and $\delta^{15}\text{N}$.

The level of anthropogenic development in addition to affecting nitrogen concentrations as observed by Lemons et al. (2011) could also influence Hg concentrations found in a region. The north coast of Bahia state has higher industrial development, with harbors, pigment industries, and a petrochemical pole contributing to relatively high Hg background levels (Bezerra et al. 2015; Marins et al. 2004). Bezerra et al. (2015) showed that the level of exposure to environmental contamination of *C. mydas* is an important factor to be evaluated in areas impacted by anthropogenic activities, such as the Bahia coast. In this coast, although algae may be the main

food resource for juvenile green turtles, Hg concentrations can be elevated due to environmental contamination relative to other sectors of the NE Brazilian coast, thus excluding a difference in concentration of Hg due to distinct trophic levels. In the present study, there was no reason to expect differences in Hg contamination background among specimens as all turtles came from the same site in Bahia coast, and thus, they are likely exposed to similar environmental Hg levels. We hypothesize that differences in Hg concentrations with size are, due to a more generalist diet in smaller juveniles, consuming both plant and animal items, whereas larger juvenile feeds more on macroalgae.

On the other hand, our study showed that the liver was the tissue that presented the highest concentrations of THg, similar to results obtained for other species in different studies (Table 2), confirming the metabolic role of this organ, while scutes proved to be a reliable non-invasive method for monitoring the internal Hg concentrations in green turtles such as Bezerra et al. (2013) and Sakai et al. (2000b).

Concentration of MeHg was found higher in the muscle as expected, a result also observed in other species, such as *C. caretta*, *Chelonia mydas agassizii*, and *Lepidochelys olivacea* (Storelli et al. 1998; Kampalath et al. 2006).

Unlike the muscle, the scutes showed the lowest MeHg concentrations, only 4%, of the THg concentration, showing to be a structure with small capacity to store Hg in organic form. Metabolically, inter-keratinaceous tissues, like scutes, offer a less invasive sampling matrix than internal tissues, and form an inert complex with MeHg during growth, preserving an index of MeHg bioaccumulation over discrete periods. However, the seeming simplicity associated with using keratinaceous tissues to assess MeHg bioaccumulation can result in misleading interpretations, making these tissues inappropriate for some uses (Chételat et al. 2020).

One of the few studies evaluating the concentrations of MeHg in the carapace was performed by Ng et al. (2018), for large individuals of *C. mydas* with sizes from 67 to 84 cm in southern China. The authors found MeHg concentrations in scutes from 10 to 570 ng g⁻¹ and with a median of 60 ng g⁻¹, significantly exceeding our median of 16.7 ng g⁻¹ and concentrations ranging from 0.05 to 226.8 ng g⁻¹. Rodriguez et al. (2019) reported much lower MeHg concentrations in the carapace of 15 adult individuals of *C. caretta* (0.2 to 55.2 ng g⁻¹, with a median of 6.64 ng g⁻¹) compared with *C. mydas*, notwithstanding the more carnivorous diet of this species. There is a lack of studies evaluating MeHg concentrations in scutes of sea turtles, which is why we were unable to make a comparison with studies using individuals in the same size ranges, and of the same species. However, it is important to mention that although the studies shown are on individuals of different size and of different species, there are two factors controlling these variations in the MeHg concentrations. The ecological factors such as trophic position,

Table 2 Hg concentrations in tissues of green turtles *C.mydas*. ^(a)Adult. ^(j)Juveniles. *Hg concentration in wet weight. **Median values. NA, not analyze

Species	n	CCL (cm)	Hg concentration mean \pm SD (ng g ⁻¹)				Source
			Mean \pm SD	Liver	Kidney	Muscle	
<i>C. mydas</i>	50	51	287 \pm 156	132 \pm 77	19 \pm 30	NA	*Sakai et al. 2000a
<i>C. mydas</i>	2	95 \pm 2.8	188.5	68.9	4.5	2.41	*Sakai et al. 2000b
<i>C. mydas</i> (a)	4	-	125.7 \pm 84.8	NA	52.52 \pm 35.9	NA	Lam et al. 2006
<i>C. mydas</i> (j)	2	-	780.6 \pm 192.7	341.7 \pm 37.64	425.6 \pm 215.1	NA	
<i>C. mydas</i>	16	33–82	190	60	30	NA	*Van de Merwe et al. 2010
<i>C. mydas</i>	10	35.6 \pm 3.1	1340 \pm 610	360 \pm 140	NA	NA	De Macedo et al. 2015
<i>C. mydas</i>	26	36.4	982.4	429.5	184.3	354.1	Bezerra et al. 2015
<i>C. mydas</i>	47	36.4 \pm 7.2	650.9	303.4	113.3	365.4	**Present study

ontogenetic changes in diet, migration and type of diet, and physiological processes, include elimination of MeHg, internal circulation of MeHg, excretion, maternal transfer, among others (Chételat et al. 2020).

Stable isotopes and Hg concentrations were not able to show differences in the trophic position of the individuals considered to be omnivorous and herbivorous in our study. Di Benedetto et al. (2013) mentions that the ability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ tracers to reflect diet depends on the characteristics of the environment, the characteristics of each species, and the complementation with other types of proxies. Cardona et al. (2010) points out that although the use of stable isotopes as diet markers is a powerful technique, interpreting the results is not always simple, because the method is reliable only when there are large differences between the isotopic value of the sources considered and when the isotopic value varies consistently between the habitats and trophic levels. In the case of the green turtle, the availability of food can change the omnivorous (juvenile) and herbivorous (adult) behavior (Nagaoka et al. 2012). Studies using SIA show that herbivory behavior in adults can be optional and does not happen strictly (Hatase et al. 2006; Reich et al. 2007; González Carman et al. 2012; Velez-Rubio et al., 2016; Di Benedetto et al. 2017). Thus, as a direct result of this factor, the relationship between Hg and the stable isotopes of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ with juvenile and adult food preferences in *C. mydas* could be altered, whereby the ontogenetic change as such would not be able to be determined by variables previously exposed, being important the integration of this type of study with stomach contents.

Conclusions

The progressive and gradual change in the diet experienced by green turtles during growth can be considered as one of the main factors responsible for the variations in the concentrations of THg and MeHg. Our results showed a decrease

of THg and MeHg concentrations, during the growth of the green turtle. This variation is possibly related to a response of a more diverse diet in small individuals, and a diet composed of a higher proportion of algae in larger individuals. The relationship between Hg concentrations in the scutes with the other tissues proved that the scutes can be a reliable non-invasive method for monitoring the internal Hg concentrations in green turtles. However, the low concentrations of MeHg in the scutes showed that this type of tissue may be inappropriate for the evaluation of MeHg in the green turtle. The isotope values of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ did not show a clear relationship with the size, suggesting that the green turtles used in our work occupied similar trophic levels, and/or foraging habitats. It is important that individuals in the future studies be sampled in different life stages (juvenile, sub-adult, and adult), and analyze the influence of this factor in the Hg, MeHg, and stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) concentrations.

Acknowledgments The author would like to thank the team of the Coastal Biogeochemistry Laboratory for the support in processing and analysis of samples, and to the team of the Marine Turtle Conservation Project (TAMAR Project) for the support in the field work.

Funding information This study was funded by Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq (Proc. No. 405.244/2018-5).

References

- Aguirre AA, Lutz PL (2004) Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth* 1(3):275–283. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0097-3>
- Almeida AP, Moreira LMP, Bruno SC, Thomé JCA, Martins AS, Bolten AB, Bjorndal KA (2011) Green turtle nesting on Trindade island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. *Endanger Species Res* 14:193–201. <https://doi.org/10.3354/esr00357>

- Arthur KE, Boyle MC, Limpus CJ (2008) Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. <https://doi.org/10.3354/meps07440>
- Barbieri E (2009) Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia estuary, Brazil. *Braz J Oceanogr* 57(3):243–248. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592009000300007>
- Beckers F, Rinklebe J (2017) Cycling of mercury in the environment: sources, fate, and human health implications: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 47:693–794. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326277>
- Bezerra MF, Lacerda LD, Costa BGB, Lima EHSM (2012) Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. *An Acad Bras Cienc* 84:123–128
- Bezerra MF, Lacerda LD, Lima EHSM, Melo MTD (2013) Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). *Mar Pollut Bull* 77:424–427. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.020>
- Bezerra MF, Lacerda LD, Rezende CE, Franco ML, Almeida MG, Macêdo GR, Pires TT, Rostán G, Lopez GG (2015) Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. *Environ Pollut* 206:236–246. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.011>
- Bolten A (2003) Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. *Biol. Sea turtles* 2:243–257. <https://doi.org/10.1201/9781420040807.ch9>
- Burgett CM, Burkholder DA, Coates KA, Fourqurean VL, Kenworthy WJ, Manuel SA, Outerbridge ME, Fourqurean JW (2018) Ontogenetic diet shifts of green sea turtles (*Chelonia mydas*) in a mid-ocean developmental habitat. *Mar Biol* 165:1–12. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3290-6>
- Cardona L, Aguilar A, Pazos L (2009) Delayed ontogenetic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. *Mar Biol* 156:1487–1495. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1188-z>
- Cardona L, Campos P, Levy Y, Demetropoulos A, Margaritoulis D (2010) Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. *J Exp Mar Bio Ecol* 393:83–89. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.07.004>
- Chételat J, Ackerman JT, Eagles-Smith CA, Hebert CE (2020) Methylmercury exposure in wildlife: a review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. *Sci Total Environ* 135117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135117>
- De Macedo GR, Tarantino TB, Barbosa IS, Pires TT, Rostan G, Goldberg DW, Pinto LFB, Korn MGA, Franke CR (2015) Trace elements distribution in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) tissues on the northern coast of Bahia, Brazil. *Mar Pollut Bull* 94:284–289. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.033>
- Di Benedetto APMD, Bittar VT, Rezende CED, Camargo PB, Kehrig HA (2013) Mercury and stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) as tracers during the ontogeny of *Trichiurus lepturus*. *Neotropical Ichthyology* 11(1):211–216. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000100024>
- Di Benedetto APM, Siciliano S, Monteiro LR (2017) Herbivory level and niche breadth of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in a tropical coastal area: insights from stable isotopes. *Mar Biol* 164:1–12. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-3044-2>
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N (2013) Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ Sci Technol* 47:4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>
- González Carman V, Falabella V, Maxwell S, Albareda D, Campagna C, Mianzan H (2012) Revisiting the ontogenetic shift paradigm: the case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 429:64–72. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.06.007>
- Gray JS (2002) Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar Pollut Bull* 45:46–52. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00323-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00323-X)
- Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, Arthur K, Barata PCR, Bjørndal KA, Casale P (2010) Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endanger Species Res* 11(3):245–269. <https://doi.org/10.3354/esr00279>
- Hatase H, Sato K, Yamaguchi M, Takahashi K, Tsukamoto K (2006) Individual variation in feeding habitat use by adult female green sea turtles (*Chelonia mydas*): are they obligately neritic herbivores? *Oecologia* 149(1):52–64. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0431-2>
- Haywood J, Fuller W, Godley B, Shutler J, Widdicombe S, Broderick A (2019) Global review and inventory: how stable isotopes are helping us understand ecology and inform conservation of marine turtles. *Mar Ecol Prog Ser* 613:217–245. <https://doi.org/10.3354/meps12889>
- Jakimska A, Konieczka P, Skóra K, Namieśnik J (2011) Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, part II: metal concentrations in animal tissues. *Polish J Environ Stud* 20:1127–1146
- Jardim A, López-Mendilaharsu M, Barros F (2016) Demography and foraging ecology of *Chelonia mydas* on tropical shallow reefs in Bahia, Brazil. *J Mar Biol Assoc U K* 96(6):1295–1304. <https://doi.org/10.1017/S0025315415001629>
- Jensen MP, Bell I, Limpus CJ, Hamann M, Ambar S, Whap T, FitzSimmons NN (2016) Spatial and temporal genetic variation among size classes of green turtles (*Chelonia mydas*) provides information on oceanic dispersal and population dynamics. *Mar Ecol Prog Ser* 543:241–256. <https://doi.org/10.3354/meps11521>
- Kampalath R, Gardner SC, Méndez-Rodríguez L, Jay JA (2006) Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. *Mar Pollut Bull* 52(12):1816–1823. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.019>
- Komoroske LM, Lewison RL, Seminoff JA, Deheyn DD, Dutton PH (2011) Pollutants and the health of green sea turtle's resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere* 84:544–552. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.023>
- Lam JCW, Tanabe S, Chan SKF, Lam MHW, Martin M, Lam PKS (2006) Levels of trace elements in green turtle eggs collected from Hong Kong: evidence of risks due to selenium and nickel. *Environ Pollut* 144:790–801. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.02.016>
- Lemons G, Lewison R, Komoroske L, Gaos A, Lai CT, Dutton P, Eguchi T, LeRoux R, Seminoff JA (2011) Trophic ecology of green sea turtles in a highly urbanized bay: insights from stable isotopes and mixing models. *J Exp Mar Bio Ecol* 405:25–32. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.05.012>
- Lescord GL, Johnston TA, Branfireun BA, Gunn JM (2018) Percentage of methylmercury in the muscle tissue of freshwater fish varies with body size and age and among species. *Environ Toxicol Chem* 37(10):2682–2691. <https://doi.org/10.1002/etc.4233>
- Mackay D, Fraser A (2000) Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models 110, 375–391. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00162-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00162-7)
- Marins RV, de Paula Filho FJ, Maia SRR, de Lacerda LD, Marques WS (2004) Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova* 27:763–770. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000500016>
- May K, Stoeppler M, Reisinger K (1987) Studies in the ratio total mercury/methylmercury in the aquatic food chain. *Toxicol Environ Chem* 13:153–159. <https://doi.org/10.1080/0272248709357178>
- Miguel C, de Deus Santos MR (2019). Ecotoxicological studies of metal pollution in sea turtles of Latin America. In *Pollution of water bodies*

- in Latin America (pp. 129–156). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-27296-8_9
- Monzón-Angüello C, Cardona L, Calabuig P, Camacho M, Crespo-Picazo JL, García-Párraga D, Mayans S, Luzardo OP, Orós J, Varo-Cruz N (2018) Supplemental feeding and other anthropogenic threats to green turtles (*Chelonia mydas*) in the Canary Islands. *Sci Total Environ* 621:1000–1011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.126>
- Morais RA, Dos Santos RG, Longo GO, Yoshida ETE, Stahelin GD, Horta PA (2014) Direct evidence for gradual ontogenetic dietary shift in the green turtle, *Chelonia mydas*. *Chelonian Conservation and Biology* 13(2):260–266. <https://doi.org/10.2744/CCB-1058.1>
- Nagaoka SM, Martins AS, Dos Santos RG, Tognella MMP, de Oliveira Filho EC, Seminoff JA (2012) Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a sub-tropical estuary in Brazil. *Mar Biol* 159(3):573–581. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1836-y>
- Ng KY, Lam JCW, Zhang XH, Gu HX, Li TH, Ye M, Bin Xia ZR, Zhang FY, Duan JX, Wang WX, Lam IKS, Balazs GH, Lam PKS, Murphy MB (2018) Levels of trace elements, methylmercury and polybrominateddiphenyl ethers in foraging green turtles in the South China region and their conservation implications. *Environ Pollut* 234:735–742. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.100>
- Nica A, Popescu A, Ibaneşcu DC (2017) A current problem: mercury pollution. *Current Trends in Natural Sciences* 6(12):165–169
- Peterson BJ, Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol Syst* 18(1):293–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.18.1.293>
- Rodriguez CAB, Bezerra MF, Rezende CE, Bastos WR, Lacerda LD (2019) Mercury and methylmercury in carapace of the marine turtle *Caretta caretta*, in northeastern Brazil and its potential for environmental monitoring. *An Acad Bras Cienc* 91(2):e20180672. **Epub July 10, 2019.** <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180672>
- Sakai H, Saeki K, Ichihashi H, Kamezaki N, Tanabe S, Tatsukawa R (2000a) Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. *Arch Environ Contam Toxicol* 39:378–385. <https://doi.org/10.1007/s002440010118>
- Sakai H, Saeki K, Ichihashi H, Sukanuma H, Tanabe S, Tatsukawa R (2000b) Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. *Mar Pollut Bull* 40:701–709. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00008-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00008-4)
- Schneider L, Maher W, Green A, Vogt RC (2013) Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wildlife and human health. *Mercury: Sources, Applications and Health Impacts*. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, New York, USA, 173–232
- Storelli MM, Ceci E, Marcotrigiano GO (1998) Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimen beached along the Adriatic Sea (Italy). *Bull Environ Contam Toxicol* 60:546–552. <https://doi.org/10.1007/s001289900660>
- Taylor VF, Carter A, Davies C, Jackson BP (2011) Trace-level automated mercury speciation analysis. *Anal Methods* 3(5):1143–1148. <https://doi.org/10.1039/C0AY00528B>
- Unep (2013) Global mercury assessment 2013: sources, emissions, releases, and environmental transport. *Unep* 42. <https://doi.org/DTI/1636/GE>
- Van de Merwe JP, Hodge M, Olszowy HA, Whittier JM, Lee SY (2010) Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). *Mar Pollut Bull* 60:579–588. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.11.006>
- Vander Zanden HB, Bjorndal KA, Bolten AB (2013) Temporal consistency and individual specialization in resource use by green turtles in successive life stages. *Oecologia* 173:767–777. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2655-2>
- Vander Zanden HB, Tucker AD, Bolten AB, Reich KJ, Bjorndal KA (2014) Stable isotopic comparison between loggerhead sea turtle tissues. *Rapid Commun Mass Spectrom* 28:2059e2064. <https://doi.org/10.1002/rcm.6995>
- Vander Zanden MJ, Clayton MK, Moody EK, Solomon CT, Weidel BC (2015) Stable isotope turnover and half-life in animal tissues: a literature synthesis. *PLoS One* 10(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116182>
- Vélez-Rubio GM, Cardona L, Mendilaharsu LCML, Souza GM, Carranza A, González-Paredes D, Tomás J (2016) Ontogenetic dietary changes of green turtles (*Chelonia mydas*) in the temperate southwestern Atlantic. *Mar Biol* 163:1–16. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2827-9>

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

5.4 CAPÍTULO 4: ANÁLISE COMPARATIVA DO USO DE FRAGMENTOS DE CARAPAÇA DE TARTARUGAS MARINHAS (*C. caretta*, *C. mydas*, *E. imbricata* e *L. olivacea*) COMO MÉTODO NÃO INVASIVO PARA O BIOMONITORAMENTO DO MERCÚRIO (Hg) NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL

César Augusto B. Rodriguez^{1*}, Luiz D. de Lacerda¹

¹Laboratório de Biogeoquímica Costeira, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição, 3207, 60165-081 Fortaleza, Ceará, Brasil.

*Corresponding author: hpbarrios15@gmail.com

ABSTRACT

The use of key species in monitoring programs for toxic metals such as Hg is essential to understand the impact these pollutants have on the environment and human health. For this purpose, it is essential to use biomonitoring organisms that show a lifespan compatible with the time of residence of Hg in the environment, in addition to a wide distribution and food diet, as is the case of sea turtles. However, studies with these chelonians are reduced, which has yet to allow determining their use as a biomonitor of Hg in the oceans. In this way, the present work makes a regional comparison of four coastal areas with different levels of anthropic development (Maranhão, Ceará, Pernambuco, and Bahia) on the Brazilian coast. For this, we used four species of sea turtles (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, and *Lepidochelys olivacea*). The results did not show a relationship with the environmental concentrations of Hg but with the biology, ecology, and particular behaviors of each species. Characteristics such as the ontogenetic diet change in *C. mydas*, Capital Breeding in females in the reproductive period, foraging in deep ocean waters, and selectivity for food items such as *E. imbricata* can be considered responsible for the Hg concentrations found in this work. Therefore, with our results, it is impossible to consider turtles as biomonitors; future works need to consider a broad approach and use of tools that allow the tracking of these turtles and point sources of contamination near the foraging areas.

Key words: Contamination; Pollution; Sentinel Species; Atlantic Ocean; Sea Turtles.

RESUMO

O uso de espécies chaves em programas de monitoramentos de metais tóxicos como o Hg é essencial para entender o impacto que exercem estes poluentes tanto sobre o ambiente, como sobre a saúde humana. Para este fim é importante o uso de organismos biomonitores que mostrem um tempo de vida compatível com o tempo de residência do Hg no ambiente, além de uma ampla distribuição e dieta alimentar conhecida, como é o caso das tartarugas marinhas. Contudo, o número de trabalhos sobre Hg em quelônios é reduzido, o que não tem permitido determinar efetivamente o uso das tartarugas marinhas como biomonitores do Hg nos oceanos. Desta forma, o presente trabalho faz uma comparação regional de quatro áreas costeiras com diferentes níveis de desenvolvimento antrópico (Maranhão, Ceará, Pernambuco e Bahia) na região costeira nordeste e leste do Brasil, utilizando fragmentos de carapaça de quatro espécies de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*). Os resultados encontrados não mostraram relação com as concentrações ambientais do Hg encontrados na literatura, e sim com a biologia, ecologia e comportamentos particulares de cada espécie. Características como a mudança ontogenética de dieta na *C. mydas*, o *Capital Breeding* em fêmeas em período reprodutivo na *C. caretta*, forrageamento em águas oceânicas profundas na *L. olivacea* e a seletividade por alguns itens alimentares como na *E. imbricata*, podem ser consideradas responsáveis pelas concentrações de Hg encontradas neste trabalho. Portanto, com os nossos resultados não é possível determinar a viabilidade do uso da carapaça como um método efetivo para o monitoramento ambiental do Hg, sendo necessário que futuros trabalhos considerem uma ampla abordagem e uso de ferramentas que permitam o rastreamento destes quelônios e fontes pontuais de contaminação próxima as áreas de forrageamento.

Palavras Chaves: Contaminação; Poluição; Espécies Sentinela; Oceano Atlântico; Tartarugas Marinhas.

INTRODUÇÃO

O Hg é um elemento natural amplamente distribuído, porém as atividades antrópicas têm alterado a concentração deste metal em diferentes compartimentos ambientais, produzindo grandes eventos de contaminação (Ali et al., 2019). O caso da Minamata é considerado como um dos primeiros reportes de envenenamento por Hg. As descargas do Hg na forma orgânica na região costeira feitas pela *Chisso Corporation*, levou à exposição da biota marinha e a população dessa região a concentrações elevadas deste metal. Assim, como consequência desse evento muitas pessoas morreram devido ao consumo de peixes altamente contaminados (Kessler, 2013). A partir desses acontecimentos, uma série de medidas mitigadoras tem sido aplicadas de forma gradual no mundo todo, e entre essas podemos mencionar o uso de organismos biomonitores (UNEP 2019).

O biomonitoramento é o processo de avaliação da saúde de organismos e ecossistemas e rastreamento de mudanças no risco e exposição ao Hg ao longo do tempo (Evers et al., 2018). Com base na convenção de Minamata as medições precisam ser conduzidas em táxons-chave (e.g., peixes, tartarugas marinhas, aves, mamíferos marinhos etc.) que permitam rastrear mudanças nas cargas ambientais e forneçam informações importantes sobre os impactos da poluição por Hg e os riscos potenciais na saúde humana e biota (Gustin et al., 2016; Evers et al., 2018).

A ordem testudines apresentam características importantes que permitem entender seu uso em trabalhos de monitoramento. São organismos de vida longa que estão expostos por um tempo mais prolongado a diferentes tipos de contaminantes, o que leva a um maior acúmulo desses poluentes, fornecendo dados relevantes para trabalhos de monitoramento (Dos Santos et al., 2021). Além disso, apresentam uma dieta alimentar heterogênea, são organismos amplamente distribuídos (Schneider et al., 2013), e são potencialmente sensíveis devido ao seu metabolismo mais lento, o que retarda sua recuperação de possíveis efeitos causados por xenobióticos (Schaumburg et al., 2012). Contudo, o número de trabalhos sobre a presença de Hg em tartarugas marinhas é significativamente baixo, o que pode ter relação direta com o seu status de espécies em perigo de extinção, tornando ilegal sua captura na maioria dos países (Rodriguez et al., 2022). Desta forma, o uso de métodos não invasivos (e.g., sangue e carapaça) vem sendo uma ferramenta

para monitorar o Hg nesses quelônios, e conseqüentemente em ambientes oceânicos e costeiros impactados por emissões antrópicas e naturais de Hg.

Como método não invasivo, fragmentos de carapaça (scutes) têm se mostrado ser uma forma viável de determinar as concentrações de Hg especialmente na *C. mydas*. Trabalhos como os de Sakai et al., (2000), Bezerra et al., (2013) e Rodriguez et al., (2020) conseguiram bons resultados estimando as concentrações de Hg em órgãos internos a partir da concentração em scutes. Além disso, foram capazes de observar a mudança ontogenética de dieta nesta espécie, com base nas concentrações de Hg em scutes. No entanto, o número de trabalhos utilizando scutes é significativamente baixo o que não tem permitido obter conclusões claras sobre o uso destes organismos em programas de monitoramento. Trabalhos como os de Day et al., (2005), Bezerra et al., (2015), Rodriguez et al., (2018), Villa et al., (2019), Barraza et al., (2019) tem visto a possibilidade do uso destes quelônios para determinar a biodisponibilidade do Hg em habitats próximos a costa onde as influências terrestres e os impactos antropogênicos são altos. A fidelidade sazonal do local de forrageamento e a variabilidade regional do Hg no ambiente poderiam explicar a alta variação intraespecífica e ocasional em tartarugas marinhas (Day et al., 2005).

De acordo com Rodriguez et al., (2022) as espécies com o maior número de trabalhos utilizando a carapaça na determinação do Hg são a *C. mydas* e *C. caretta*, porém existem grandes lacunas de informação que ainda precisam ser abordadas, mesmo nessas espécies. Entre estas, a falta de trabalhos com indivíduos em diferentes faixas etárias, estudos mais completos dos comportamentos alimentares, e de distribuição, além de comportamentos particulares como o caso das fêmeas durante o processo reprodutivo; ademais de comportamentos de forrageamento em águas profundas que podem ser grandes influenciadores das concentrações de Hg como nas espécies *L. olivacea* e *D. coriacea*. O uso destas informações seria ideal para estabelecer a utilidade das tartarugas marinhas como biomonitores do Hg em áreas extremamente importantes para o desenvolvimento destes organismos, e que muitas vezes estão dentro de áreas de grande importância econômica.

Com base nisso, um dos principais objetivos deste trabalho é fazer uma análise comparativa das concentrações de Hg em lascas de carapaça de quatro espécies de tartarugas marinhas (*C. mydas*, *C. caretta*, *L. olivacea* e *E. imbricata*) amostradas na costa nordeste e leste do Brasil, nos estados do Maranhão, Ceará, Bahia e Pernambuco, e relacionar as

concentrações de Hg encontradas com as características próprias de cada espécie, e com as concentrações ambientais de Hg reportadas na literatura. Desta forma, será possível determinar a viabilidade do uso da carapaça como ferramenta para o monitoramento ambiental do Hg no Atlântico sudoeste tropical.

MATERIAL E MÉTODOS

Todos os procedimentos e análises deste trabalho foram realizados dentro das normas vigentes da legislação ambiental brasileira, efetuados sob autorização do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO, Licença 66837 (2022) e 66088 (2022).

Amostragem

Fragments de carapaça de quatro espécies de tartarugas marinhas foram coletadas em quatro regiões da costa do Brasil, Maranhão (*E. imbricata*), Ceará (*C. mydas*, and *C. caretta*), Pernambuco (*E. imbricata*, and *L. olivacea*) e Bahia (*C. mydas*, *C. caretta* and *L. olivacea*) (Figura 1). Todos os animais foram classificados como juvenis, sub-adultos e adultos de acordo com Dodd (1988) para *C. caretta*; Jensen et al., (2016) para *C. mydas*; Reichart (1993) para *L. olivacea*; Márquez (1994); Witzell (1983) para *E. imbricata*. Os fragmentos de carapaça foram coletados superficialmente utilizando uma pinça e de forma aleatória nas tartarugas verde, cabeçuda e pente. Quando eram encontradas lascas soltas estas eram coletadas para evitar estresse do animal, em caso contrário, era necessário fazer um corte que permitisse realizar a coleta. O peso aproximado dos fragmentos estava entre 1 e 1,5 gramas. No caso da tartaruga oliva as coletas foram realizadas nas placas marginais, devido a que apresentaram uma maior espessura em comparação com as placas vertebrais e laterais. Dessa forma, foi possível fazer a coleta sem machucar os indivíduos durante o processo. O tamanho dos indivíduos foi obtido com uma fita métrica, mediante obtenção do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e a largura curvilínea da carapaça (LCC).

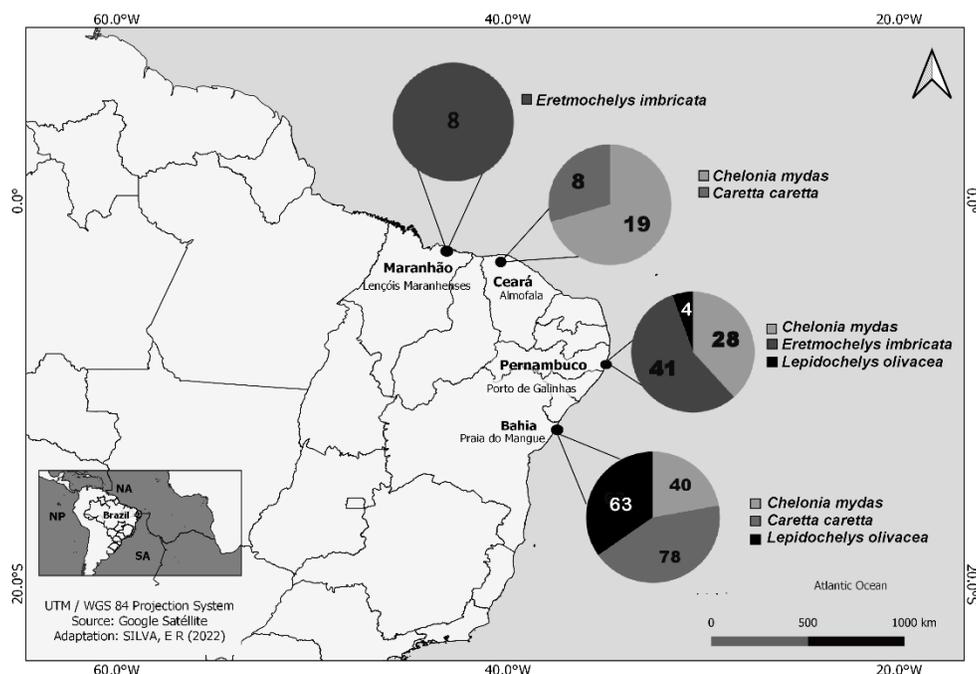


Figura 1 – Áreas de coleta dos fragmentos de carapaça nas espécies *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea* na costa nordeste do Brasil (Maranhão, Ceará, Pernambuco e Bahia).

Tratamentos das amostras e determinação de mercúrio total (HgT)

A metodologia utilizada para a quantificação do Hg total nas amostras biológicas seguiu a adaptada de Bezerra et al., (2012) e a configuração de forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation) sugerido pelo fabricante para amostras biológicas. As amostras foram pesadas em duplicata com peso de aproximadamente 0,5 g de peso seco em tubos de teflon, onde foram adicionados 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃ 65%) em uma pré-digestão de 25 min. Após a pré-digestão, a digestão foi realizada em forno digestor micro-ondas com potência 1600 W e temperatura de 200°C durante 30 min. A configuração de forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation) foi aquela sugerida pelo fabricante para amostras biológicas. Em seguida, 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foi adicionado. O extrato final foi transferido para balões volumétricos de 100 mL, aferindo-os com água destilada. A quantificação do Hg nas amostras foi realizada no Espectrofotômetro de Absorção Atômica por geração de Vapor Frio (CV-ASS), modelo NIC RA-3 da NIPPON. Os valores de LD obtidos para cada dia de análise variou de 0,00 a 0,07 ng g⁻¹ de Hg, com

uma média de $0,03 \pm 0,02$ ng g⁻¹. A validação da metodologia, foi obtida mediante o uso de material certificado de referência (SRM) juntamente com as amostras biológicas. Foi utilizado tecido de músculo de peixe (ERMBB422) contendo 601 ± 30 ng g⁻¹, com um valor de recuperação de 98%.

Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas utilizando R 4.1.2 (R development Core Team 2021). A normalidade dos dados foi testada utilizando o teste de Shapiro Wilk. Quando os dados não atenderam os pressupostos de normalidade foram log transformados. O teste não paramétrico de Kruskal Wallis foi usado quando a transformação logarítmica não conseguiu corrigir o desvio dos dados das suposições de normalidade. Assim foi possível determinar diferenças entre o CCL e nas concentrações de Hg de cada espécie e entre os locais de amostragem. Quando diferenças foram encontradas, utilizou-se o teste post hoc de Mann-Whitney permitindo a identificação das áreas que apresentaram diferenças significativas no CCL e nas concentrações de Hg das quatro espécies. Para melhorar a comparabilidade das concentrações de Hg entre indivíduos com diferentes tamanhos, como em *C. mydas*, as concentrações de Hg foram normalizadas (Hgnorm) dividindo o Hg encontrado pelo tamanho médio do animal (CCL) (Scudder Eikenberry et al., 2015). As concentrações de Hg normalizadas removem o efeito do tamanho na variação de Hg entre áreas, melhorando a interpretação das diferenças observadas. A relação entre CCL e as concentrações de Hg foi analisada utilizando a correlação de Spearman e Pearson. Os valores anormais ou *outliers* foram retirados para uma melhor interpretação dos dados. O valor de significância para os testes foi de 95% ($p < 0.05$).

RESULTADOS

Os indivíduos amostrados para cada espécie compreenderam diferentes faixas etárias, desde filhotes até adultos. *C. mydas* apresentaram indivíduos na faixa etária de juvenil a adulto (27 a 106 cm), *C. caretta* na faixa de sub-adultos a adultos (79 a 107 cm), e *E. imbricata* na faixa de filhote e adultos (5,1 a 100 cm). No caso da *L. olivacea* todos os

indivíduos amostrados foram adultos (63 – 79,2 cm). O tamanho, número de indivíduos amostrados para cada espécie e as concentrações de Hg encontradas nas regiões são detalhadas na tabela 1.

Table 1 - Size (cm) and Hg (ng g⁻¹) concentrations in scutes of *C. mydas* (*Cm*), *C. caretta* (*Cc*), *E. imbricata* (*Ei*) and *L. olivacea* (*Lo*) from Ceará, Bahia, Pernambuco and Maranhão.

<i>Sp</i>	Ceará		Bahia		Pernambuco		Maranhão	
	Size Mean ± SD Range	Hg Mean ± SD Range	Size Mean ± SD Range	Hg Mean ± SD Range	Size Mean ± SD Range	Hg Mean ± SD Range	Size Mean ± SD Range	Hg Mean ± SD Range
<i>Cm</i>	40.8 ± 9.5 27 – 59 n = 19	281.0 ± 256.9 6 – 856.6 n = 19	36.9 ± 6.8 27 – 62 n = 40	417.3 ± 351.4 13.8 – 1244.6 n = 40	52.8 ± 11.0 33.2 – 76.9 n = 28	130.8 ± 214.3 4.8 – 873.0 n = 28	–	–
<i>Cc</i>	93.4 ± 10.2 78.7 – 107 n = 8	236.1 ± 175.9 34 – 2169 n = 8	98.8 ± 4.7 87.1 – 107 n = 78	129.8 ± 127.4 3.3 – 1672 n = 78	–	–	–	–
<i>Ei</i>	–	–	–	–	90.7 ± 4.8 82 – 100 n = 41	19.9 ± 16.9 3.5 – 88.6 n = 41	5.5 ± 0.4 5.1 – 6.1 n = 8	57.04 ± 10.1 43.2 – 68.9 n = 8
<i>Lo</i>	–	–	70.9 ± 3.3 63 – 79.2 n = 63	874.7 ± 881.1 26.5 – 4085.9 n = 63	70.5 ± 4.5 70 – 74.5 n = 4	641.2 ± 474.2 69 – 1031.2 n = 4	–	–

Comparação de tamanho (CCL) entre regiões

A comparação entre o CCL dos indivíduos de *C. mydas* e *E. imbricata* mostraram diferenças significativas entre os locais de amostragem. A espécie *C. mydas* mostrou diferenças de CCL entre Bahia (36.9 ± 6.8 cm) e Ceará (40.8 ± 9.5 cm) (Post hoc Mann Whitney test, $p < 0.05$), entre Bahia (36.9 ± 6.8 cm) e Pernambuco (52.8 ± 10.9 cm) (Post hoc Mann Whitney test, $p < 0.05$), e entre Ceará (40.8 ± 9.5 cm) e Pernambuco (52.8 ± 10.9 cm) (Post hoc Mann Whitney test, $p < 0.05$). A *E. imbricata* mostrou diferenças significativas entre as regiões de maranhão (5.5 ± 0.4 cm) e Pernambuco (90.7 ± 4.8 cm) (Kruskal Wallis test, chi-squared = 19.7, $p < 0.05$). As espécies *C. caretta* e *L. olivacea* não mostraram diferenças significativas de CCL entre os locais de amostragem.

Relação entre tamanho (CCL) e concentração de mercúrio

C. mydas

A relação entre o CCL e as concentrações de Hg para os indivíduos amostrados na Bahia mostraram uma correlação moderada e negativa (Spearman's correlation, $r_s = -0.44$; $p = 0.003$). Contudo os indivíduos amostrados no Ceará (Spearman's correlation, $r_s = -0.42$; $p = 0.06$) e Pernambuco (Spearman's correlation, $r_s = 0.22$; $p = 0.28$) não mostraram correlações significativas.

C. caretta

A relação entre o CCL e as concentrações de Hg para os indivíduos de *C. caretta* amostrados na Bahia mostraram correlação significativa, porém fraca (Spearman's correlation, $r_s = 0.27$; $p = 0.02$). No caso do Ceará, os indivíduos não mostraram uma correlação significativa entre o CCL e as concentrações de Hg (Spearman's correlation, $r_s = -0.35$; $p = 0.38$).

L. olivacea

Os indivíduos amostrados na Bahia mostraram correlação significativa entre o CCL e o Hg, porém fraca (Spearman's correlation, $r_s = 0.29$; $p = 0.02$).

E. imbricata

Os indivíduos amostrados no Pernambuco (Spearman's correlation, $r_s = -0.15$; $p = 0.36$) e no Maranhão (Spearman's correlation, $r_s = 0.29$; $p = 0.42$) não mostraram relação entre o CCL e as concentrações de Hg.

Comparação entre regiões por espécie

As comparações das concentrações de Hg em indivíduos de *C. mydas* entre Ceará, Bahia e Pernambuco mostraram diferenças significativas entre Bahia e Pernambuco (Post hoc Mann Whitney test, $p < 0.05$), e Ceará e Pernambuco (Post hoc Mann Whitney test, $p < 0.05$), contudo não foram encontradas diferenças entre Bahia e Ceará (Post hoc Mann Whitney test, $p = 0.14$). As maiores concentrações foram encontradas em indivíduos amostrados na Bahia, seguido por Ceará e Pernambuco.

As concentrações de Hg para os dois grupos de indivíduos da espécie *C. caretta* nas regiões de Ceará e Bahia não mostraram diferenças significativas (Kruskal Wallis test, $p = 0.12$). Da mesma forma, também não foram observadas diferenças significativas entre indivíduos de *L. olivacea* amostrados na Bahia e Pernambuco (Kruskal Wallis test: $p = 0.93$).

Para *E. imbricata*, as concentrações de Hg foram reportadas para indivíduos amostrados nas regiões de Maranhão (filhotes) e Pernambuco (adultos) e mostrou diferenças significativas (Anova, $F = 24.12$, $p < 0.05$), com os filhotes amostrados no Maranhão apresentando uma maior concentração de Hg comparado com as fêmeas adultas da zona costeira de Pernambuco.

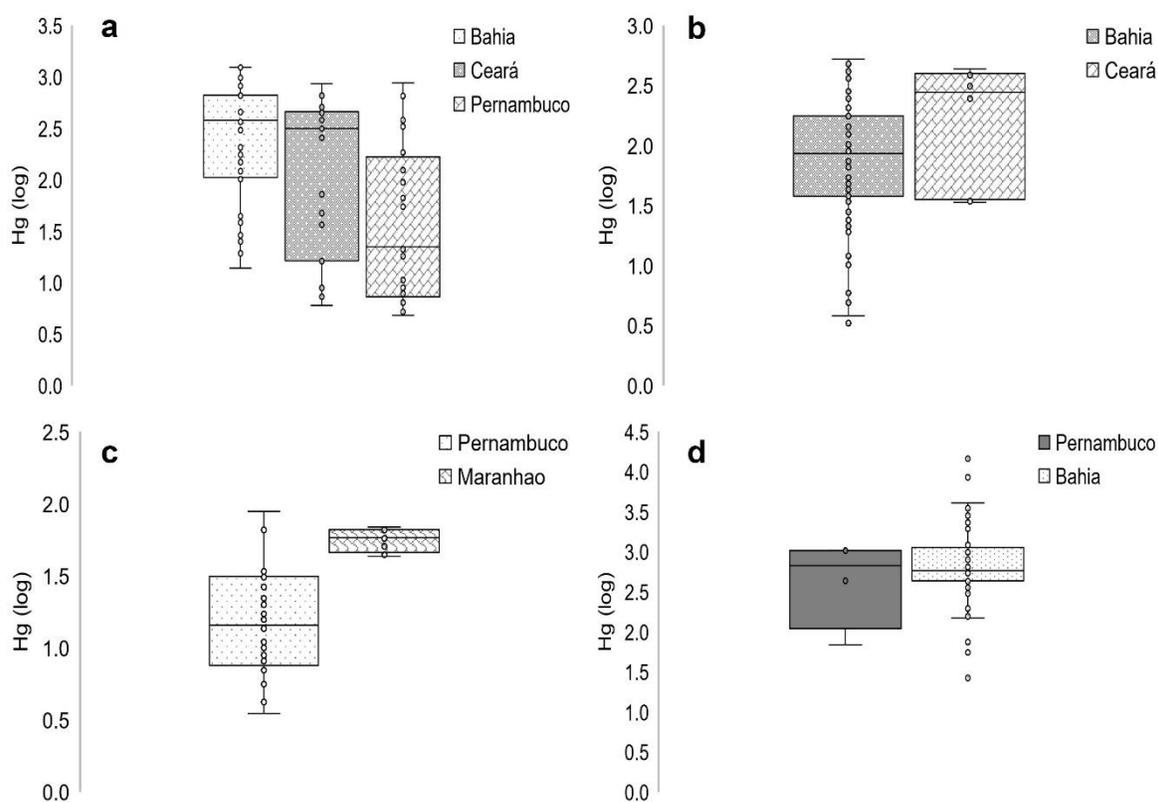


Figura 2 - Comparação regional entre as concentrações de Hg nas espécies *C. mydas* (a), *C. caretta* (b), *E. imbricata* (c), e *L. olivacea* (d) em áreas de ocorrência ao longo do litoral nordeste e leste brasileiro.

Comparação entre regiões para a *C. mydas* com dados de mercúrio normalizados

Os valores de CCL da *C. mydas* mostraram diferenças significativas entre as áreas de amostragem, de forma que suas concentrações de Hg dividindo-as pelo tamanho de cada indivíduo. A comparação entre as concentrações normalizadas de Hg para a *C. mydas* nas Bahia, Ceará e Pernambuco, mostrou diferenças entre Bahia e Pernambuco (Post hoc Mann Whitney test: $p < 0.05$), e Ceará e Pernambuco (Post hoc Mann Whitney test: $p < 0.05$), porém não foi encontrada diferença entre Ceará e Bahia (Post hoc Mann Whitney test: $p = 0.142$).

DISCUSSÃO

As tartarugas marinhas apresentam mudanças importantes durante seu crescimento, desde a área de distribuição até sua dieta alimentar (Bolten et al., 2003). Espécies como a *C. caretta*, *C. mydas* e *E. imbricata*, mostram uma distribuição oceânica nos seus primeiros anos de vida, até o momento de seu recrutamento para ambientes costeiros (Bolten et al., 2003; Figgner et al., 2019). Por outro lado, *L. olivacea* tende a apresentar uma distribuição mais oceânica (Figgner et al., 2019). O deslocamento do ambiente oceânico para o litoral implica a mudança dos itens alimentares consumidos, além de uma maior interação com ambientes estuarinos e costeiros particularmente vulneráveis à contaminação antrópica por Hg (Gworek et al., 2016). Com isso, é essencial avaliar as concentrações de Hg em cada espécie e determinar sua relação tanto com as suas características biológicas e ecológicas, como também com as características de suas áreas de forrageamento.

C. mydas

O tamanho e as concentrações de Hg em *C. mydas* nas três áreas de ocorrência, não foram correlacionados, possivelmente devido a pequena variação no tamanho dos indivíduos amostrados, sendo majormente juvenis e poucos adultos. Entretanto, foram encontradas diferenças entre o CCL nas três regiões, sendo o grupo de tartarugas marinhas amostradas no Pernambuco as que apresentaram a média de CCL maior. Não entanto, é

importante destacar que 62.1% dos indivíduos amostrados nas três regiões estiveram na faixa de recrutamento costeiro, (25 – 44 cm) segundo Bjorndal (1980) ou 30 – 40 cm segundo Lenz et al., (2017); 37.9% indivíduos sub-adultos, e nenhum adulto foi registrado. Esta informação é bastante importante uma vez que as tartarugas verdes juvenis com menos de 50 cm de CCL encontradas em ambientes neríticos da costa sul de Brasil, Uruguai e Argentina são onívoros, em transição entre uma dieta carnívora e herbívora (Bugoni et al., 2003, Carman et al., 2012, Vélez-Rubio et al., 2016, Lenz et al., 2017), o que levaria a uma maior concentração do Hg. Contudo, de acordo com Di Benedetto et al., (2017) para a região sudeste do Brasil especificamente na costa do Rio de Janeiro, indivíduos juvenis de tartaruga verde apresentam um nível de herbivoria maior, onde o consumo de matéria animal mostra pouca representação na sua dieta.

C. mydas é amplamente estudada devido a sua mudança ontogenética de dieta durante seu crescimento. Nos primeiros anos de vida esta espécie apresenta um comportamento omnívoro, enquanto na fase adulta a sua alimentação é baseada em um maior consumo de macroalgas, sendo considerada uma espécie herbívora (Bjorndal, 1985, 1997). Esta mudança resulta em uma relação inversa entre o tamanho e as concentrações de Hg e tem sido reportada em vários trabalhos (Bezerra et al., 2012, 2015; Rodriguez et al., 2020). É precisamente esta mudança de dieta o que explicaria o padrão de distribuição das concentrações de Hg encontradas neste trabalho.

Os indivíduos com maior concentração de Hg foram aqueles coletados no Ceará e Bahia mostrando diferenças significativas com Pernambuco, condizente com o tamanho dos indivíduos amostrados em cada área de ocorrência, que sugere mudança ontogenética de dieta. Para Ceará e Bahia a porcentagem de indivíduos em processo de recrutamento foi de 73.6% e 87.5% respectivamente, enquanto para Pernambuco essa porcentagem foi de 25%, consideravelmente menor. Dessa forma, a mudança de uma dieta onívora para herbívora pode explicar as maiores concentrações de Hg nos indivíduos da *C. mydas* comparado àqueles de Pernambuco, onde 89.3% dos indivíduos mostraram tamanhos compatíveis com fases posteriores ao recrutamento, isto é, predominantemente herbívoras. Embora nessa faixa de tamanho ainda ocorra a ingestão eventual de cnidários e ctenóforos (Bjorndal, 1996), o consumo de macroalgas e ervas marinhas pode ser consideravelmente maior comparado com

os indivíduos amostrados no Ceará e Bahia, explicando dessa forma a concentração de Hg significativamente menor.

As concentrações de Hg nestes quelônios vão depender tanto de fatores ambientais como também do tipo de tecido utilizado. No Brasil, o trabalho de Bezerra et al., (2015) mostrou que as concentrações de Hg em fígado de indivíduos de *C. mydas* amostrados nas costas do Ceará e Bahia mostraram relação com o nível de contaminação ambiental, com maiores valores na Bahia. Contudo, as concentrações de Hg na carapaça e no músculo não mostraram o mesmo comportamento. O fígado responde pelo armazenamento e redistribuição do Hg recentemente ingerido, enquanto tecidos como o músculo e a carapaça representam um sumidouro para o Hg acumulado com meia-vida mais longa (Schneider et al., 2013; Day et al., 2005). Os dois trabalhos citados, analisaram indivíduos juvenis em transição de ambientes oceânicos para costeiros, de forma que as amostras de carapaça poderiam estar mostrando concentrações mais antigas e não relacionados com a região costeira. Segundo Marins et al., (2004) na costa Leste do Brasil o Índice de Geoacumulação Regional de Hg mostra que as áreas mais contaminadas se encontram em Pernambuco e Bahia, enquanto Ceará mostra o menor índice de contaminação. Contudo, as concentrações de Hg encontradas nas amostras de carapaça de *C. mydas* no presente trabalho não mostraram nenhuma relação com a área de ocorrência.

C. caretta

As concentrações de Hg na carapaça de *C. caretta* amostradas na Bahia e Ceará foram reportados unicamente para indivíduos adultos, além disso foram muito variáveis para ambas as populações e não mostraram diferenças significativas entre regiões. Esta variabilidade e a presença de tartarugas com baixas concentrações de Hg pode ter relação com suas áreas de alimentação e os organismos que compõem a dieta da *C. caretta*, onde entre a variedade de itens alimentares consumidos estão, moluscos, crustáceos, e macroplâncton gelatinoso (Bjorndal, 1985; Dodd, 1988). A variabilidade das concentrações de Hg na carapaça para a *C. caretta* também foi reportada por Day et al., (2005), Casini et al., (2018) e Rodríguez et al., (2019), e relacionadas com a dieta alimentar e as concentrações ambientais de Hg nas suas áreas de forrageamento.

Além de avaliar os fatores dieta e área de forrageamento, é importante considerar as características únicas das populações de *C. caretta* no Brasil. Estudos de genética baseados em DNA mitocondrial, mostram que a população brasileira de *C. caretta* é distinta das demais populações conhecidas no mundo, e se divide em duas subpopulações: nordeste com áreas prioritárias de desova nas praias da Bahia e Sergipe e sudeste com áreas prioritárias de desova nas praias de Rio de Janeiro e Espírito Santo. Assim, para a subpopulação da Bahia é possível encontrar um corredor migratório ao longo de toda a costa Nordeste do Brasil, e áreas de descanso e alimentação na costa Norte, especialmente no Ceará (Marcovaldi et al., 2009, Marcovaldi et al., 2010). Com base nestas informações e tendo em consideração que o tecido utilizado para este trabalho foram os scutes, podemos supor que as fêmeas desovantes que foram amostradas na Bahia refletiram as concentrações de Hg de suas áreas de alimentação (Ceará) e não de suas áreas de desova (Bahia). Esta hipótese poderia ser reforçada pela estratégia conhecida como *capital breeding*, onde as fêmeas de tartarugas marinhas consomem pouco ou nenhum alimento durante o período reprodutivo, permitindo que os organismos separem espacial e temporalmente áreas adequadas de forrageamento e reprodução (Bonnet et al., 1998). Esta estratégia tem sido reportada em diferentes espécies de tartarugas marinhas (*C. caretta*: Perrault & Stacy 2018; *C. mydas*: Page-Karjian et al., 2020; *E. imbricata*: Goldberg et al., 2013; *D. coriacea*: Perrault et al., 2016) e poderia ajudar a entender a origem das concentrações de Hg nos indivíduos de *C. caretta* analisados neste trabalho.

L. olivacea

O primeiro e único trabalho em reportar as concentrações e Hg em indivíduos da espécie *L. olivacea* foi realizado por Kampalath et al., (2006) no México, contudo esta autora utilizou o rim, fígado e músculo, mas não carapaça. Embora não sendo possível comparações, o presente trabalho pode ser, portanto, considerado como o segundo em reportar as concentrações de Hg para a espécie *L. olivacea*, e o primeiro em reportar as concentrações de Hg em scutes em *L. olivacea*.

As concentrações de Hg para a *L. olivacea* foram reportados para fêmeas adultas, no México e no Brasil, e mostraram grande variabilidade. Com todos os indivíduos sendo

adultos, não foi encontrada uma correlação significativa entre o tamanho e as concentrações de Hg. Também não foram encontradas diferenças significativas entre indivíduos amostrados na Bahia e Pernambuco, mesmo com níveis de contaminação ambiental superiores na costa de Pernambuco (Marins et al., 2004). Se faz necessário, portanto, avaliar a influência de características biológicas e ecológicas da *L. olivacea* na acumulação do Hg.

Diferentes das demais espécies de tartarugas marinhas estudadas, que habitam o ambiente oceânico durante seus primeiros anos de vida migrando para o nerítico durante a fase adulta, a *L. olivacea* habita a zona oceânica na fase adulta (Bolten et al., 2003; Figgner et al., 2019). Apesar disso, existem relatos de indivíduos adultos da *L. olivacea* capazes de utilizar uma grande variedade de áreas de forrageamento, incluindo ambientes pelágicos e bentônicos (Plotkin, 2010; Da Silva et al., 2011). Trabalhos de rastreamento por satélite mostram que existe uma plasticidade comportamental entre as populações de *L. olivacea* (Rees et al., 2012), e adultos tem sido encontrado nos ambientes oceânicos e mergulhando em profundidades de até 400 m (Swimmer et al., 2006), ou usando áreas de plataforma costeira ou continental (McMahon et al., 2007; Whiting et al., 2007; Colman et al., 2014). Com isso em mente, as concentrações de Hg apresentadas por esta espécie provavelmente estariam refletindo as concentrações de Hg de suas áreas de forrageamento em ambientes oceânicos e não costeiros.

L. olivacea mostra flexibilidade no uso de ambientes pelágicos e bentônicos que ligado com seu comportamento omnívoro, pode repercutir em uma ampla variabilidade dos itens alimentares que são consumidos, e com isso nas concentrações de Hg refletidas. No Atlântico tem sido reportado diversos itens alimentares (e.g., salpas, peixes, moluscos, crustáceos, algas, ascídias, sipunculídeos, ovos de peixes etc.) (Bjorndal, 1996; Colman et al., 2014; Di Benedetto et al., 2015), e em alguns casos para a região do Pacífico oriental estudo de conteúdo estomacal tem reportado a presença de tunicados (Mortimer, 1982; Carpena-Catoira et al., 2022). Desta forma, tanto as áreas de forrageamento, como o consumo de organismos de diferentes níveis tróficos e especialmente com altas e baixas concentrações de Hg podem ser responsáveis pela ampla variação das concentrações de Hg encontradas neste trabalho em *L. olivacea*.

A presença da *L. olivacea* em águas oceânicas profundas é uma característica que precisa ser estudada, já que permitiria entender sua influência nas concentrações de Hg,

principalmente se consideramos que esta espécie pode apresentar comportamentos de forrageamento em grandes profundidades (Polovina et al., 2002). De acordo com Choy et al., (2009) a profundidade em que alguns predadores (e.g., *Thunnus obesus*, *Thunnus albacares*, *Katsuwonus pelamis*, *Xiphias gladius*, *Lampris guttatus*, *Coryphaena hippurus*, *Taractichthys steindachneri*, *Tetrapturus audax*, and *Lepidocybium flavobrunneum*) forrageiam, influencia diretamente nas suas concentrações de Hg, tal e como foi encontrado por este autor. Isto devido a que águas oceânicas profundas com baixo teor de oxigênio podem apresentar altos níveis de Hg biodisponível que será transferido de um nível trófico a outro (Gill & Fitzgerald, 1998; Mason et al., 1993; Choy et al., 2009; Romero-Romero et al., 2022). Assim, diferenças verticais nos comportamentos de forrageamento ao longo da vida de um predador pelágico provavelmente são diretamente responsáveis pelas cargas totais de Hg (Choy et al., 2009; Lacerda et al., 2017)

E. imbricata

Os resultados encontrados em adultos de *E. imbricata*, mostraram concentrações de Hg com média de $19.9 \pm 16.9 \text{ ng g}^{-1}$ e similares aquelas relatadas por Escobedo-Mondragón, et al., (2021, 2023) na Ilha Holbox, estado de Quintana Roo, Mexico, $14,1 \text{ ng g}^{-1}$ (peso seco) e 5.2 ng g^{-1} (peso seco). Ambos os trabalhos apresentaram concentrações de Hg significativamente menores quando comparada com outras espécies de tartarugas marinhas (e.g., *C. mydas*, Bezerra et al., 2015; Rodriguez et al., 2020; *C. caretta*, Rodriguez et al., 2019, *L. olivacea*, este trabalho) o que pode ter relação com diversos fatores como a dieta alimentar, variações geográficas, idade, características fisiológicas de cada espécie (Gardner et al., 2006; Kampalath et al., 2006; Escobedo-Mondragón et al., 2021), como também nas características morfológicas e químicas da carapaça desta espécie.

E. imbricata como a *C. caretta* e *L. olivacea*, é uma espécie omnívora (Bjorndal, 1996), porém, diferente destas duas espécies, as suas áreas de forrageamento está associada a recifes de coral, e sua dieta esta composta por itens alimentares que podem variar dependendo da região, por exemplo: Von Brandis et al., (2014) para a região do oceano Índico reporta a prevalência de *Stelletta* sp., *Spherospongia* sp. (ambas demo-esponjas) e *Zoanthus sansibaricus* (anthozoa). Proietti et al., (2012) para indivíduos imaturos de *E.*

imbricata nas ilhas brasileiras do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Parque Marinho de Abrolhos e Reserva Marinha do Arvoredo, reportaram a prevalência de organismos bentônicos sésseis, principalmente zoantídeos (*Zoanthus sociatus* e *Palythoa caribaeorum*) e ocasionalmente esponjas. Rincon-Diaz et al., (2011) para juvenis no Arquipélago Culebra em Puerto Rico, mostraram preferência por *Ricordea florida* e pela alga *Lobophora variegata* e baixa preferência pela esponja *Chondrilla núcula*. Outros trabalhos reportam em menor proporção a presença de espécies bentônicas, incluindo tunicados, briozoários, moluscos, corais e algas (Carr & Stancyk, 1975; Meylan, 1988; Bjorndal, 1996; Rincon-Diaz et al., 2011; Martínez-Estévez et al., 2022). Neste trabalho não foram quantificadas as concentrações de Hg de itens alimentares, impedindo relacionar as concentrações de Hg encontradas na *E. imbricata* com sua dieta. Medições das concentrações de Hg na cadeia alimentar de suas áreas de forrageamento seriam ideais para estabelecer sua dieta e nível trófico. Assim, seria possível ter uma explicação para as baixas concentrações de Hg reportadas na carapaça da *E. imbricata*.

Existe uma clara diferença na faixa etária dos indivíduos amostrados no Maranhão e Pernambuco, o que não permitiu realizar uma comparação entre áreas. Apesar disso, é inegável e interessante a diferença entre as concentrações de Hg destes dois grupos de indivíduos, principalmente quando vemos que os filhotes mostraram concentrações de Hg maiores que as tartarugas adultas. As amostras coletadas no Maranhão foram unicamente para filhotes, e não foi possível coletar amostras das fêmeas que desovaram nessa área, impossibilitando qualquer tipo de comparação e verificação da existência de transferência materna. Contudo, metais essenciais (e.g., Zn, Cu etc.) e não essenciais (e.g., Pb, Hg etc.) têm sido detectados no sangue e ovos da *E. imbricata* (Ehsanpour et al., 2014), *Dermochelys coriacea* (Guirlet et al., 2008; Perrault et al., 2011), *C. mydas* (Sinaei & Bolouki, 2017) e outras espécies de quelônios (Nagle et al., 2001; Hopkins et al., 2013), sugerindo transferência materna para os embriões. Desta forma, é possível que o Hg encontrado nos filhotes esteja refletindo as concentrações de Hg das fêmeas que desovaram nessa região, e que conseqüentemente transferiram parte do Hg acumulado para os ovos, como uma forma de reduzir a carga corporal do Hg (Nagle et al., 2001; Sinaei & Bolouki, 2017). Além disso, é importante avaliar a troca de água e gases entre o ovo e seu ambiente durante a embriogênese ou formação do embrião (Ackerman 1997; Wallace et al., 2006), já que ambos

podem ser responsáveis por parte da carga de metais encontrada nos filhotes de tartarugas marinhas (Muñoz & Vermeiren 2020).

CONCLUSÃO

Cada espécie de tartaruga marinha ao longo da sua vida apresenta mudanças nas suas áreas de distribuição que conseqüentemente influenciam nas suas concentrações de Hg. No caso da *C. mydas*, a mudança do ambiente oceânico para costeiro, além da mudança de dieta ajudaram a explicar parte dos resultados obtidos neste trabalho. A mudança ontogenética da dieta durante o crescimento, resulta em uma relação inversa entre o tamanho e as concentrações de Hg, como confirmado pelos resultados apresentados. Esta característica como em outros trabalhos mostrou ser um dos principais controladores das concentrações de Hg em *C. mydas*, resultando possivelmente na inexistente relação com as concentrações ambientais reportados na literatura para as regiões de Bahia, Ceará e Pernambuco.

Das quatro espécies utilizadas neste trabalho, três são conhecidas por apresentar uma dieta omnívora, contudo mostram seletividade por certo tipo de itens alimentares que podem influenciar nas concentrações de Hg. No caso da *L. olivacea*, diferente das outras espécies, não existe uma interação permanente com áreas costeiras, existe uma oscilação na sua distribuição entre áreas oceânicas e costeiras, de forma que o Hg refletido por esta espécie pode apresentar origens diversas e não apresentar relação direta com as áreas em que foram realizadas as amostragens para este trabalho.

O uso da carapaça como método não invasivo para o monitoramento do Hg em tartarugas marinhas tem mostrado ser uma ferramenta viável como indicador das concentrações do Hg, e das mudanças na dieta alimentar na *C. mydas*. No caso da *C. caretta* o número de trabalhos tem aumentado gradualmente, entretanto dirigido a indivíduos adultos, sendo necessário aumentar o número de indivíduos em outras faixas etárias. Já no caso da *E. imbricata* e *L. olivacea* o número de trabalhos é reduzido a um único trabalho para a *E. imbricata* e até o momento nenhum trabalho foi realizado utilizando a carapaça na *L. olivacea*. Este trabalho é o primeiro a fazer esse relato, além de uma comparação entre regiões geográficas distintas. Assim, no futuro é indispensável a produção de mais trabalhos focados

nas espécies menos estudadas e abordando características como o forrageamento em águas profundas e o *Capital breeding*.

Com base em nossos resultados, o uso da carapaça de tartarugas marinhas como ferramenta para o monitoramento do Hg nos oceanos parece ser bem mais complexo e talvez somente possível em áreas de forrageamento onde as tartarugas marinhas apresentem fidelidade. Uma abordagem ampla da biologia, ecologia e características ambientais permitiriam estabelecer com maior confiabilidade o uso destes quelônios como sentinelas dos oceanos.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento deste projeto e ao CNPq, Proc. No. 405.244/2018-5 e 309.718/2016-3, a L. D. d. L. Queremos agradecer também às equipes que deram suporte na coleta de amostras, Instituto Amares (Maranhão), Instituto Verdeluz e Projeto TAMAR (Ceará), ONG Ecoassociados (Pernambuco) e Projeto TAMAR (Bahia).

REFERÊNCIAS:

- ACKERMAN RA. 1997. The nest environment and embryonic development of sea turtle. In: Lutz PL, Musick JA (eds) *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, FL, p 83–106
- ALI H, KHAN E, ILAHI I. 2019. "Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation", *Journal of Chemistry*, vol. 2019, Article ID 6730305, 14 pages, 2019.
- BARRAZA AD, KOMOROSKE LM, ALLEN C, EGUCHI T, GOSSETT R, HOLLAND E, LAWSON DD, LEROUX, RA, LONG A, SEMINOFF JA, LOWE CG. 2019. Trace metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two southern California coastal estuaries. *Chemosphere* 223:342–350.
- BEZERRA MF, LACERDA LD, COSTA BGB, LIMA EHS. 2012. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. *An. Academia Brasileira de Ciências*, 84:123–128.

- BEZERRA M, LACERDA L, LIMA E, MELO M. 2013. Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). *Marine Pollution Bulletin*, 77:424-427
- BEZERRA MF, LACERDA LD, REZENDE CE, FRANCO MAL, ALMEIDA MG, MACÊDO GR, PIRES TT, ROSTÁN G, LOPEZ GG. 2015. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. *Environmental Pollution*. 206:236–246.
- BJORNDAL KA. 1996. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In *The biology of sea turtles* CRC Press, Boca Raton, FL, p 199–231.
- BJORNDAL KA. 1980. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology*, 56:147-154.
- BJORNDAL KA. 1985. Nutritional Ecology of Sea Turtles. *Copeia*, 1985:736–751.
- BJORNDAL KA. 1997. Foraging Ecology and Nutrition of Sea Turtles. In: Lutz, P.L. and Musick J.A., Eds., *The Biology of Sea Turtles*, CRC Press, Boca Raton, FL, 199-231.
- BOLTEN AB, LUTZ PL, MUSICK JA, WYNEKEN J. 2003. Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. *The biology of sea turtles*, 2:243-257.
- BONNET X, BRADSHAW D, SHINE R. 1998. Capital versus income breeding: an ectothermic perspective. *Oikos*, 333-342
- BUGONI L, KRAUSE L, PETRY MV. 2003. Diet of sea turtles in southern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 4:685-7.
- CARMAN VG, FALABELLA V, MAXWELL S, ALBAREDA D, CAMPAGNA C, MIANZAN H. 2012. Revisiting the ontogenetic shift paradigm: the case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 429:64-72
- CARPENA-CATOIRA C, ORTEGA-ORTIZ CD, LIÑÁN-CABELLO MA, OLIVOS-ORTIZ A, ELORRIAGA-VERPLANCKEN FR. 2022. Foraging ecology of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) from the Mexican Central Pacific based on stable isotopes. *Regional Studies in Marine Science*, 52:102296.
- CARR A, STANCYK S. 1975. Observations on the ecology and survival outlook of the hawksbill turtle. *Biological Conservation*, 8:161-172.
- CASINI S, CALIANI I, GIANNETTI M, MARSILI L, MALTESE S, COPPOLA D, BIANCHI N, CAMPANI T, ANCORA S, CARUSO C, FURII G, PARGA M, D'AGOSTINO A, FOSSI MC. 2018. First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. *Science of The Total Environment*, 631-632:1221-1233

- CHOY CA, POPP BN, KANEKO JJ, DRAZEN JC. 2009. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106:13865-13869.
- COLMAN LP, SAMPAIO CLS, WEBER MI, DE CASTILHOS JC. 2014. Diet of olive ridley sea turtles, *Lepidochelys olivacea*, in the waters of Sergipe, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 13:266-271.
- DA SILVA AC, DOS SANTOS EA, OLIVEIRA FLDC, WEBER MI, BATISTA JA, SERAFINI TZ, DE CASTILHOS JC. 2011. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 443:237-247.
- DAY RD, CHRISTOPHER SJ, BECKER PR, WHITAKER DW. 2005. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. *Environ Sci Technol*. 39:437-46.
- DI BENEDITTO A, FULGENCIO DE MOURA J, SICILIANO S. 2015. Feeding habits of the sea turtles *Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea* in south-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 8, E122.
- DI BENEDITTO APM, SICILIANO S, MONTEIRO LR. 2017. Herbivory level and niche breadth of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in a tropical coastal area: insights from stable isotopes. *Mar Biol* 164, 13.
- DI BENEDITTO APM, ARAÚJO BF, CARVALHO CEV. 2019. Hg and $\delta^{15}\text{N}$ in juvenile green turtles from southeastern Brazil (~23°S): Inferences about contamination levels and recruitment to coastal waters. *Mar Pollut Bull*. May;142:64-68.
- DODD KC. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (linnaeus 1758), US Fish and Wildlife Service.
- DOS SANTOS RL, DE SOUSA CORREIA JM, DOS SANTOS EM. 2021. Freshwater aquatic reptiles (Testudines and Crocodylia) as biomonitor models in assessing environmental contamination by inorganic elements and the main analytical techniques used: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193:1-23.
- EVERS DC, STENHOUSE I, LANE O, JOHNSON S, SAUER A, BURTON M, TAYLOR M. 2018. Local, Regional, and Global Biomonitoring: Understanding Mercury Exposure through Monitoring At-risk Species. Biodiversity Research Institute. Portland, Maine, USA. BRI Science Communications Series BRI-2018-22. pp. 21
- EHSANPOUR M, AFKHAMI M, KHOSHNOOD R, REICH KJ. 2014. Determination and maternal transfer of heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb, and Hg) in the Hawksbill Sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) from a nesting colony of Qeshm Island, Iran. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 92:667-673.
- FIGGENER C, BERNARDO J, PLOTKIN, PT. 2019. Beyond trophic morphology: stable isotopes reveal ubiquitous versatility in marine turtle trophic ecology. *Biological Reviews*, 94:1947-1973.

- GARDNER SC, FITZGERALD SL, VARGAS BA, RODRÍGUEZ LM. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. *Biomaterials*, 19:91-99.
- GOLDBERG DW, LEITÃO SAT, GODFREY MH, LOPEZ GG, SANTOS AJB, NEVES FA, BASTOS VLF DC e outros. 2013. Ghrelin and leptin modulate the feeding behavior the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* during nesting season. *Conservation Physiology*, 1(1), cot016.
- GILL GA, FITZGERALD, WF. 1988. Vertical mercury distributions in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52:1719-1728.
- GUIRLET E, DAS K, GIRONDOT M. 2008. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. *Aquatic Toxicology*, 88:267-276.
- GUSTIN MS, EVERS DC, BANK MS, HAMMERSCHMIDT CR, PIERCE A, BASU N, SELIN N, e outros. 2016. Importance of integration and implementation of emerging and future mercury research into the Minamata Convention. *Environmental Science & Technology*, 50:2767-2770.
- GWOREK B, BEMOWSKA-KAŁABUN O, KIJĘŃSKA M, WRZOSEK-JAKUBOWSKA J. 2016. Mercury in marine and oceanic waters—a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227:371.
- HOPKINS BC, HEPNER MJ, HOPKINS WA. 2013. Non-destructive techniques for biomonitoring of spatial, temporal, and demographic patterns of mercury bioaccumulation and maternal transfer in turtles. *Environmental Pollution*, 177:164-170.
- JENSEN MP, BELL I, LIMPUS CJ, HAMANN M, AMBAR S, WHAP T, FITZSIMMONS NN, e outros. 2016. Spatial and temporal genetic variation among size classes of green turtles (*Chelonia mydas*) provides information on oceanic dispersal and population dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 543:241-256.
- KAMPALATH R, GARDNER SC, MÉNDEZ-RODRÍGUEZ L, JAY JA. 2006. Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. *Marine Pollution Bulletin*, 52:1816-1823.
- KESSLER R. 2013. The Minamata Convention on Mercury: a first step toward protecting future generations. *Environmental Health Perspectives* 121:10
- LENZ AJ, AVENS L, BORGES-MARTINS M. 2017. Age and growth of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the western South Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 568:191-201.
- MARCOVALDI MA, LOPEZ GG, SOARES LS, LIMA EHS, THOMÉ JCA, ALMEIDA AP. 2009. Movimentos migratórios da tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta*, monitorados através de telemetria por satélite. In Resumos do IV Congresso Brasileiro de Herpetologia. SBH/UnB.

- MARCOVALDI MÂ, LOPEZ GG, SOARES LS, LIMA EH, THOMÉ JC, ALMEIDA AP. 2010. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. *Endangered Species Research*, 12:263-272.
- MARINS RV, PAULA FILHO FJD, MAIA SRR, LACERDA LDD, MARQUES WS. 2004. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova*, 27:763-770.
- MÁRQUEZ R. 1994. Synopsis of biological data on the Kemp's ridley turtle, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880) (Vol. 152). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center.
- MARTÍNEZ-ESTÉVEZ L, STELLER DL, ZILLIACUS KM, CUEVAS AMADOR JP, AMADOR FC, SZUTA D, MILLER SD, DAYTON GH, TERSHY BR, CROLL DA. 2022. Foraging ecology of critically endangered Eastern Pacific hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Gulf of California, Mexico. *Marine Environmental Research*, 174, 105532.
- MASON RP, ROLFHUS KR, FITZGERALD WF. 1998. Mercury in the North Atlantic. *Mar. Chem.* 61:37 – 53.
- MCCMAHON CR, BRADSHAW CJ, HAYS GC. 2007. Satellite tracking reveals unusual diving characteristics for a marine reptile, the olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea*. *Marine Ecology Progress Series*, 329:239-252.
- MEYLAN A. 1988. Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass. *Science*, 239:393-395.
- ESCOBEDO-MONDRAGÓN M, LUZARDO OP, ZUMBADO M, RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ Á, RIAL BERRIEL C, RAMÍREZ-GÓMEZ HV, GONZÁLEZ-REBELES ISLAS C, AGUILAR FISHER RF, ROSILES MARTÍNEZ JR. 2021. Incidence of 49 elements in the blood and scutes tissues of nesting hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Holbox Island. *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101566.
- MORTIMER JA. 1982. Feeding ecology of sea turtles, in *Biology and Conservation of Sea Turtles*, Bjorndal, K. A., Ed., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 1982, 103.
- MUÑOZ CC, VERMEIREN P. 2020. Maternal Transfer of Persistent Organic Pollutants to Sea Turtle Eggs: A Meta-Analysis Addressing Knowledge and Data Gaps Toward an Improved Synthesis of Research Outputs. *Environmental toxicology and chemistry*, 39:9-29.
- NAGLE RD, ROWE CL, CONGDON JD. 2001. Accumulation and selective maternal transfer of contaminants in the turtle *Trachemys scripta* associated with coal ash deposition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40:531-536.
- PAGE-KARJIAN A, CHABOT R, STACY NI, MORGAN AS, VALVERDE RA, STEWART S, PERRAULT JR, e outros. 2020. Comprehensive health assessment of

- green turtles *Chelonia mydas* nesting in southeastern Florida, USA. *Endangered Species Research*, 42:21-35.
- PERRAULT JR, STACY NI. 2018. Note on the unique physiologic state of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) during nesting season as evidenced by a suite of health variables. *Marine Biology*, 165(4), 1-6.
- PERRAULT J, WYNEKEN J, THOMPSON LJ, JOHNSON C, MILLER DL. 2011. Why are hatching and emergence success low? Mercury and selenium concentrations in nesting leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) and their young in Florida. *Marine pollution bulletin*, 62:1671-1682.
- PERRAULT JR, PAGE-KARJIAN A, MILLER DL. 2016. Nesting leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) packed cell volumes indicate decreased foraging during reproduction. *Marine biology*, 163:1-10.
- PLOTKIN PT. 2010. Nomadic behavior of the highly migratory olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* in the eastern tropical Pacific Ocean. *Endangered Species Research*, 13:33-40.
- POLOVINA JJ, HOWELL E, PARKER DM, BALAZS GH. 2003. Dive-depth distribution of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific: might deep longline sets catch fewer turtles?
- PROIETTI MC, REISSER J, MARINS LF, RODRIGUEZ-ZARATE C, MARCOVALDI MA, MONTEIRO DS, SECCHI ER. 2014. Genetic structure and natal origins of immature hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Brazilian waters. *PLoS One*, 9(2), e88746.
- REES AF, AL-KIYUMI A, BRODERICK AC, PAPATHANASOPOULOU N, GODLEY BJ. 2012. Conservation related insights into the behaviour of the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* nesting in Oman. *Marine Ecology Progress Series*, 450:195-205.
- REICHART, H. A. 1993. Synopsis of biological data on the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) in the western Atlantic (Vol. 336). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center.
- RINCON-DIAZ MP, DIEZ CE, VAN DAM RP, SABAT AM. 2011. Foraging selectivity of the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Culebra Archipelago, Puerto Rico. *Journal of Herpetology*, 45:277-282.
- ROBINSON NJ, PALADINO FV. 2013. Sea Turtles, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier.
- RODRIGUEZ CAB, BEZERRA MF, LACERDA LD. 2018. Uso de fragmentos de carapaça para monitoramento do mercúrio em duas espécies de tartarugas marinhas no nordeste do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar. Fortaleza*, 51:93-100.

- RODRIGUEZ CAB, BEZERRA MF, REZENDE CED, BASTOS WR, LACERDA LD. 2019. Mercury and methylmercury in carapace of the marine turtle *Caretta caretta*, in northeastern Brazil and its potential for environmental monitoring. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 91.
- RODRIGUEZ CAB, DE LACERDA LD, BEZERRA MF, e outros. 2020. Influence of size on total mercury (THg), methyl mercury (MeHg), and stable isotopes of N and C in green turtles (*Chelonia mydas*) from NE Brazil. *Environ Sci Pollut Res* 27:20527–20537.
- RODRIGUEZ CAB, DE LACERDA LD, BEZERRA MF. 2022. A review on the pan-oceanic distribution of mercury (Hg) in sea turtles. *Endangered Species Research* (2022).
- ROMERO-ROMERO S, GARCÍA-ORDIALES E, ROQUEÑÍ N, ACUÑA JL. 2022. Increase in mercury and methylmercury levels with depth in a fish assemblage. *Chemosphere*, 292:133445.
- SAKAI H, SAEKI K, ICHIHASHI H, SUGANUMA H, TANABE S, TATSUKAWA R. 2000. Species-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*, 40:701-709.
- SCHAUMBURG LG, POLETTA GL, SIROSKI PA, MUDRY MD. 2012. Baseline values of Micronuclei and Comet Assay in the lizard *Tupinambis merianae* (Teiidae, Squamata). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84:99-103.
- SCHNEIDER L, MAHER W, GREEN A, VOGT RC. 2013. Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wildlife and human health. *Mercury: Sources, Applications and Health Impacts*. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, New York, USA, 173-232.
- SCHNEIDER L, TUCKER AD, VINCENT K, FOSSETTE S, YOUNG EJ, & WHITING SD. 2022. First Assessment of Mercury (Hg) Concentrations in Skin and Carapace of Flatback Turtles (*Natator depressus*) (Garman) From Western Australia. *Frontiers in Environmental Science*, 10.
- EIKENBERRY BCS, RIVA-MURRAY K, KNIGHTES CD, JOURNEY CA, CHASAR LC, BRIGHAM ME, BRADLEY PM. 2015. Optimizing fish sampling for fish–mercury bioaccumulation factors. *Chemosphere*, 135:467-473.
- SINAEI M, BOLOUKI M. (2017). Metals in blood and eggs of green sea turtles (*Chelonia mydas*) from nesting colonies of the northern coast of the sea of Oman. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 73:552-561.
- SWIMMER Y, ARAUZ R, MCCRACKEN M, MCNAUGHTON L, BALLESTERO J, MUSYL M, BRILL R. 2006. Diving behavior and delayed mortality of olive ridley sea turtles *Lepidochelys olivacea* after their release from longline fishing gear. *Marine Ecology Progress Series*, 323:253-261.

- UNEP United Nations Environment Programme. 2019. Minamata Convention on Mercury. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
- VÉLEZ-RUBIO GM, CARDONA L, LÓPEZ-MENDILAHARSU M, MARTÍNEZ SOUZA G, CARRANZA A, GONZÁLEZ-PAREDES D, TOMÁS J. 2016. Ontogenetic dietary changes of green turtles (*Chelonia mydas*) in the temperate southwestern Atlantic. *Marine Biology*, 163(3), 1-16.
- VILLA CA, BELL I, HOF CM, LIMPUS CJ, GAUS C. 2019. Elucidating temporal trends in trace element exposure of green turtles (*Chelonia mydas*) using the toxicokinetic differences of blood and scutes samples. *Science of The Total Environment*, 651:2450-2459.
- VON BRANDIS RG, MORTIMER JA, REILLY BK, VAN SOEST RWM, BRANCH GM. 2014. Taxonomic composition of the diet of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Republic of Seychelles. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 13(1), 81-91.
- WALLACE BP, SOTHERLAND PR, TOMILLO PS, BOUCHARD SS, REINA RD, SPOTILA JR, PALADINO FV. 2006. Egg components, egg size, and hatchling size in leatherback turtles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 145:524-532.
- WHITING SD, LONG JL, HADDEN KM, LAUDER AD, KOCH AU. 2007. Insights into size, seasonality, and biology of a nesting population of the Olive Ridley turtle in northern Australia. *Wildlife Research*, 34:200-210.
- WITZELL WN. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) (No. 137). Food & Agriculture Org.

6. CONCLUSÃO GERAL

Este trabalho identificou a relevância das características biológicas e ecológicas no acúmulo do Hg nas quatro espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no litoral nordeste e leste do Brasil (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*), e que precisam ser estudadas com bastante atenção para obter interpretações mais precisas dos dados até o momento disponíveis na literatura.

Os resultados corroboraram outros previamente publicados sobre a dinâmica do Hg nessas espécies, entre esses destacam-se: **1)** estudos sobre a presença de diferentes tipos de poluentes tem aumentado recentemente, porém, ainda muito concentrados em apenas duas espécies, a *C. mydas* e *C. caretta*. Fica evidente a necessidade de expandir esses estudos para outras espécies como a *L. olivacea*, *E. imbricata*, *D. coriacea*, *Lepidochelys kempii* e *Natator depressus*; **2)** existe uma clara relação entre a mudança ontogenética da dieta da *C. mydas* e as concentrações de Hg embora ainda sejam necessários estudos sobre como características como idade de recrutamento dos indivíduos em ambientes oceânicos a costeiros, como também sobre a influência da disponibilidade do alimento nas concentrações de Hg, principalmente nas áreas de forrageamento; já que embora durante a fase adulta a sua alimentação esteja composta principalmente por macroalgas, esta pode variar dependendo da ausência destes itens alimentares; **3)** características extremamente interessantes como o forrageamento em águas profundas como nas espécies *L. olivacea* e *D. coriacea*, a transferência materna e a seletividade por itens alimentares com baixo conteúdo de Hg como na *E. imbricata*, além de distribuição mais restritas como no caso da *L. kempii* e *N. depressus* aumentaria a compreensão das variações das concentrações de Hg nestas espécies, além de determinar o impacto gerado por atividades antrópicas nesses ambientes marinhos; **4)** independente da região de coleta, é essencial determinar o tipo de tecido que será utilizado em trabalhos de monitoramento do Hg. O fígado e a carapaça, por exemplo podem refletir diferentes períodos de exposição mais recentes ou antigos. Por outro lado, o uso de fragmentos de carapaça mostrou-se um método não invasivo que permite estimar as concentrações corporais de Hg nas tartarugas marinhas, porém sua aplicabilidade em trabalhos de monitoramento pode ver-se afetada pelo período em que esse Hg foi acumulado. Em alguns casos o Hg encontrado pode ter uma origem diferente ao Hg da região onde esses

indivíduos foram amostrados, e isso tem relação com os diferentes graus de deposição desse elemento nas camadas de queratina da carapaça; **5**) o conhecimento das áreas de distribuição das tartarugas marinhas, rotas migratórias e áreas de forrageamento é fundamental para estabelecer uma conexão entre o Hg encontrado nestes quelônios e a contaminação ambiental das áreas de estudo; **6**) a estrutura e forma de crescimento da carapaça permitiria ter noção de como se deposita o Hg nessa estrutura, e como pode ser usado para estabelecer a relação com as diferentes áreas de passagens das tartarugas marinhas durante sua vida.

A aplicabilidade do uso das tartarugas marinhas como biomonitores de Hg nos oceanos vai depender de variáveis ambientais e biológicas, de forma que futuros trabalhos precisam abordar cada um desses aspectos junto com ferramentas que permitam realizar interpretações mais precisas. O monitoramento do Hg nos oceanos através destes quelônios é bastante complexo, contudo, o monitoramento ambiental em áreas menores como as de forrageamento, permitiria rastrear mudanças nas concentrações de Hg produzidas tanto por impactos antrópicos como por vetores naturais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIRRE, A. A.; LUTZ PL. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? **Eco Health**, 1(3),275-283, 2004.

ALI, H., KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **Journal of chemistry**, 2019.

ALAVA, J. J.; KELLER, J. M.; KUCKLICK, J. R.; WYNEKEN, J.; CROWDER, L.; SCOTT, G. I. Loggerhead Sea turtle (*Caretta caretta*) egg yolk concentrations of persistent organic pollutants and lipid increase during the last stage of embryonic development. **Science of the total environment**, 367(1), 170-181, 2006.

BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; COSTA, B. G.; LIMA, E. H. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 84(1), 123-128, 2012.

BEZERRA, M. F.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E.; FRANCO, M. A. L.; ALMEIDA, M.G.; MACÊDO, G.R.; PIRES, T.T.; ROSTÁN, G.; LOPEZ, G.G. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. **Environmental Pollution**. 206, 236–246, 2015.

CARDONA, L.; CAMPOS, P.; LEVY, Y.; DEMETROPOULOS, A.; MARGARITOU, D. Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 393, 83–89, 2010.

CORTÉS-GÓMEZ, A. A.; ROMERO, D.; GIRONDOT, M. The current situation of inorganic elements in marine turtles: a general review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, 229, 567-585, 2017.

ANAN, Y.; KUNITO, T.; SAKAI, H.; TANABE, S. Subcellular distribution of trace elements in the liver of sea turtles. **Marine Pollution Bulletin**. 45, 224–229, 2002.

BOLTEN, A. B. Life history patterns of sea turtles: consequences of an oceanic juvenile stage. **The Biology of Sea Turtles**, 2, 243–257, 2003.

CAMACHO, M.; ORÓS, J.; BOADA, L. D.; ZACCARONI, A.; SILVI, M.; FORMIGARO, C.; LÓPEZ, P.; ZUMBADO, M.; LUZARDO, O. P. Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): Results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa. **Marine Environmental Research**, 92, 15–22, 2013.

DAY, R. D.; CHRISTOPHER, S. J.; BECKER, P. R.; WHITAKER, D.W. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. **Environmental Science & Technology** 39, 437–446, 2005.

DI BENEDITTO, A. P. M. D.; BITTAR, V. T.; REZENDE, C. E. D.; CAMARGO, P. B.; KEHRIG, H. A. Mercury and stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) as tracers during the ontogeny of *Trichiurus lepturus*. **Neotropical Ichthyology**, 11(1), 211-216, 2013.

DI BENEDITTO, A. P. M.; ARAÚJO, B. F.; DE CARVALHO, C. E. V. Hg and $\delta^{15}\text{N}$ in juvenile green turtles from southeastern Brazil (~ 23° S): Inferences about contamination levels and recruitment to coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, 142, 64-68, 2019.

DODD, K. C. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758), **US Fish and Wildlife Service**, 1988.

DRISCOLL, C. T.; MASON, R. P.; CHAN, H. M.; JACOB, D. J.; PIRRONE, N. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. **Environmental Science & Technology**, 47(10), 4967-4983, 2013.

ECKERT, K.L.; WALLACE, B. P.; FRAZIER, J.G.; ECKERT, S.A.; PRITCHARD, P. C. H. Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*). U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, **Biological Technical Publication BTP-R4015-2012**, Washington, D.C, 2012.

EVERS, D.C.; TAYLOR, M.; BURTON, M.; JOHNSON, S. Mercury in the Global Environment: Understanding spatial patterns for biomonitoring needs of the Minamata Convention on Mercury. Biodiversity Research Institute. Portland, Maine. **BRI Science Communications Series** 2018-21. 21 pages, 2018.

FIGGENER, C.; BERNARDO, J.; PLOTKIN, P. T. Beyond trophic morphology: stable isotopes reveal ubiquitous versatility in marine turtle trophic ecology. **Biological Reviews**, 94(6), 1947-1973, 2019.

GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. **Aquatic Toxicology**, 88(4), 267-276, 2008.

GWOREK, B.; BEMOWSKA-KALABUN, O.; KIJEŃSKA, M.; WRZOSEK-JAKUBOWSKA, J. Mercury in marine and oceanic waters—a review. **Water, Air, & Soil Pollution**, 227(10), 371, 2016.

JENSEN, M. P.; BELL, I.; LIMPUS, C. J.; HAMANN, M.; AMBAR, S.; WHAP, T.; FITZSIMMONS, N. N. Spatial and temporal genetic variation among size classes of green turtles (*Chelonia mydas*) provides information on oceanic dispersal and population dynamics. **Marine Ecology Progress Series**, 543, 241-256, 2016.

KIDD, K. A.; HESSLEIN, R. H.; FUDGE, R. J. P.; HALLARD, K. A. The Influence of Trophic Level as Measured by $\delta^{15}\text{N}$ on Mercury Concentrations in Freshwater Organisms. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 80, n. 1993, p. 1011–1015, 1995.

LACERDA, L. D.; GOYANNA, F.; BEZERRA, M. F.; SILVA, G. B. Mercury concentrations in tuna (*Thunnus albacares* and *Thunnus obesus*) from the Brazilian Equatorial Atlantic Ocean. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, 98(2), 149-155, 2017.

MARINS, R.V; DE PAULA FILHO, F. J.; MAIA, S. R. R.; DE LACERDA, L. D.; MARQUES, W. S. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, 27, 763-770, 2004.

MÁRQUEZ, R. Synopsis of biological data on the Kemp's ridley turtle, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880) (Vol. 152). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, 1994.

MENEZES, M. F. As tartarugas marinhas do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v.12, n.1, p.17-20, 1972.

MIGUEL, C.; DE DEUS SANTOS, M. R. Ecotoxicological studies of metal pollution in sea turtles of Latin America. **In Pollution of water bodies in Latin America** (pp. 129-156). Springer, Cham, 2019.

MONTEIRO, D. S.; ESTIMA, S. C.; GANDRA, T. B.; SILVA, A. P.; BUGONI, L.; SWIMMER, Y.; SECCHI, E. R. Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. **Marine Biology**, 163(12), 1-19, 2016.

PRESTI, S. M.; HIDALGO, A. R. S.; SOLLOD, A. E.; SEMINOFF, J. A. Mercury Concentration in the Scutes of Black Sea Turtles, *Chelonia mydas agassizii*, in the Gulf of California. Linnaeus Fund Research Report. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(3), 531-533, 1999.

REICHART, H. A. Synopsis of biological data on the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) in the western Atlantic (Vol. 336). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, 1993.

RAINBOW, P. S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? **Environmental pollution**, 120(3), 497-507, 2002.

RODRIGUEZ, C. A. B.; BEZERRA, M. F.; REZENDE, C. E.; BASTOS, W. R.; LACERDA, L. D. Mercury and methylmercury in carapace of the marine turtle *Caretta caretta*, in northeastern Brazil and its potential for environmental monitoring. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 91(2), 2019.

RODRIGUEZ, C. A. B.; DE LACERDA, L. D.; BEZERRA, M. F. Pan-oceanic distribution of mercury (Hg) in sea turtles: a review. **Endang Species Res** 49:175-185, 2022.

SAKAI, H.; SAEKI, K.; ICHIHASHI, H.; KAMEZAKI, N.; TANABE, S.; TATSUKAWA, R. Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. **Archives of environmental contamination and toxicology**, 39(3), 378-385, 2000a.

SAKAI, H.; SAEKI, K.; ICHIHASHI, H.; SUGANUMA, H.; TANABE, S.; TATSUKAWA, R. Species-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**, 40(8), 701-709, 2000b.

SCHNEIDER, L.; EGGINS, S.; MAHER, W.; VOGT, R. C.; KRIKOWA, F., KINSLEY, L.; DA SILVEIRA, R. An evaluation of the use of reptile dermal scutes as a non-invasive method to monitor mercury concentrations in the environment. **Chemosphere**, 119, 163-170, 2015.

STORELLI, M. M.; CECI, E.; MARCOTRIGIANO, G. O. Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimen beached along the Adriatic Sea (Italy). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 60(4), 546-552, 1998.

STORELLI, M. M.; STORELLI, A.; D'ADDABBO, R.; MARANO, C.; BRUNO, R.; MARCOTRIGIANO, G. O. Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation. **Environmental pollution**, 135(1), 163-170, 2005.

TAYLOR, V. F.; CARTER, A.; DAVIES, C.; JACKSON, B. P. Trace-level automated mercury speciation analysis. **Anal Methods** 3(5):1143–1148, 2011.

UNEP. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 2013.

VÉLEZ-RUBIO, G. M.; CARDONA, L.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; SOUZA, G. M.; CARRANZA, A.; GONZÁLEZ-PAREDES, D.; TOMÁS, J. Ontogenetic dietary changes of green turtles (*Chelonia mydas*) in the temperate southwestern Atlantic. **Marine biology**, 163(3), 57, 2016.

WITZELL, W. N. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) (No. 137). Food & Agriculture Org, 1983.

APÊNDICE A - Material suplementar do Capítulo 1

Supplementary material

Pan-oceanic distribution of mercury (Hg) in sea turtles: a review

César Augusto Barrios Rodriguez^{1*}, Luiz Drude de Lacerda¹, Moises Fernandes Bezerra¹

¹Laboratório de Biogeoquímica Costeira, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará
(Av. Abolição, 3207, 60165-081 Fortaleza, CE, Brazil)

*Corresponding author: hpbarrrios15@gmail.com

Table S1. Review data for loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) including, reference, publication year, species, sample size (n), country, study area, curved carapace length (CCL) (mean), tissue, and Hg concentration (mean).

Reference	Year	Sp	n	Country	Study area	CCL (cm)	Tissue	Hg (ng g ⁻¹)
(Sakai et al., 1995)	1995	<i>Caretta caretta</i>	7	Japan	North Pacific	98.1	Kidney	247
(Sakai et al., 1995)	1995	<i>Caretta caretta</i>	7	Japan	North Pacific	98.1	Liver	1510
(Sakai et al., 1995)	1995	<i>Caretta caretta</i>	7	Japan	North Pacific	98.1	Muscle	108
(Gordon et al., 1998)	1998	<i>Caretta caretta</i>	9	Australia	South Pacific	NI	Kidney	45***
(Gordon et al., 1998)	1998	<i>Caretta caretta</i>	9	Australia	South Pacific	NI	Liver	15***
(Storelli et al., 1998b)	1998	<i>Caretta caretta</i>	12	Italia	Mediterranean	Juvenil – Adult*	Kidney	650
(Storelli et al., 1998b)	1998	<i>Caretta caretta</i>	12	Italia	Mediterranean	Juvenil – Adult*	Liver	1680
(Storelli et al., 1998b)	1998	<i>Caretta caretta</i>	12	Italia	Mediterranean	Juvenil – Adult*	Muscle	690
(Storelli et al., 1998a)	1998	<i>Caretta caretta</i>	7	Italia	Mediterranean	Juvenil*	Liver	700
(Godley et al., 1999)	1999	<i>Caretta caretta</i>	7	Cyprus	Mediterranean	63.5	Kidney	470
(Godley et al., 1999)	1999	<i>Caretta caretta</i>	7	Cyprus	Mediterranean	63.5	Liver	2410
(Godley et al., 1999)	1999	<i>Caretta caretta</i>	7	Cyprus	Mediterranean	63.5	Muscle	480
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	6	Japan	North Pacific	88.7	Kidney	237***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	1	Japan	North Pacific	88.7	Kidney	304***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	6	Japan	North Pacific	88.7	Liver	400***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	1	Japan	North Pacific	88.7	Liver	8150***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	6	Japan	North Pacific	88.7	Muscle	94.4***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	1	Japan	North Pacific	88.7	Muscle	189***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	6	Japan	North Pacific	88.7	Scutes	43.2***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Caretta caretta</i>	1	Japan	North Pacific	88.7	Scutes	159***
(Kaska et al., 2001)	2001	<i>Caretta caretta</i>	22	Turkey	Mediterranean	NI	Liver	510
(Torrent et al., 2004)	2004	<i>Caretta caretta</i>	78	Spain	North Atlantic	46.1	Kidney	40***
(Torrent et al., 2004)	2004	<i>Caretta caretta</i>	78	Spain	North Atlantic	46.1	Liver	40***
(Day et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	6	United States	North Atlantic	77.7	Kidney	214***
(Day et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	6	United States	North Atlantic	77.7	Liver	594***

(Day et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	6	United States	North Atlantic	77.7	Muscle	155***
(Day et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	6	United States	North Atlantic	77.7	Scutes	941***
(Day et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	34	United States	North Atlantic	77.7	Scutes	461***
(Maffuci et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	29	Italy	Mediterranean	61	Kidney	900
(Maffuci et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	29	Italy	Mediterranean	61	Liver	1100
(Maffuci et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	29	Italy	Mediterranean	61	Muscle	400
(Storelli et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	19	Italy	Mediterranean	49.8	Kidney	160
(Storelli et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	19	Italy	Mediterranean	49.8	Liver	430
(Storelli et al., 2005)	2005	<i>Caretta caretta</i>	19	Italy	Mediterranean	49.8	Muscle	180
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Caretta caretta</i>	8	Mexico	North Pacific	59.8	Kidney	157
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Caretta caretta</i>	8	Mexico	North Pacific	59.8	Liver	148
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Caretta caretta</i>	8	Mexico	North Pacific	59.8	Muscle	90
(Day et al., 2010)	2010	<i>Caretta caretta</i>	44	United States	North Atlantic	NI	Scutes	455***
(Jerez et al., 2010)	2010	<i>Caretta caretta</i>	26	Spain	Mediterranean	48.8	Kidney	440
(Jerez et al., 2010)	2010	<i>Caretta caretta</i>	26	Spain	Mediterranean	48.8	Liver	390
(Jerez et al., 2010)	2010	<i>Caretta caretta</i>	26	Spain	Mediterranean	48.8	Muscle	140
(Yipel et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	10	Turkey	Mediterranean	64.55	Kidney	60***
(Yipel et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	10	Turkey	Mediterranean	64.5	Liver	70***
(Nicolau et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	38	Portugal	North Atlantic	50.1	Kidney	210***
(Nicolau et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	38	Portugal	North Atlantic	50.1	Liver	300***
(Nicolau et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	38	Portugal	North Atlantic	50.1	Muscle	50***
(Novillo et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	25	Spain	Mediterranean	43.7	Muscle	40***
(Perrault et al., 2017)	2017	<i>Caretta caretta</i>	24	United States	North Atlantic	94	Scutes	590
(Casini et al., 2018)	2018	<i>Caretta caretta</i>	23	Spain and Italian coast	Mediterranean	49	Scutes	1090
(Attia El Hili et al., 2018)	2018	<i>Caretta caretta</i>	5	Tunisia	Mediterranean	80.9	Kidney	610
(Attia El Hili et al., 2018)	2018	<i>Caretta caretta</i>	5	Tunisia	Mediterranean	80.9	Liver	1150
(Attia El Hili et al., 2018)	2018	<i>Caretta caretta</i>	5	Tunisia	Mediterranean	80.9	Muscle	120
(Rodriguez et al., 2018)	2018	<i>Caretta caretta</i>	8	Brazil	South Atlantic	97.5	Scutes	86.7

(Rodriguez et al., 2018)	2018	<i>Caretta caretta</i>	8	Brazil	South Atlantic	95	Scutes	207.7
(Rodriguez et al., 2019)	2019	<i>Caretta caretta</i>	76	Brazil	South Atlantic	98.5	Scutes	183.6
(Esposito et al., 2020)**	2020	<i>Caretta caretta</i>	30	Italia	Mediterranean	68.3	Liver	90 – 1600***
(Gómez-Ramírez et al., 2020)	2020	<i>Caretta caretta</i>	13	Spain	Mediterranean	46.5	Kidney	996.5***
(Gómez-Ramírez et al., 2020)	2020	<i>Caretta caretta</i>	15	Spain	Mediterranean	46.5	Liver	2031***
(Gómez-Ramírez et al., 2020)	2020	<i>Caretta caretta</i>	19	Spain	Mediterranean	46.5	Muscle	735.6***
(Febrer-Serra et al., 2020)	2020	<i>Caretta caretta</i>	11	Spain	Mediterranean	43.9	Muscle	78.0***

NI = No Information. *Studies reporting life stage. **Studies reporting only range. ***Value reported in wet weight

Table 2. Review data for green sea turtle (*Chelonia mydas*) including, reference, publication year, species, sample size (n), country, study area, curved carapace length (CCL) (mean), tissue, and Hg concentration (mean).

Reference	Year	Sp	n	Country	Study area	CCL (cm)	Tissue	Hg (ng g ⁻¹)
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	50	Japan	North Pacific	53.6	Kidney	1320***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	50	Japan	North Pacific	53.6	Liver	287***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	50	Japan	North Pacific	53.6	Muscle	19***
(Gordon et al., 1998)	1998	<i>Chelonia mydas</i>	23	Australia	South Pacific	NI	Kidney	20***
(Gordon et al., 1998)	1998	<i>Chelonia mydas</i>	23	Australia	South Pacific	NI	Liver	21***
(Godley et al., 1999)	1999	<i>Chelonia mydas</i>	6	Cyprus	Mediterranean	49.5	Liver	550
(Godley et al., 1999)	1999	<i>Chelonia mydas</i>	6	Cyprus	Mediterranean	49.5	Muscle	90
(Presti et al., 1999)	1999	<i>Chelonia mydas</i>	17	United States	North Pacific	70.8	Scutes	50.9
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	97.7	Kidney	42.2***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	101.9	Kidney	47.8***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	88.7	Liver	301***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	101.9	Liver	76.7***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	97.7	Muscle	6.94***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	101.9	Muscle	2.13***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	97.7	Scutes	2.79***
(Sakai et al., 2000a)	2000	<i>Chelonia mydas</i>	1	Japan	North Pacific	101.9	Scutes	2.03***
(Anan et al., 2001)	2001	<i>Chelonia mydas</i>	26	Japan	North Pacific	53.8	Kidney	300
(Anan et al., 2001)	2001	<i>Chelonia mydas</i>	26	Japan	North Pacific	53.8	Liver	420
(Anan et al., 2001)	2001	<i>Chelonia mydas</i>	26	Japan	North Pacific	53.8	Muscle	40
(Lam et al., 2004)	2004	<i>Chelonia mydas</i>	2	China	North Pacific	NI	Kidney	341.7
(Lam et al., 2004)	2004	<i>Chelonia mydas</i>	4	China	North Pacific	NI	Liver	125.7
(Lam et al., 2004)	2004	<i>Chelonia mydas</i>	2	China	North Pacific	NI	Liver	780.6
(Lam et al., 2004)	2004	<i>Chelonia mydas</i>	4	China	North Pacific	NI	Muscle	52.5
(Lam et al., 2004)	2004	<i>Chelonia mydas</i>	2	China	North Pacific	NI	Muscle	425.6
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Chelonia mydas</i>	12	Mexico	North Pacific	48.2	Kidney	92

(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Chelonia mydas</i>	12	Mexico	North Pacific	48.2	Liver	90
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Chelonia mydas</i>	12	Mexico	North Pacific	48.2	Muscle	21
(Salim et al., 2007)	2007	<i>Chelonia mydas</i>	50	Oman	Indian Ocean	NI	Liver	220***
(Van de Merwe et al., 2010)	2010	<i>Chelonia mydas</i>	16	Australia	South Pacific	57.5	Kidney	60***
(Van de Merwe et al., 2010)	2010	<i>Chelonia mydas</i>	16	Australia	South Pacific	57.5	Liver	190***
(Van de Merwe et al., 2010)	2010	<i>Chelonia mydas</i>	16	Australia	South Pacific	57.5	Muscle	30***
(Komoroske et al., 2011)	2011	<i>Chelonia mydas</i>	31	United States	North Pacific	90.5	Scutes	47.5
(Bezerra et al., 2012)	2012	<i>Chelonia mydas</i>	22	Brazil	South Atlantic	50.5	Scutes	154.8
(Bezerra et al., 2012)	2012	<i>Chelonia mydas</i>	3	Brazil	South Atlantic	50.5	Scutes	2.5
(Bezerra et al., 2013)	2013	<i>Chelonia mydas</i>	17	Brazil	South Atlantic	39.13	Kidney	70
(Bezerra et al., 2013)	2013	<i>Chelonia mydas</i>	15	Brazil	South Atlantic	39.13	Liver	120
(Bezerra et al., 2013)	2013	<i>Chelonia mydas</i>	15	Brazil	South Atlantic	39.13	Muscle	40
(Bezerra et al., 2013)	2013	<i>Chelonia mydas</i>	10	Brazil	South Atlantic	39.13	Scutes	320
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	4	Brazil	South Atlantic	46	Kidney	753
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	1	Brazil	South Atlantic	52	Kidney	1225
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	4	Brazil	South Atlantic	46	Liver	529
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	1	Brazil	South Atlantic	52	Liver	4234
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	4	Brazil	South Atlantic	46	Muscle	97
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	1	Brazil	South Atlantic	52	Muscle	816
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	4	Brazil	South Atlantic	46	Scutes	296
(Bezerra et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	1	Brazil	South Atlantic	52	Scutes	1155
(Faust et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	12	Mexico	Caribbean	52.4	Kidney	23
(Faust et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	12	Mexico	Caribbean	52.4	Liver	81
(Faust et al., 2014)	2014	<i>Chelonia mydas</i>	12	Mexico	Caribbean	52.4	Muscle	12
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	16	Brazil	South Atlantic	32.5	Kidney	386.9
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	26	Brazil	South Atlantic	36.4	Kidney	429.5
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	16	Brazil	South Atlantic	32.5	Liver	475.9
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	26	Brazil	South Atlantic	36.4	Liver	982.4

(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	16	Brazil	South Atlantic	32.5	Muscle	173.1
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	26	Brazil	South Atlantic	36.4	Muscle	184.3
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	25	Brazil	South Atlantic	36.4	Scutes	354.1
(Bezerra et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	16	Brazil	South Atlantic	32.5	Scutes	404.4
(Macedo et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	10	Brazil	South Atlantic	35.6	Kidney	360
(Macedo et al., 2015)	2015	<i>Chelonia mydas</i>	10	Brazil	South Atlantic	35.6	Liver	1340
(Yipel et al., 2017)	2017	<i>Chelonia mydas</i>	3	Turkey	Mediterranean	74.5	Kidney	30***
(Yipel et al., 2017)	2017	<i>Chelonia mydas</i>	3	Turkey	Mediterranean	74.5	Liver	40***
(Rodriguez et al., 2018)	2018	<i>Chelonia mydas</i>	8	Brazil	South Atlantic	45.1	Scutes	19.3
(Rodriguez et al., 2018)	2018	<i>Chelonia mydas</i>	8	Brazil	South Atlantic	44.3	Scutes	159.3
(Di Benedetto et al., 2019)	2019	<i>Chelonia mydas</i>	29	Brazil	South Atlantic	35.1	Liver	492.5
(Di Benedetto et al., 2019)	2019	<i>Chelonia mydas</i>	29	Brazil	South Atlantic	35.1	Muscle	100.2
(Bazarra et al., 2019)	2019	<i>Chelonia mydas</i>	16	United States	North Pacific	70.7	Scutes	70
(Rodriguez et al., 2020)	2020	<i>Chelonia mydas</i>	47	Brazil	South Atlantic	36.4	Kidney	303.4
(Rodriguez et al., 2020)	2020	<i>Chelonia mydas</i>	47	Brazil	South Atlantic	36.4	Liver	650.9
(Rodriguez et al., 2020)	2020	<i>Chelonia mydas</i>	47	Brazil	South Atlantic	36.4	Muscle	113.3
(Rodriguez et al., 2020)	2020	<i>Chelonia mydas</i>	47	Brazil	South Atlantic	36.4	Scutes	365.4

NI = No Information. ***Value reported in wet weight

Table S3. Review data for leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) including, reference, publication year, species, sample size (n), country, study area, curved carapace length (CCL) (mean), tissue, and Hg concentration (mean).

Reference	Year	Sp	n	Country	Study area	CCL (cm)	Tissue	Hg (ng g ⁻¹)
(Davenport, 1990)	1990	<i>Dermochelys coriacea</i>	1	United Kingdom	North Atlantic	253	Liver	390
(Davenport, 1990)	1990	<i>Dermochelys coriacea</i>	1	United Kingdom	North Atlantic	253	Muscle	120
(Perrault et al., 2012)	2012	<i>Dermochelys coriacea</i>	17	United States	North Atlantic	83.5	Liver	309
(Perrault et al., 2012)	2012	<i>Dermochelys coriacea</i>	8	United States	North Atlantic	83.5	Liver	610
(Perrault et al., 2012)	2012	<i>Dermochelys coriacea</i>	3	United States	North Atlantic	83.5	Liver	38
(Perrault et al., 2012)	2012	<i>Dermochelys coriacea</i>	6	United States	North Atlantic	83.5	Liver	205

NI = No Information. ***Value reported in wet weight

Table S4. Review data for hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) including, reference, publication year, species, sample size (n), country, study area, curved carapace length (CCL) (mean), tissue, and Hg concentration (mean).

Reference	Year	Sp	n	Country	Study area	CCL (cm)	Tissue	Hg (ng g ⁻¹)
(Gordon et al., 1998**)	1998	<i>Eretmochelys imbricata</i>	2	Australia	South Pacific	NI	Kidney	34 – 38***
(Gordon et al., 1998**)	1998	<i>Eretmochelys imbricata</i>	2	Australia	South Pacific	NI	Liver	36 – 48***
(Anan et al., 2001)	2001	<i>Eretmochelys imbricata</i>	22	Japan	North Pacific	49.1	Kidney	1300
(Anan et al., 2001)	2001	<i>Eretmochelys imbricata</i>	22	Japan	North Pacific	49.1	Liver	870
(Anan et al., 2001)	2001	<i>Eretmochelys imbricata</i>	22	Japan	North Pacific	49.1	Muscle	40
(Macedo et al., 2015)	2015	<i>Eretmochelys imbricata</i>	16	Brazil	South Atlantic	33.6	Kidney	570
(Macedo et al., 2015)	2015	<i>Eretmochelys imbricata</i>	16	Brazil	South Atlantic	33.6	Liver	1360

NI = No Information. *Studies reporting life stage. **Studies reporting only range. ***Value reported in wet weight

Table S5. Review data for Kemp's ridley Sea turtle (*Lepidochelys kempii*) including, reference, publication year, species, sample size (n), country, study area, curved carapace length (CCL) (mean), tissue, and Hg concentration (mean).

Reference	Year	Sp	n	Country	Study area	CCL (cm)	Tissue	Hg (ng g ⁻¹)
(Innis et al., 2008)	2008	<i>Lepidochelys kempii</i>	31	United States	North Atlantic	20.4	Liver	67***
(Innis et al., 2008)	2008	<i>Lepidochelys kempii</i>	31	United States	North Atlantic	20.4	Scutes	389***
(Presti et al., 1999)	1999	<i>Lepidochelys kempii</i>	76	United States	North Pacific	70.8	Scutes	920

NI = No Information. ***Value reported in wet weight

Table S6. Review data for olive ridley Sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) including, reference, publication year, species, sample size (n), country, study area, curved carapace length (CCL) (mean), tissue, and Hg concentration (mean).

Reference	Year	Sp	n	Country	Study area	CCL (cm)	Tissue	Hg (ng g ⁻¹)
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Lepidochelys olivacea</i>	9	Mexico	North Pacific	59.2	Kidney	143
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Lepidochelys olivacea</i>	9	Mexico	North Pacific	59.2	Liver	213
(Kampalath et al., 2006)	2006	<i>Lepidochelys olivacea</i>	9	Mexico	North Pacific	59.2	Muscle	50

***Value reported in wet weight

TS 7. Studies reporting Hg concentrations in liver, kidney, muscle, and scutes. These studies were not used in the comparative analysis of regions.

Reference	Year	Sp	Study area	Ocean	CCL (cm)	Liver	Kidney	Muscle	Scutes
(Davenport, 1990)	1990	Dc	NA	North Atlantic	253	390	-	120	-
(Presti et al., 1999)	1999	Lk	NP	North Pacific	70.8	-	-	-	920
(Anan et al., 2001)	2001	Ei	NP	North Pacific	49.1	870	1300	40	-
(Kampalath et al., 2006)	2006	Lo	NP	North Pacific	59.2	213	143	50	-
(Innis et al., 2008)***	2008	Lk	NA	North Atlantic	20.4	67	-	-	389
(Macedo et al., 2015)***	2015	Ei	SA	South Atlantic	33.6	1360	570	-	-

**Dermochelys coriacea* (Dc), *Lepidochelys kempii* (Lk), *Eretmochelys imbricata* (Ei), *Lepidochelys olivacea* (Lo). * Hg concentrations are reporting in ng g⁻¹.

***Value reported in wet weight

Table S 8. Studies reporting Hg concentrations in sea turtles, using samples such as eggs, fat, blood, intestine, yolked follicles, salt gland, salt gland secretion, and embryos. This table includes reference, species (sp), area, study area and sample.

Reference	Sp	Area	Study area	Sample
(Stonebuner et al., 1980)	Cc	NA	North Atlantic	Eggs
(Davenport and Wrench, 1990)	Dc	NA	North Atlantic	Fat
(Alam and Brim, 2000)	Cc	NA	North Atlantic	Eggs
(Kaska et al., 2001)	Cc	MED	Mediterranean	Eggs
(Lam et al., 2004)	Cm	NP	North Pacific	Fat
(Storelli et al., 2005)	Cc	MED	Mediterranean	Fat
(Day et al., 2005)	Cc	NA	North Atlantic	Blood
(Lam et al., 2006)	Cm	NP	North Pacific	Eggs
(Day et al., 2007)	Cc	NA	North Atlantic	Blood
(Guirlet et al., 2008)	Dc	NA	North Atlantic	Blood
(Guirlet et al., 2008)	Dc	NA	North Atlantic	Eggs
(Deem et al., 2009)	Cc	NA	North Atlantic	Blood
(Jerez et al., 2010)	Cc	MED	Mediterranean	Blood
(Van de Merwe et al., 2010)	Cm	SP	South Pacific	Blood
(Perrault et al., 2011)	Dc	NA	North Atlantic	Blood
(Komoroske et al., 2011)	Cm	NP	North Pacific	Blood
(Harris et al., 2011)	Dc	NP	North Pacific	Blood
(Páez-Osuna et al., 2011)	Lo	NP	North Pacific	Blood
(Páez-Osuna et al., 2011)	Lo	NP	North Pacific	Eggs
(Ikonomopoulou et al., 2011)	Nd	SP	South Pacific	Blood
(Ikonomopoulou et al., 2011)	Nd	SP	South Pacific	Eggs
(Perrault, 2012)	Dc	NA	North Atlantic	Blood
(Perrault, 2012)	Dc	NA	North Atlantic	Intestine
(Perrault, 2012)	Dc	NA	North Atlantic	Yolked follicles
(Perrault, 2012)	Dc	NA	North Atlantic	Salt gland

(Suzuki et al., 2012)	Ei	NP	North Pacific	Blood
(Camacho et al., 2013)	Cc	NA	North Atlantic	Blood
(Perrault et al., 2013)	Dc	NA	North Atlantic	Blood
(Ehsanpour et al., 2014)	Ei	IO (RS)	Indian Ocean (Red Sea)	Blood
(Ehsanpour et al., 2014)	Ei	IO (RS)	Indian Ocean (Red Sea)	Eggs
(Camacho et al., 2014)	Cm	NA	North Atlantic	Blood
(Camacho et al., 2014)	Ei	NA	North Atlantic	Blood
(McFadden et al., 2014)	Cm	NP	North Pacific	Blood
(Bucchia et al., 2015)	Cc	MED	Mediterranean	Blood
(Bucchia et al., 2015)	Cc	NA	North Atlantic	Blood
(Villa et al., 2015)	Cm	NP	North Pacific	Blood
(De Macêdo et al., 2015)	Cm	SA	South Atlantic	Bones
(De Macêdo et al., 2015)	Ei	SA	South Atlantic	Bones
(Ross et al., 2016)	Cm	NP	North Pacific	Eggs
(Ross et al., 2016)	Lo	NP	North Pacific	Eggs
(Yipel et al., 2017)	Cc	MED	Mediterranean	Blood
(Yipel et al., 2017)	Cm	MED	Mediterranean	Blood
(Novillo et al., 2017)	Cc	MED	Mediterranean	Fat
(Perrault et al., 2017)	Cc	NA	North Atlantic	Blood
(Du Preez et al., 2018)	Cc	IO	Indian Ocean	Eggs
(Du Preez et al., 2018)	Dc	IO	Indian Ocean	Eggs
(Perrault et al., 2019)	Dc	NA	North Atlantic	Blood
(Perrault et al., 2019)	Dc	NA	North Atlantic	Salt gland secretion
(Martin del Campo et al., 2019)	Lo	NP	North Pacific	Embryos
(Guzman et al., 2020)	Dc	NA	North Atlantic	Eggs

APÊNDICE B – Material suplementar Capítulo 3

Tabela 1 – Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), metilmercúrio (MeHg), isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, para o fígado em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*). CCC reportado em centímetro (cm), HgT e MeHg reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT	MeHg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
72PF	24,9	248,3	64,8	-17,5	8,6
74PF	26,0	1762,6	84,8	-22,2	12,0
17SA	27,3	1128,2	365,4	-18,5	9,9
79IL	29,0	673,7	151,9	-18,0	10,2
90IL	31,5	864,4	126,5	-17,6	9,9
202IL	31,7	1634,1	363,2	-18,8	10,2
248IL	32,0	673,7	395,3	-19,2	10,2
188IL	33,8	824,2	416,3	-17,8	9,3
347PF	33,9	203,7	39,9	-19,8	7,1
09PF	35,8	236,8	16,9	-18,6	8,5
75PF	36,0	801,4	46,7	-16,5	7,6
255IL	36,0	740,5	165,5	-19,0	12,4
05PF	36,2	528,5	11,0	-17,5	7,7
35PF	36,7	221,9	4,2	-17,9	7,8
129SA	39,1	654,5	0,8	-17,3	10,8
375PF	39,6	132,7	6,7	-19,2	8,2
11PF	41,3	650,9	67,3	-18,1	12,5
168IL	42,0	439,3	112,5	-21,2	9,5
92PF	43,5	629,7	5,3	-17,0	9,8
13	47,0	115,4	2,2	-17,9	8,1
24SA	48,0	579,5	3,1	-19,1	9,1
12PF	49,3	214,0	3,1	-17,4	12,2

Tabela 2 – Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), metilmercúrio (MeHg), isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, para o rim em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*). CCC reportado em centímetro (cm), HgT e MeHg reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT	MeHg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
72PF	24,9	216,3	63,3	-17,3	8,9
74PF	26,0	714,0	114,3	-18,6	12,3
17SA	27,3	393,1	68,5	-17,9	9,9
79IL	29,0	323,7	67,6	-17,7	10,3
90IL	31,5	353,2	55,6	-17,7	9,9
202IL	31,7	321,6	95,2	-18,8	10,3
248IL	32,0	443,4	261,8	-17,6	10,2
188IL	33,8	622,6	166,1	-17,1	9,4
347PF	33,9	145,5	18,7	-17,7	7,2
09PF	35,8	294,2	24,9	-17,4	8,5
75PF	36,0	294,4	10,3	-15,9	7,9
255IL	36,0	393,2	71,9	-19,3	12,6
05PF	36,2	208,7	19,0	-16,8	8,5
35PF	36,7	53,7	5,8	-16,9	8,0
129SA	39,1	300,6	92,8	-17,5	11,5
375PF	39,6	101,8	5,3	-18,9	9,4
11PF	41,3	158,9	46,8	-16,3	12,9
168IL	42,0	231,4	57,8	-19,9	9,9
92PF	43,5	165,4	6,9	-16,4	10,0
14	47,0	44,8	3,5	-16,7	8,3
24SA	48,0	87,2	132,1	-17,1	9,8
12PF	49,3	101,2	0,8	-16,8	9,1

Tabela 3 – Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), metilmercúrio (MeHg), isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, para o musculo em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*). CCC reportado em centímetro (cm), HgT e MeHg reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT	MeHg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
72PF	24,9	113,3	78,4	-17,1	9,1
74PF	26,0	349,3	398,1	-18,4	12,1
17SA	27,3	138,7	90,1	-17,7	8,9
79IL	29,0	204,6	176,3	-17,7	9,3
90IL	31,5	169,9	109,7	-16,9	8,4
202IL	31,7	363,7	336,2	-17,6	9,1
248IL	32,0	371,3	430,3	-17,2	8,6
188IL	33,8	218,0	168,0	-17,4	7,6
347PF	33,9	75,0	62,1	-17,4	8,7
09PF	35,8	66,6	53,6	-17,6	9,2
75PF	36,0	45,3	17,5	-16,6	8,0
255IL	36,0	264,1	189,1	-18,0	11,6
05PF	36,2	57,9	48,1	-17,2	10,6
35PF	36,7	8,5	5,8	-16,3	8,1
129SA	39,1	233,8	219,1	-17,1	10,3
375PF	39,6	50,4	8,7	-18,3	7,6
11PF	41,3	57,0	65,6	-17,7	10,4
168IL	42,0	389,3	155,8	-19,5	8,5
92PF	43,5	36,5	4,1	-17,6	9,1
13	47,0	7,0	2,8	-16,7	9,3
24SA	48,0	35,4	2,0	-18,1	9,0
12PF	49,3	15,1	2,9	-16,9	8,5

Tabela 4 – Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), metilmercúrio (MeHg), isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*). CCC reportado em centímetro (cm), HgT e MeHg reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT	MeHg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
72PF	24,9	-	55,5	-17,2	6,4
74PF	26,0	-	226,8	-16,6	11,5
17SA	27,3	-	261,5	-17,1	8,2
79IL	29,0	-	61,6	-17,8	9,3
90IL	31,5	1233,7	16,7	-17,8	10,2
202IL	31,7	667,1	39,7	-16,9	9,9
248IL	32,0	696,1	119,6	-17,6	9,9
188IL	33,8	903,2	159,3	-17,4	7,4
347PF	33,9	174,6	10,9	-17,7	8,1
09PF	35,8	340,2	29,4	-16,6	9,6
75PF	36,0	-	18,9	-16,9	6,3
255IL	36,0	1088,6	26,9	-17,7	10,3
05PF	36,2	364,5	9,9	-16,6	10,1
35PF	36,7	42,7	1,7	-15,8	7,4
129SA	39,1	396,8	15,7	-17,1	9,9
375PF	39,6	101,2	1,5	-18,9	7,7
11PF	41,3	38,5	1,9	-16,9	8,9
168IL	42,0	389,3	20,6	-18,6	6,8
92PF	43,5	-	-	-	-
13	47,0	-	0,2	-10,0	8,9
24SA	48,0	120,8	1,0	-16,7	8,9
12PF	49,3	25,1	0,1	-15,8	9,7

APÊNDICE C – Material suplementar Capítulo 4

Tabela 1 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*) amostrados na Bahia. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g⁻¹.

ID	CCC	HgT
187IL	27,0	304,8
89SA	29,8	815,4
250PF	29,8	501,0
270IL	30,6	380,7
90IL	31,5	1233,7
74SA	31,6	214,0
198IL	31,6	206,5
202IL	31,7	667,1
125IL	32,0	335,1
248IL	32,0	696,1
90SA	33,1	982,0
290PF	33,1	148,8
106SA	33,3	864,2
92SA	33,8	385,3
188IL	33,8	903,2
347PF	33,9	174,6
295PF	34,2	13,8
232IL	34,8	456,0
280IL	34,8	1244,6
147IL	34,9	500,8
316PF	35,0	375,5
115SA	35,5	713,3
09PF	35,8	340,2
255IL	36,0	1088,6
304PF	36,2	28,8
317IL	36,2	471,7
05PF	36,2	364,5
35PF	36,7	42,7
226PF	38,5	28,2
129SA	39,1	396,8
273PF	39,4	659,1
375PF	39,6	101,2
11PF	41,3	38,5
168IL	42,0	389,3

221IL	45,2	397,8
235PF	47,6	20,1
24SA	48,0	120,8
12PF	49,3	25,1
103PF	50,0	19,3
118IL	62,0	44,3

Tabela 2 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga oliva (*L. olivacea*) amostrados na Bahia. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g⁻¹.

ID	CCC	HgT
3	72,3	1930,1
4	70,5	226,2
5	74,5	543,4
7	72,5	1364,5
8	69,2	1998,3
9	72,5	493,4
10	72,5	3489,1
11	70,5	472,0
12	69,3	1387,5
23	69,5	487,7
28	65,5	671,1
31	76,4	2174,7
34	76,2	2826,2
35	74,2	1279,2
38	75,0	456,0
24	73,5	2326,4
25	71,5	485,4
26	70,5	55,3
51	67,8	428,9
53	71,0	39,9
54	69,5	457,7
55	72,4	481,8
58	64,6	410,8
75	70,5	156,8
78	70,8	149,1
16	63,0	752,2
20	69,5	14510,8

22	71,5	590,8
32	73,5	743,9
45	69,5	646,2
47	74,5	3780,4
48	70,9	541,6
61	75,5	4085,9
76	74,8	326,6
21	72,4	683,8
33	73,4	1269,8
37	65,4	620,6
39	70,0	800,7
40	70,9	63,7
41	76,4	992,5
46	66,5	464,8
50	79,2	1103,6
56	72,8	740,9
57	75,4	361,5
13	74,5	196,0
15	68,5	616,4
17	67,0	493,6
19	71,5	74,6
30	67,6	334,4
49	72,4	1220,4
42	68,0	301,7
59	70,7	435,2
62	67,8	450,0
67	68,5	572,7
18	75,5	357,0
63	71,1	1000,4
65	70,5	555,0
68	64,6	463,6
69	70,1	8513,6
71	71,2	989,8
73	68,5	927,0
72	64,6	980,8
77	70,4	26,5

Tabela 3 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga cabeçuda (*C. caretta*) amostrados na Bahia. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT
388	105,5	3,3
2092	101,0	4,9
408	91,0	5,9
510	100,0	10,1
1565	101,1	12,4
1427	98,0	19,0
1615	98,9	21,0
454	89,6	24,0
526	96,8	24,0
2043	98,9	25,0
1560	102,2	28,0
1781	98,7	37,0
422	99,8	39,0
528	94,7	42,0
1252	92,7	43,0
485	95,6	45,0
2645	95,3	45,0
484	87,1	47,0
2255	93,0	48,0
1123	106,2	54,0
1679	102,7	66,0
423	98,5	68,0
2194	90,9	91,0
2003	104,7	103,0
405	106,7	108,0
1674	95,8	108,0
1367	96,1	124,0
1834	98,0	152,0
403	101,0	152,0
1030	104,7	157,0
509	101,5	181,0
439	102,0	206,0
1855	97,3	262,0
1561	95,4	264,0
404	97,7	269,0

406	103,3	283,0
926	106,9	291,0
437	101,0	398,0
923	96,0	1672
1725	97,1	3,8
1612	92,5	12,0
2562	91,7	12,0
1223	94,6	34,0
2104	87,9	37,0
644	101,3	48,0
1360	105,1	49,0
2001	92,7	54,0
508	96,0	59,0
744	94,1	74,0
1523	100,4	74,0
2085	100,9	74,0
2587	100,7	82,0
805	102,9	90,0
932	98,3	92,0
1998	100,8	94,0
933	97,4	102,0
879	96,2	143,0
1552	99,1	150,0
2256	103,4	152,0
1033	104,6	152,0
880	93,5	155,0
726	103,3	176,0
1779	97,8	284,0
421	91,7	386,0
2032	102,1	415,0
2509	96,7	432,0
2226	99,8	525,0
1935	96,1	835,0
1498	105,5	478,0
553	105,0	43,0
552	102,0	216,0
366	95,0	2,169
387	91,0	34,0
407	99,0	38,0
451	101,0	247,0

452	107,0	402,0
6U	104,5	21,2
14U	102,5	143,3
27U	105,0	766,1
29U	100,5	226,0
52U	96,5	105,3
60U	88,5	1486,9
64U	105,3	672,0
70U	96,5	23,9
73U	99,1	361,6

Tabela 4 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga de pente (*E. imbricata*) amostrados no Pernambuco. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT
55	91,5	3,5
51	82,5	4,2
19	97,0	5,6
60	90,0	5,8
103	94,7	7,0
86	99,0	7,1
65	100,0	7,3
75	88,4	7,5
59	94,5	7,5
126	89,0	7,5
82	90,0	7,6
24	87,5	8,1
38	95,2	8,9
57	96,0	9,4
71	88,5	9,7
206	93,2	10,0
112	88,5	10,8
61	85,0	11,0
173	85,0	13,6
205	86,2	14,4
93	88,6	15,7
78	88,0	17,2
114	95,0	18,0
31	94,0	18,8

166	87,0	19,9
97	94,0	20,3
117	100,0	22,1
67	89,7	23,3
46	85,0	26,4
80	87,3	30,9
64	93,0	31,7
149	92,0	31,9
199	96,2	32,3
187	97,6	33,3
131	85,7	33,9
33	91,0	34,8
148	91,0	35,8
102	82,0	36,6
23	83,2	65,8
90	85,0	88,6
81	93,2	11,6

Tabela 5 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*) amostrados no Pernambuco. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT
3	59,0	94,5
4	58,5	651,3
11	35,5	98,4
13	53,7	18,1
14	66,0	7,1
15	70,2	54,7
17	48,0	6,4
19	42,0	6,5
21	70,0	329,7
39	33,2	873,0
46	49,0	378,5
58	53,5	8,9
60	58,6	56,8
62	49,5	5,6
65	56,0	7,8
66	42,3	10,6
67	43,5	10,0
71	59,0	124,0
77	36,5	23,7

78	53,3	5,2
105	37,5	21,1
107	60,0	203,6
108	56,0	4,8
109	44,2	397,9
113	46,7	5,2
116	52,0	66,3
4	76,9	184,3
14	61,4	8,7

Tabela 6 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga oliva (*L. olivacea*) amostrados no Pernambuco. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCL	Hg
34	70,0	1031,2
36	74,5	433,7
68	64,3	1031,0
22	73,0	69,0

Tabela 7 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga cabeçuda (*C. caretta*) amostrados no Ceará. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g^{-1} .

ID	CCC	HgT
56CE	85,2	311,7
188CE	78,7	387,1
38CE	102,6	33,5
366CE	95,5	2169,3
387CE	91,0	34,4
408CE	99,5	38,2
451CE	101,0	246,8
452CE	107,0	402,4
15CE	80,0	434,8

Tabela 8 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga verde (*C. mydas*) amostrados no Ceará. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g⁻¹.

ID	CCC	HgT
35CE	27,0	313,9
12CE	27,5	72,3
34CE	28,5	509,5
5CE	30,0	47,5
406CE	35,5	493,8
391CE	36,4	856,6
383CE	39,7	428,4
24CE	41,0	457,8
389CE	55,4	7,3
131CE	49,9	36,5
182CE	38,0	333,9
148CE	46,7	657,2
161CE	45,8	16,3
207CE	39,5	447,3
462CE	43,1	16,2
451CE	38,5	256,4
223CE	55,3	8,9
25CE	59,0	6,0
29CE	106,0	376,3
38CE	38,0	380,4

Tabela 9 - Na tabela são mostrados os dados de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), mercúrio total (HgT), para amostras de carapaça em indivíduos de tartaruga de pente (*E. imbricata*) amostrados no Maranhão. CCC reportado em cm, HgT reportado em peso seco e ng g⁻¹.

ID	CCL	Hg
MA083	5.5	44.3
MA105	5.3	66.7
MA117	5.5	68.9
MA097	5.3	57.5
MA075	6.1	59.1
MA063	5.1	43.2
MA100	6.1	65.8
MA092	5.3	50.8