



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE PARÁ  
PRO-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS DA AMAZÔNIA

ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO (Hg) EM *Podocnemis*  
*expansa* (SCHWEIGGER, 1812) (TESTUDINES,  
PODOCNEMIDIDAE) DO TABULEIRO DE MONTE CRISTO NO  
RIO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL

JOSUÉ LINHARES CARVALHO

Santarém, Pará  
Março, 2012

**JOSUÉ LINHARES CARVALHO**

**ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO (Hg) EM *Podocnemis expansa* (SCHWEIGGER, 1812) (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) DO TABULEIRO DE MONTE CRISTO NO RIO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL**

**ORIENTADOR: PROF. DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais da Amazônia, junto ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia.

Área de concentração: Estudos e manejos de ecossistemas amazônicos.

**Santarém, Pará  
Março, 2012**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Gestão da Informação-SIGI/UFOPA

---

C331eCarvalho, Josué Linhares

Ecotoxicologia do mercúrio (Hg) *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812)  
(Testudines, Podocnemididae) do Tabuleiro de Monte Cristo no rio  
Tapajós, Pará, Brasil / Josué Linhares Carvalho. – Santarém, 2012.

75 f.: il; 30 cm.

Inclui referências.

Orientador José Reinaldo Pacheco Peleja.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Programa de  
Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Área de concentração em  
Estudos de Ecossistemas Amazônicos. Santarém, 2012.

1. Mercúrio – Toxicologia. 2. Mercúrio – Aspectos Limnológicos. 3.  
Quelônios (*Podocnemis expansa*) – Efeito dos metais pesados. 4.  
Tabuleiro de Monte Cristo - Tapajós, Rio, Bacia (PA). I. Peleja, José  
Reinaldo Pacheco, *orient.* II. Título.

CDD: 21. ed. 597.92098115

---

Bibliotecária-Documentalista: Creuza Andréa Santos CRB2/1352

ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO (Hg) EM *Podocnemis  
expansa* (SCHWEIGGER, 1812) (TESTUDINES,  
PODOCNEMIDIDAE) DO TABULEIRO DE MONTE CRISTO NO  
RIO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL

Esta dissertação foi julgada adequada para a obtenção do Título de Mestre em Recursos Naturais da Amazônia, Área de concentração: Estudos e manejos de ecossistemas amazônicos. Aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia, nível de mestrado, da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, em 28 de março de 2012.

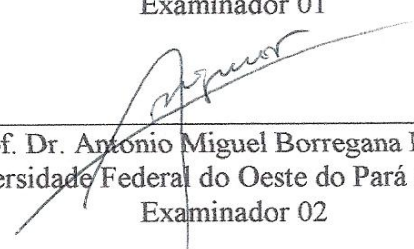
Profª. Dra. Rosa Helena Veras Mourão  
(Universidade Federal do Oeste do Pará/Santarém)  
Coordenadora do PGRNA

Apresenta à Comissão Examinadora, integrada pelos Professores:



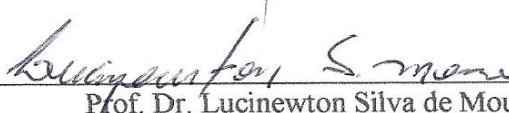
---

Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes  
(Universidade Federal do Oeste do Pará /Santarém)  
Examinador 01



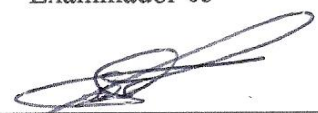
---

Prof. Dr. Antonio Miguel Borregana Migueis  
(Universidade Federal do Oeste do Pará /Santarém)  
Examinador 02



---

Prof. Dr. Lucinewton Silva de Moura  
(Universidade Federal do Pará /Marabá)  
Examinador 03



---

Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja  
(Universidade Federal do Oeste do Pará /Santarém)  
Orientador

Santarém, março, 2012.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter iluminado toda a escuridão do meu discernimento.

À família, em nome da querida e amada esposa Eliane Werner e dos filhos Edrian e Eliska, pelo incentivo e contribuições quando mais precisei.

Aos pais Josué e Helena e aos irmãos Emanuel, Marilena, Marília, Josiele, Zaqueu e Neimar, pela compreensão nas horas das atividades que absorviam todo o tempo disponível.

Aos agentes de praia do tabuleiro de Monte Cristo pelo acompanhamento durante as capturas.

À Professora Inglea Goch, que me ensinou a chegar mais rápido às referências bibliográficas.

Ao professor Troy Beldine por todo o incentivo durante o curso e pelas contribuições nas traduções para o inglês.

Ao professor Ricardo Olinda, da UFPB, que contribuiu com as análises estatísticas.

Ao professor Alfredo Pedroso, pelas contribuições nas nomenclaturas.

Aos colegas de turma (PGRNA 2010), que contribuíram para renovar o espírito de estudante.

Aos professores das disciplinas, por despertar o interesse de aprender sempre mais.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental da UFOPA, pela infraestrutura, seus servidores Msc Manoel Bentes, Edivaldo, Waldinete, Elton, Flávia, Milena, Cristiane Aguiar, Marília e aos bolsistas Diego Pimentel, Sâmea, Otávio, Fábio, Rívolo, Carlisson, Moema, Bianca, Mara, Aline e Brendson, pela ajuda nas análises e pelo incentivo.

Aos técnicos administrativos do ICTA Jordano, Gabriel, Cristiane Rocha, Zilner e Alípio, pela disponibilidade em prestar encaminhamentos e imprimir documentos urgentes.

À Raquel, Gleiciane e Iandra, da Secretaria do PGRNA, pelos encaminhamentos referentes à documentação acadêmica.

Ao geólogo Livaldo, pelas contribuições bibliográficas sobre quelônios jurássicos.

Aos tripulantes da Lancha, que viabilizaram o deslocamento para Monte Cristo, especialmente aos comandantes Darlei e Nicksom Leão.

À SEDUC-PA através da GCVS, SAEN, GRC, 5ª URE e a professora Geanne Xavier diretora da Escola Eduardo Angelim, pela licença e pela bolsa para viabilizar o projeto de pesquisa.

Ao meu tio e professor Jairo Linhares pela ajuda no pré projeto e nas traduções para o inglês.

Ao primo Jhon Percival pelas soluções às emergências no computador.

Ao ICMBio, pela autorização para captura e retirada de tecidos dos animais, em especial ao Fábio Guerra, que agilizou os trâmites da documentação, ao Rodrigo, ao Dr. Nicola e ao Dr. José Amazonas.

Aos avaliadores, pelas valiosíssimas contribuições e melhorias no conteúdo final do trabalho.  
E acima de tudo ao Orientador Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja, pela sua grande e genuína contribuição, sem a qual o trabalho teria pouco sentido.

A todos, muito obrigado!

CARVALHO, Josué Linhares. ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO (Hg) EM *Podocnemis expansa* (SCHWEIGGER, 1812) (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) DO TABULEIRO DE MONTE CRISTO NO RIO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL. 2012. 75 páginas. Dissertação de Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia. Área de concentração: Estudos e manejos de ecossistemas amazônicos - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém.

## RESUMO

A bacia do rio Tapajós abriga a maior aglomeração de *Podocnemis expansa*, Tartaruga da Amazônia, do Brasil para nidificação anual. O mercúrio está presente na atmosfera, solos e águas, nas formas elementar, inorgânica e orgânica. O metilmercúrio é a forma mais tóxica aos organismos aquáticos, incluindo quelônios. A toxicidade é favorecida pela bioacumulação e biomagnificação. Objetivando analisar a ecotoxicologia do mercúrio em *Podocnemis expansa* do tabuleiro de Monte Cristo, coletamos 40 animais adultos, 66 filhotes e 99 ovos, de três segmentos da praia de nidificação, definidos conforme a distância da calha do rio; o segmento 1 mais próximo e o segmento 3 mais distante do rio; o segmento 2 de localização intermediária. Registramos parâmetros de profundidade, número de ovos, temperatura, pH e umidade das ninhadas. Realizamos métodos não invasivos para não sacrificar animais. Para a análise dos tecidos músculo, unha, carapaça, casca, gema e clara dos ovos utilizamos espectrômetro de fluorescência atômica a vapor frio (CVAFS). Analisamos correlações entre concentrações de mercúrio total em tecidos corporais e ovos entre si e com variáveis morfométricas usando matriz de correlação de Pearson. Usamos análise de variância para testar a diferença entre os níveis de mercúrio total encontrados nos adultos, filhotes e ovos e teste de Tukey para determinar entre quais fatores ocorreram diferenças significativas. Interpretamos a influência dos parâmetros ambientais, sobre as concentrações de mercúrio através de regressão linear simples. Inferimos que animais novos estão ingressando no processo reprodutivo pela média dos dados dos animais capturados, peso 27 kg, comprimento da carapaça 65 cm e 87 ovos por ninhada. As concentrações médias encontradas em tecidos de fêmeas adultas foram: músculo 55 ng.g<sup>-1</sup>, carapaça 81 ng.g<sup>-1</sup>, unhas 119 ng.g<sup>-1</sup>; em ovos: casca 34 ng.g<sup>-1</sup>, gema 33 ng.g<sup>-1</sup>, clara 31 ng.g<sup>-1</sup> e em carapaça de filhotes 79 ng.g<sup>-1</sup>. Encontramos correlação positiva entre peso das fêmeas e concentração de Hg na gema dos ovos; entre profundidade das ninhadas com número de ovos e concentração de Hg na clara dos ovos. Apenas a concentração na unha de fêmeas adultas foi significativamente diferente da concentração nos componentes dos ovos. A concentração no músculo foi semelhante à dos ovos. Verificamos diferenças significativas entre as concentrações musculares dos animais capturados nos segmentos 1 e 3, bem como nos componentes orgânicos dos ovos desses segmentos. Concluímos que os ovos são bons indicativos da concentração muscular de tartarugas adultas e que o Hg perturba o comportamento dos animais fazendo-os se distanciar menos da margem do rio, o que contribui para perda de ninhadas por inundação, e compromete o sucesso de eclosão com redução no recrutamento de animais a cada temporada reprodutiva quando ocorrem elevações imprevisíveis da cota do rio.

**Palavras-chave:** 1. *Podocnemis expansa*, 2. Ecotoxicologia, 3. Mercúrio, 4. Quelônios, 5. Bioacumulação.

CARVALHO, Josué Linhares. **ECOTOXICOLOGY OF MERCURY (Hg) IN *Podocnemis expansa* (SCHWEIGGER, 1812) (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) IN TURTLE NESTS on the MONTE CRISTO tablelands on the margin of the TAPAJÓS RIVER, PARÁ, BRASIL.** 2012. 75 pages. Masters Natural Resources in Amazonia. Concentration Area: Research and management of Amazon Ecosystems —Masters degree program in Natural Resources of Amazonia. Federal University of Western Pará — (UFOPA), Santarém, Pará.

## ABSTRACT

The Tapajós basin harbors the largest concentration of Amazon turtle (*Podocnemis expansa*) nests. There is mercury in the atmosphere, soils and waters in elementary organic and inorganic forms. Methyl mercury is the most toxic form to aquatic organisms, including chelonians, and toxicity is favoured by bioaccumulation and biomagnification. With the aim of analyzing the ecotoxicology of mercury in *Podocnemis expansa* in the turtle nests of Monte Cristo, we collected 40 adult animals, 66 half-grown turtles and 99 eggs in three segments of the nesting beach established according to the distance of the river canal; segment 1 is nearer to the river and segment 3 more distant from it, with segment 2 of intermediate location between 1 and 3. We registered the parameters of depth, number of eggs, temperature, pH and humidity of the turtle nests. We used non-invasive methods in order to preserve the animals. For the analysis of tissues, muscles, nails, bony shields, egg shells, yolk and whites of the eggs, we used atomic fluorescence spectrometry by cold vapour (CVAFS). We analyzed correlations between concentration of total mercury in corporal tissues and eggs among themselves and with morphometric variables by using the Pearson correlation matrix. We used analysis of variation to test the difference between the levels of total mercury found in adults, half-grown specimens, and eggs, and Tukey's test to separate significant differences. We interpreted the influence of environmental parameters on concentration of mercury through simple linear regression. We inferred that young animals are entering the reproductive process by using the average data of animals caught, which were 27 kg, 65 cm of bony shield and 87 eggs per turtle nest. The medium concentration found in the tissues of adult females are the following: muscle 55 ng.g<sup>-1</sup>, bony shield 81 ng.g<sup>-1</sup>, nails 119 ng.g<sup>-1</sup>; in eggs: egg-shield 34 ng.g<sup>-1</sup>, yolk 33 ng.g<sup>-1</sup>, white 31 ng.g<sup>-1</sup>, and in the bony shield of half-grown turtles 79 ng.g<sup>-1</sup>. We found positive correlations between the weight of females and concentration of Hg in the yolk of eggs; between the depth of turtle nests and number of eggs, and Hg concentration in the whites of eggs. Only the concentration in the nails of female adults was significantly different from the concentration in the eggs components. The concentration in the tissues was similar to that in the eggs. We observed significant differences between the muscular concentration of animals caught in segments 1 and 3 as well as in the organic components of eggs in these sections. We concluded that eggs are good indicators of muscular concentration of adults turtles and that Hg disturbs the behavior of animals, keeping them away from the river-bank, a fact that contributes to the loss of turtle nests by the action of river floods, and compromises hatching success with a reduction in the recruitment of animals each breeding season when there are unforeseen increases in the dimensions of the river.

**Key words:** 1. *Podocnemis expansa*, 2. Ecotoxicology, 3. Mercury, 4. Chelonians, 5. Bioaccumulation



## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>xi</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	2
<b>1.1.1 Biologia de quelônios .....</b>	<b>2</b>
1.1.1.1 Biologia de <i>Podocnemis expansa</i> .....	3
<b>1.1.2 Ecotoxicologia .....</b>	<b>8</b>
<b>1.1.3 O mercúrio nos ambientes naturais .....</b>	<b>11</b>
1.1.3.1 O mercúrio e sua toxicidade .....	13
1.1.3.2 Importância do estudo do mercúrio em quelônios .....	14
1.2 OBJETIVOS .....	17
<b>1.2.1 Objetivo geral.....</b>	<b>17</b>
<b>1.2.2 Objetivos específicos.....</b>	<b>17</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>18</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	18
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	21
2.3 MÉTODOS DE CAMPO .....	23
2.4 ANÁLISE DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO TOTAL.....	25
2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	27
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>28</b>
3.1 CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM FÊMEAS ADULTAS .....	28
3.2 CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM OVOS E EM FILHOTES .....	33
<b>3.2.1 Concentração de mercúrio em ovos .....</b>	<b>33</b>
<b>3.2.2 Concentração de mercúrio em filhotes de <i>P. expansa</i> .....</b>	<b>37</b>
3.3 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO MERCÚRIO TOTAL SOBRE O NÚMERO DE OVOS EM CADA OVIPOSIÇÃO .....	40
3.4 COEFICIENTES DE BIOACUMULAÇÃO .....	43
3.5 RELAÇÃO DOS NÍVEIS DE Hg DAS FÊMEAS COM A DIMINUIÇÃO DO DISTANCIAMENTO DE OVIPOSIÇÃO EM RELAÇÃO AO ÁLVEO DO RIO .....	49
<b>4 CONCLUSÃO.....</b>	<b>53</b>

<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>55</b>
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>56</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>69</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>72</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1:</b> Concentrações de Hg nos diferentes tecidos corporais de <i>P. expansa</i> do Tabuleiro de Monte Cristo.....	28
<b>TABELA 2:</b> Comparação entre as concentrações médias de Hg total encontradas em tartarugas fêmeas adultas em diversos estudos na Amazônia e no mundo .....	32
<b>TABELA 3:</b> Dados morfométricos de ovos de <i>P. expansa</i> em estudos na Amazônia.....	33
<b>TABELA 4:</b> Comparação entre as concentrações médias de Hg total encontradas em ovos de tartarugas em diversos estudos .....	34
<b>TABELA 5:</b> Matriz de correlação de Pearson com dados dos ovos .....	37
<b>TABELA 6:</b> Matriz de correlação de Pearson entre concentração de Hg nos tecidos e variáveis morfométricas e ambientais .....	42
<b>TABELA 7:</b> Dados morfométricos sobre as fêmeas adultas de <i>Podocnemis expansa</i> capturadas durante a nidificação .....	44
<b>TABELA 8:</b> Correlações entre concentração de mercúrio em tecidos de tartarugas e variáveis morfométricas em diversos estudos .....	47
<b>TABELA 9:</b> Proporção das concentrações de Hg total (ng.g-1) nos anexos corporais em relação às concentrações no músculo e na casca dos ovos .....	49

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1:</b> Imagem de fêmea adulta de <i>Podocnemis expansa</i> . .....	4
<b>FIGURA 2:</b> Imagem de filhotes de <i>Podocnemis expansa</i> . .....	4
<b>FIGURA 3:</b> Representação do ciclo do mercúrio .....	12
<b>FIGURA 4:</b> Localização do Tabuleiro de Monte Cristo e da bacia do Rio Tapajós no Pará .	19
<b>FIGURA 5:</b> Localização do Tabuleiro de Monte Cristo e da bacia do Rio Tapajós no Brasil	20
<b>FIGURA 6:</b> Imagem da praia de nidificação com a divisão dos segmentos .....	22
<b>FIGURA 7:</b> Esquema ilustrativo do desnível da praia de postura em relação à cota do rio ..	23
<b>FIGURA 8:</b> Equipamentos para aferição das medidas dos animais capturados .....	24
<b>FIGURA 9:</b> Balança analítica para pesagem, placa quente para digestão dos tecidos e espectrômetro de fluorescência atômica a vapor frio .....	26
<b>FIGURA 10:</b> Comparação entre as médias e variâncias das concentrações de mercúrio nos tecidos de matrizes adultas .....	30
<b>FIGURA 11:</b> Resultados do teste a posteriori de Tukey demonstrando as concentrações de Hg nos diversos tecidos analisados .....	35
<b>FIGURA 12:</b> Correlação entre peso e concentração de mercúrio na gema dos ovos e entre diâmetro e concentração na gema .....	36
<b>FIGURA 13:</b> Comparação entre características morfométricas de ovos e filhotes de <i>P. expansa</i> , em quatro estudos na Amazônia .....	38
<b>FIGURA 14:</b> Correlação entre concentração de mercúrio na carapaça dos filhotes e na gema dos ovos das matrizes que os originaram .....	39

<b>FIGURA 15:</b> Correlação entre o número de ovos e a profundidade das ninhadas .....	41
<b>FIGURA 16:</b> Correlação entre concentração de mercúrio total na unha e comprimento da carapaça .....	48
<b>FIGURA 17:</b> Resultados do teste a posteriori de Tukey demonstrando as concentrações de Hg total no músculo dos animais por segmento da praia de nidificação .....	50
<b>FIGURA 18:</b> Resultados do teste a posteriori de Tukey demonstrando as concentrações de Hg total na gema e na clara dos ovos por segmento da praia .....	51
<b>FIGURA 19:</b> Desenho esquemático com a divisão dos segmentos na praia de postura e a concentração de mercúrio no músculo e nos componentes orgânicos dos ovos .....	52

## 1. INTRODUÇÃO

A bacia do Rio Tapajós abrange comunidades rurais onde a predominância da população é de origem indígena e possui costumes de se alimentar de produtos oriundos do extrativismo regional. No caso das comunidades ribeirinhas, a fonte principal de alimento é oriunda do próprio rio, que abriga muitas espécies de peixes e de répteis do grupo dos quelônios, principalmente *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812), *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) e *Podocnemis sextuberculata* (Cornalia, 1849).

É imprescindível, ressaltar a necessidade de compreensão do contexto regional a partir de uma visão holística. Devemos considerar a grande repercussão a ser proporcionada pela implantação do complexo energético do rio Tapajós. As hidrelétricas impedem os movimentos das tartarugas a montante e a jusante, impossibilitando as fêmeas de alcançarem locais de desova adequados. Os represamentos também controlam a inundação da floresta e a sedimentação de lodo na várzea, onde as tartarugas se alimentam, além de provocar alterações nas correntes do rio, o que pode afetar a deposição da areia que forma as praias de nidificação (VOGT, 2004) e alterar a dinâmica dos sítios de metilação (SÁ *et al.*, 2006).

A ecotoxicologia do mercúrio em quelônios tem sido negligenciada nos estudos científicos da região. Especula-se que essa realidade decorra da necessidade de obtenção de licenças especiais para trabalhar com estes animais, o que prolonga o tempo das investigações, desestimulando muitos pesquisadores. Assim, com este estudo pretendemos dar ênfase para aspectos ecotoxicológicos do mercúrio em *Podocnemis expansa* do tabuleiro de Monte Cristo, Rio Tapajós.

Pesquisar a ecotoxicologia de mercúrio em *Podocnemis expansa* no atual contexto regional é bastante oportuno, pois é um animal longevo com potencial de bioconcentração, além de ser o maior e mais significativo representante da fauna de quelônios da Amazônia. A sua importância econômica como fonte alimentar para as populações indígenas e ribeirinhas desta região é inequívoca (SMITH, 1979). Além disso, é de grande importância para a ecologia (HAHN, 2005) da bacia do Rio Tapajós.

Com o objetivo de determinar a concentração de resíduos de mercúrio em *Podocnemis expansa* do tabuleiro de Monte Cristo, no Rio Tapajós, Oeste do Pará, este trabalho aborda os seguintes tópicos: biologia de quelônios, biologia de *Podocnemis expansa*, ecotoxicologia, o mercúrio nos ambientes naturais, o mercúrio e sua toxicidade e a importância do estudo do mercúrio em quelônios com ênfase para *Podocnemis expansa*.

## 1.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 1.1.1 Biologia de quelônios

Os quelônios são os animais mais longevos entre os vertebrados, com espécies terrestres podendo viver mais de cem anos (ANDRADE, 2008; FANTIN, 2008; MOURA, L., 2009). Existem abundantes registros da existência de quelônios no Jurássico (ANDRADE, 2008; ORTEGA *et al.*, 2009). No caso específico das tartarugas, são animais que apareceram no Cretáceo, sobreviveram a adversidades climáticas do planeta e atualmente enfrentam a pior situação de conservação em 100 milhões de anos de existência. O declínio populacional progressivo nas últimas décadas é resultado de atividades humanas (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; MOURA, L., 2009) como capturas extrativistas (ALHO e PÁDUA, 1982), além de pressão e modificação dos ambientes naturais (SMITH, 1979) principalmente em decorrência de monoculturas agrícolas (FREEDBERG *et al.*, 2011)

As tartarugas ocupam os mais diversos ambientes, existindo espécies adaptadas a viverem exclusivamente em terra e outras na água (FERREIRA JÚNIOR, 2009a). Pertencem à classe dos répteis e constituem a ordem Testudines que reúne duas subordens: Cryptodira caracterizada pela retração vertical do pescoço dentro da concha em forma de S e Pleurodira na qual o pescoço é curvado horizontalmente para acomodar a cabeça e a nuca debaixo da margem da concha. Os pleurodiros abarcam três famílias: Pelomedusidae, Podocnemididae e Chelidae (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). A família Podocnemididae é dulcícola, encontrada na América do Sul e na Ilha de Madagascar (SHAFFER *et al.*, 1997).

Apesar do consumo da carne ser uma tradição cultural na região amazônica (SANTOS, 2008), não há na sociedade uma discussão sobre como diminuir a pressão sobre os estoques e como atingir a sustentabilidade do manejo (FACHÍN-TERÁN *et al.*, 2003). A situação ecológica dos quelônios na Amazônia envolve questões de interesse local e que dizem respeito à conservação da biodiversidade global. Por isso, urge a necessidade de intensificar pesquisas acadêmicas sobre os mais variados aspectos dessa biodiversidade, nas áreas de biologia populacional, ecologia, parasitologia, economia ecológica, legislação, engenharia de alimentos, zootecnia e outras (REBÊLO e PEZZUTI, 2000).

Os quelônios constituem um recurso da fauna de grande significado para as populações ribeirinhas da Amazônia, sendo utilizados como alternativa alimentar (MOURA,

A., 2009; SALERA JÚNIOR *et al.*, 2009), especialmente carne e ovos (OLIVEIRA JÚNIOR *et al.*, 2009). Pesquisas com *Podocnemis expansa* evidenciam que a sua carne apresenta baixo teor de gordura e colesterol (MOURA, L., 2009) e alto teor protéico (média de 79%) (RODRIGUES e MOURA, 2007) em comparação com a carne de outros animais: carne bovina (44%), carne suína (44%) e lagosta (82%) (MOURA, A., 2009). Diante disso, ratifica-se a idéia de que os recursos da ictiofauna e répteis aquáticos são itens interessantes para serem incluídos em programas de melhoria da alimentação de comunidades rurais onde o déficit alimentar está presente (IBAMA, 1999).

Há ocorrência de quelônios de água doce na Amazônia (REBÊLO e PEZZUTI, 2000) num total de 14 espécies, principalmente do gênero *Podocnemis* (VOGT, 2008). Destacam-se as espécies *Podocnemis expansa*, *Podocnemis unifilis* (CASTRO e FERREIRA-JÚNIOR, 2008), e *Podocnemis sextuberculata*. Além dessas, existem *Podocnemis erythrocephala* (Spix, 1824), *Peltocephalus dumerilianus* (Schweigger, 1812) e *Chelus fimbriatus* (Schneider, 1785) (VOGT, 2008).

#### 1.1.1.1 Biologia de *Podocnemis expansa*

*Podocnemis expansa* (figuras 1 e 2) é popularmente conhecida como tartaruga da Amazônia e é o maior quelônio de água doce da América do Sul, atingindo até 107,0 cm de comprimento (OLIVEIRA-JÚNIOR *et al.*, 2009). A maior fêmea registrada tinha 109 cm de comprimento da carapaça e pesava 90 kg. Os machos são menores que as fêmeas. Hoje em dia os tamanhos são inferiores aos verificados durante o século XIX. Esta espécie tem ampla distribuição geográfica nos afluentes dos rios Orinoco e Essequibo, além dos rios da bacia Amazônica na Colômbia, Venezuela, Guiana, noroeste do Peru, leste do Equador, norte da Bolívia e do Brasil (VOGT, 2008). Também pode ser encontrada nos rios Araguaia e Tocantins (FERREIRA JÚNIOR e CASTRO, 2003).





**Figura 1:** Imagem de fêmea adulta de *Podocnemis expansa*. Fonte: adaptado de RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007.



**Figura 2:** Imagem de filhotes de *Podocnemis expansa*. Foto: Josué Carvalho

A tartaruga da Amazônia é herbívora e consome uma grande variedade de frutos, sementes, flores, folhas, talos tenros e esponjas de água doce. Os indivíduos adultos podem ser importantes dispersores de sementes das florestas tropicais. Os filhotes aspiram partículas alimentícias sólidas em suspensão na superfície da água por meio de um mecanismo conhecido como neustofagia (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; VOGT, 2008). Uma característica da dieta do gênero *Podocnemis* é apresentar pelo menos um mínimo de quantidade de alimento de origem animal como pequenos invertebrados (MALVÁSIO *et al.*, 2003), insetos (SANTOS, 2008), moluscos e peixes (VOGT, 2008).

Como todos os quelônios, *Podocnemis expansa* é ovípara e atinge a maturidade sexual por volta de 8 a 12 anos, mas seu crescimento continua, possivelmente atingindo o tamanho máximo aos 25 anos (VOGT, 2008). O tamanho mínimo do início de reprodução das fêmeas é de 56 cm de comprimento da carapaça (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). O acasalamento ocorre na água, depois da desova, entre os meses de janeiro e março, e após seis meses é realizada a postura (ANDRADE, 2008). São os machos que se deslocam à procura das fêmeas (MOLINA, 1992; SOUZA, 2004) e há casos de múltipla paternidade em que uma fêmea tem seus ovos fecundados por dois ou até três machos (VALENZUELA, 2000). Um aspecto importante da biologia reprodutiva é a capacidade das fêmeas em armazenar esperma viável em seus ovidutos por longos períodos de tempo, permitindo-lhes assim fertilizar inúmeros ovos sem terem de acasalar em cada período de reprodução. Diferente de muitas aves, as tartarugas não formam pares sexuais (SHINE, 1988 *apud* FANTIN, 2008).

No ritual reprodutivo *Podocnemis expansa* é social, nidifica em conjunto e todo o grupo interage com o estímulo ambiental. É muito raro encontrar postura de uma *Podocnemis expansa* que tenha agido isoladamente para desovar (ALHO e PÁDUA, 1982). Há uma sincronização entre a vazante e o desencadeamento do comportamento de nidificação da tartaruga da Amazônia. Este comportamento só começa quando a água se estabiliza em seu nível mais baixo (ALHO e PÁDUA, 1982; RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). A imprevisibilidade dos níveis de água é um fator seletivo importante que influencia a data e a escolha do local da postura de *Podocnemis expansa* (ALHO e PÁDUA, 1982).

A postura dos ovos é controlada pelo nível da água, a qual pode ter variações a cada ano (VOGT, 2004). Não obstante, no Brasil, em geral, observa-se o seguinte padrão: de julho a agosto acontece desova no Acre; de agosto a setembro no Araguaia; setembro em Rondônia, Goiás e Tocantins; de setembro a outubro no Amapá e Mato Grosso; outubro no Trombetas, Xingu e Tapajós, e por último, de dezembro a janeiro em Roraima (VOGT, 2008). Com a vazante, as tartarugas nadam até os locais de desova e num período de 10 a 14 dias que

antecede à postura, emergem nas areias das praias durante as horas mais quentes do dia, quando as temperaturas do ar e da areia atingem 35°C e 45°C, respectivamente. Esse comportamento serve para completar o processo de amadurecimento dos ovos mais rapidamente (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; VOGT, 2008) e é conhecido por assoalhamento (ROCHA, 2005; ANDRADE, 2008).

A nidificação compreende as seguintes etapas: assoalhamento, subida à praia para a escolha do local da cova, deambulação ou caminhada de vistoria, escavação da cova, postura, reenchimento da cova e retorno à água. A profundidade das covas varia de 50 a 100 cm (ANDRADE, 2008) e o número de ovos de 40 a 160 (CASTRO e FERREIRA JÚNIOR, 2008), ou 50 a 136 (ALHO e PÁDUA, 1982), podendo chegar a 300 ovos (SMITH, 1979). A oviposição pode durar de 1,5 a 4 horas, aproximadamente, sendo geralmente à noite e, ocasionalmente, à tarde ou de manhã (ANDRADE, 2008).

Desprovidos de cuidados parentais, os filhotes, ao nascerem, sofrem séria taxa de mortalidade antes e depois de chegar ao seu habitat aquático. Os predadores se concentram nas proximidades das praias de reprodução na época da eclosão. Uma estratégia natural que permite aos filhotes escapar temporariamente dos predadores é a saída simultânea do ninho (SANTOS, 2008). A estimativa para as tartarugas é que são necessários cerca de mil ovos para que um deles supere todas as ameaças e alcance a maturidade sexual para cumprir com seu papel na manutenção das populações naturais, através da reprodução. Esta situação é mais dramática, pois além das pressões antrópicas, as ninhadas em seu desenvolvimento devem ainda suportar as limitações que são impostas pela mesma natureza tais como as inundações naturais das praias. Em alguns casos este fenômeno natural é potencializado pelas ações humanas de desmatamento (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007) e construção de hidrelétricas (SMITH, 1979; VOGT, 2004).

Os estudos sobre ecologia reprodutiva demonstraram que os filhotes de *Podocnemis expansa* têm determinação do sexo dependente da temperatura de incubação dos ovos (FACHIN-TERÁN e VOGT, 2004). Flutuações de temperatura durante a incubação significam proporções diferentes entre nascimentos de machos e fêmeas. Temperaturas mais altas favorecem o nascimento de fêmeas, enquanto que as mais baixas promovem o nascimento de machos. A temperatura pivotal, também denominada temperatura crítica ou período termossensível, define a produção de 50% de machos e 50% de fêmeas. Quando a embriogênese se processa a temperaturas próximas à pivotal, pequenas diferenças de 1°C a 2°C são suficientes para alterar a razão sexual dos embriões (VALENZUELA, 2001). Em função da influência do calor solar, a temperatura dos ninhos é controlada pela profundidade

da câmara de ovos, pela textura e pela composição mineralógica das areias (CASTRO e FERREIRA JÚNIOR, 2008).

O tempo de incubação dos ovos é de 40 a 70 dias (ANDRADE, 2008), na maioria dos casos durando aproximadamente 60 dias (ALMEIDA, 2007) e variando de acordo com a temperatura; a incubação natural é de 48 dias no Rio Trombetas e produz principalmente fêmeas a temperaturas de 34,5 a 35,4°C. Por outro lado o tempo de incubação no rio Caquetá, Colômbia, é muito maior, com uma média de 67 dias, devido a temperaturas muito mais baixas dos ninhos (VOGT, 2008). Depois da temporada reprodutiva os adultos migram rio acima ou abaixo em busca dos lugares habituais de alimentação (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007).

Como todas as espécies de tartarugas que vivem em ambientes límnicos, *Podocnemis expansa* representa um importante papel para a ecologia dos ecossistemas onde ocorre. O declínio de muitas populações é motivo de alarme para aqueles que se preocupam com a saúde dos rios. As tartarugas são os maiores componentes das redes tróficas dos rios, desempenhando importantes papéis nas funções vitais, como fluxo de energia, ciclagem de nutrientes, dispersão da vegetação ripária e manutenção da qualidade da água (MOLL e MOLL, 2004 *apud* HAHN, 2005).

*Podocnemis expansa* é um dos poucos animais, do meio aquático, capazes de converter os nutrientes e energia contidos nos produtos vegetais existentes nestes ecossistemas, em alimentos consumíveis pelo homem, como é o caso da carne e dos ovos. Sem a intervenção das tartarugas e alguns peixes, tais nutrientes seriam perdidos inutilmente na decomposição. Assim, esta espécie constitui um passo indispensável no fluxo de nutrientes desde a produção primária das selvas inundadas até ao prato do consumidor humano (OJASTI, 1971 *apud* GARCIA, 2006).

*Podocnemis expansa* é um importante componente nos ecossistemas aquáticos, estando presente na dieta de inúmeros grupos de animais vertebrados. Dentre os quais, anuros, lagartos, jacarés, aves, peixes, e mamíferos. A maior ameaça natural sobre as populações de *Podocnemis expansa* é a predação de filhotes por aves e peixes carnívoros. As aves, principalmente urubus, gaviões e gaivotas predam os animais no percurso entre a cova de eclosão até o rio. No rio, a predação é feita por peixes carnívoros e jacarés, sendo que estes atacam também animais jovens (GARCIA, 2006). Com a subida do nível dos rios as águas tornam-se mais turvas dificultando a localização dos filhotes pelos predadores e diminuindo sua densidade por causa do maior volume de água (FERREIRA JÚNIOR, 2003). Em algumas regiões da Amazônia, *Panthera onca* é o único predador das fêmeas adultas de *Podocnemis*

*expansa*, sendo esta predação predominantemente noturna, quando as fêmeas sobem às praias para nidificar (SALERA JÚNIOR *et al.*, 2009).

Em ecossistemas interiores, praticamente todos os organismos aquáticos tem seu ritual reprodutivo dependente do ciclo de subida e descida do nível dos rios. A construção de barragens interfere diretamente nos ecossistemas (LOVETT, 1999) amazônicos, pois tem a capacidade de alterar o pulso de inundação, atingindo os organismos aquáticos (FERREIRA JÚNIOR, 2009b). As cheias e os alagamentos são fatores que determinam o sucesso ou insucesso reprodutivo de diversas espécies, entre elas as tartarugas. Mudanças no regime hidrológico resultam em alterações no equilíbrio estabelecido (SOUZA, 2004; ALBUQUERQUE FILHO *et al.*, 2010) e provocam perda de ninhos nas espécies de tartaruga de água doce (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). Assim sendo, o programa do governo de construir uma série de represas hidrelétricas na Amazônia é uma ameaça às populações de quelônios da região (SMITH, 1979; VOGT, 2004).

Além disso, o desmatamento, as queimadas, as barragens e a construção de hidrelétricas são atividades humanas capazes de liberar mercúrio aumentando sua concentração na natureza (SÁ *et al.*, 2006) e disponibilizando-o cada vez mais para a biota aquática através dos elos da cadeia trófica (SANTOS *et al.*, 2003).

### **1.1.2. Ecotoxicologia**

Ecotoxicologia ou toxicologia ambiental é a ciência que estuda a influência das substâncias tóxicas sobre o meio ambiente (COSTA *et al.*, 2008). É uma ferramenta útil para a preservação da biodiversidade, através de pesquisas que focalizam degradação ambiental, saúde pública e preservação de recursos naturais. A ecotoxicologia possui ainda a importante tarefa da avaliação do risco ambiental e busca progressivamente maior conhecimento de sistemas naturais, dos seus constituintes e mecanismos de funcionamento diante de inúmeros contaminantes, oferecendo recursos para estabelecer estratégias de proteção e gestão ambiental. Os estudos ecotoxicológicos são fundamentais para a sociedade desenvolver planos de recuperação de ecossistemas degradados e conservação da biodiversidade (PÓVOA *et al.*, 2006).

Os estudiosos da ecotoxicologia se preocupam com o destino dos agentes tóxicos, seus metabólitos e produtos de degradação no ambiente e nas cadeias alimentares e com o efeito

desses contaminantes sobre os organismos e as populações. A sobrevivência humana está relacionada à ecotoxicologia, pois disso depende o bem-estar de outras espécies e a disponibilidade de ar, água, solo e alimentos limpos. Embora na definição de ecotoxicologia também estejam incluídas substâncias químicas tóxicas naturalmente encontradas no ambiente, como venenos animais e toxinas microbianas e vegetais, a ecotoxicologia é tipicamente associada com o estudo de agentes químicos de origem antropogênica (COSTA *et al.*, 2008).

A expressão da ecotoxicidade de uma substância química depende das características da exposição e de seu comportamento nos sistemas biológicos. Além das propriedades físico-químicas das substâncias, deve-se considerar a magnitude, a duração, as vias de introdução e a suscetibilidade dos organismos, estando esta última diretamente interligada aos processos toxicocinéticos e toxicodinâmicos (PÓVOA *et al.*, 2006). Na toxicocinética estudam-se as vias pelas quais as substâncias podem ser introduzidas nos organismos e os processos de absorção, distribuição, biotransformação, armazenamento e eliminação. Na toxicodinâmica, busca-se compreender, sob a luz bioquímica e molecular, os mecanismos das ações tóxicas das substâncias (AZEVEDO, 2003).

Ecotoxicologia Aquática é uma vertente da ecotoxicologia que surgiu para dar suporte no enfrentamento dos problemas de contaminação dos corpos d'água por compostos tóxicos. Seus instrumentos de análise são capazes de responder preditivamente à toxicidade de compostos químicos, sinalizando os potenciais ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos, a partir da detecção de ecotoxicidade em ambientes impactados. A inserção dos ensaios ecotoxicológicos como ferramenta de avaliação ambiental é de fundamental importância, pois alguns fatores não são avaliados pelas variáveis abióticas, como por exemplo, a biodisponibilidade e a interação entre os efeitos de poluentes (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

Dentro da ecotoxicologia, tanto o ecossistema aquático quanto os sedimentos são os compartimentos de destaque nas análises ambientais. Os ecossistemas aquáticos são possivelmente os sistemas naturais que mais receberam a descarga das atividades antrópicas nas últimas décadas, e os sedimentos têm papel importante tanto na acumulação como na liberação de substâncias tóxicas para o meio aquático (PÓVOA *et al.*, 2006).

Alguns elementos incorporados pelo homem possuem propriedades altamente tóxicas, mesmo quando ingeridos em quantidades muito pequenas. O mercúrio é um dos elementos considerados nocivos devido a atividade biológica ser restrita às reações tóxicas e é encontrado naturalmente no solo, na água e em alguns alimentos. O mercúrio pode afetar acentuadamente

o metabolismo de alguns constituintes essenciais tais como Cu, Zn e Se, pois compete com esses elementos por ligantes do sistema biológico (FARIAS, 2006).

O emprego de compostos mercuriais durante décadas na agricultura e seu uso para fins industriais resultaram no aumento significativo da contaminação ambiental. Grande parte desse mercúrio entra no ambiente como Hg (II) ou elementar Hg (0); a partir desse estado pode ser metilado por caminhos bióticos e abióticos, formando metilmercúrio, que é sua forma mais tóxica (MAURO *et al.*, 1999; BISINOTI e JARDIM, 2004; KASPER *et al.*, 2007) e acumulativa (PÓVOA *et al.*, 2006) e a principal responsável pela intoxicação do ser humano através do consumo de organismos aquáticos (YALLOUZ *et al.*, 2001). Em microorganismos, os organomercuriais provocam efeitos tóxicos em concentrações 10 vezes inferiores ao mercúrio inorgânico. Um dos fatores que afetam a toxicidade é a velocidade de absorção pelas células, a partir da ligação do metal às membranas celulares, cujos efeitos estão relacionados às concentrações do mercúrio no substrato (WHO, 1989).

O mercúrio e seus compostos são considerados importantes poluentes ambientais e dependendo da concentração nos tecidos animais, podem desnaturar proteínas, inativar enzimas e alterar a atividade celular. Os organismos aquáticos são bons indicadores de poluição do ambiente em que vivem, e o grau de eficiência de cada biomarcador depende do tamanho, sexo e idade do organismo e da posição deste na cadeia trófica. Por isso, estudos de qualidade ambiental que utilizam os mais diversos tipos de biomarcadores refletem com melhor precisão os efeitos do possível contaminante no organismo (JESUS e CARVALHO, 2008).

A vigilância toxicológica da exposição ambiental ao mercúrio pode e deve ser feita segundo a boa prática de Saúde Pública, por meio da medição sistemática das concentrações do elemento nos diversos compartimentos ambientais, em distintas amostras, e da comparação desses resultados com os padrões e/ou limites propostos, sendo estes baseados em informações da toxicidade do mercúrio. Quando a vigilância revela valores elevados do mercúrio deve-se adotar medidas objetivas e práticas de contenção e descontaminação ambiental (AZEVEDO, 2003), atentando-se, sempre, para os limites que o meio ambiente nos impõe (CAVALCANTI, 1995).

### 1.1.3 O mercúrio (hg) nos ambientes naturais

O mercúrio é o único metal conhecido que se encontra em estado líquido em temperatura ambiente (AZEVEDO, 2003). Emissões naturais decorrem de degaseificação da crosta terrestre, erupções vulcânicas, evaporação natural de corpos aquáticos e minas de mercúrio (WHO, 1989; MICARONI *et al.*, 2000; AZEVEDO, 2003). O aporte antrópico de mercúrio ocorre através de indústrias que queimam combustíveis fósseis, produção eletrolítica de cloro-soda, incineradores de lixo, polpa de papel, tintas, lâmpadas de vapor de mercúrio, baterias, produtos odontológicos, (WHO, 1989; MICARONI *et al.*, 2000). Na agricultura como pesticida e fungicida (KITAHARA *et al.*, 2000; FEARNSSIDE, 2010) e na mineração para agregar as partículas de ouro durante a lavagem do cascalho no processo de extração (LACERDA e PFEIFFER, 1992; FADINI e JARDIM, 2001).

O mercúrio apresenta-se como inorgânico e/ou orgânico (ZAMBRANO, 2004; KASPER *et al.*, 2007). Na forma inorgânica pode ser encontrado sob três diferentes estados de oxidação: o mercúrio elementar ( $\text{Hg}^0$ ), o qual se encontra principalmente na forma de gás, o íon mercurioso ( $\text{Hg}_2^{2+}$ ), forma pouco estável em sistemas naturais, e o íon mercúrico ( $\text{Hg}^{2+}$ ). Na forma orgânica, o íon mercúrico apresenta-se ligado covalentemente a um radical orgânico, sendo o metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) e o dimetilmercúrio ( $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ) os mais comuns (MICARONI *et al.*, 2000). A toxicidade do metilmercúrio é definida pela elevada meia-vida biológica que é de 70 dias em humanos e 1.000 dias em peixes (AZEVEDO, 2003), caracterizando a bioacumulação no organismo (KITAHARA *et al.*, 2000; AZEVEDO, 2003).

Existe um ciclo biogeoquímico genérico no qual o  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  e os compostos de  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$  e  $\text{Hg}^0$  são interconvertidos nos sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres. Uma pequena porção do  $\text{Hg}^0$  que atinge a atmosfera é convertida em espécies solúveis em água (provavelmente  $\text{Hg}^{2+}$ ), as quais podem ser reemitidas para a atmosfera como  $\text{Hg}^0$ , através da deposição em solo ou troca na interface ar/água. O ciclo atmosférico envolve uma retenção do  $\text{Hg}^0$  na atmosfera por períodos longos; conseqüentemente, este composto pode ser transportado através de grandes distâncias. (MICARONI *et al.*, 2000; SWENSON *et al.*, 2011). A ação antropogênica contribui com o ciclo do mercúrio (MUKHERJI e KESTER, 1979) favorecendo o ciclo local, que depende da metilação do mercúrio inorgânico (WHO, 1989; AZEVEDO, 2003). Através de análise da figura 3 é possível compreender melhor o ciclo do mercúrio.



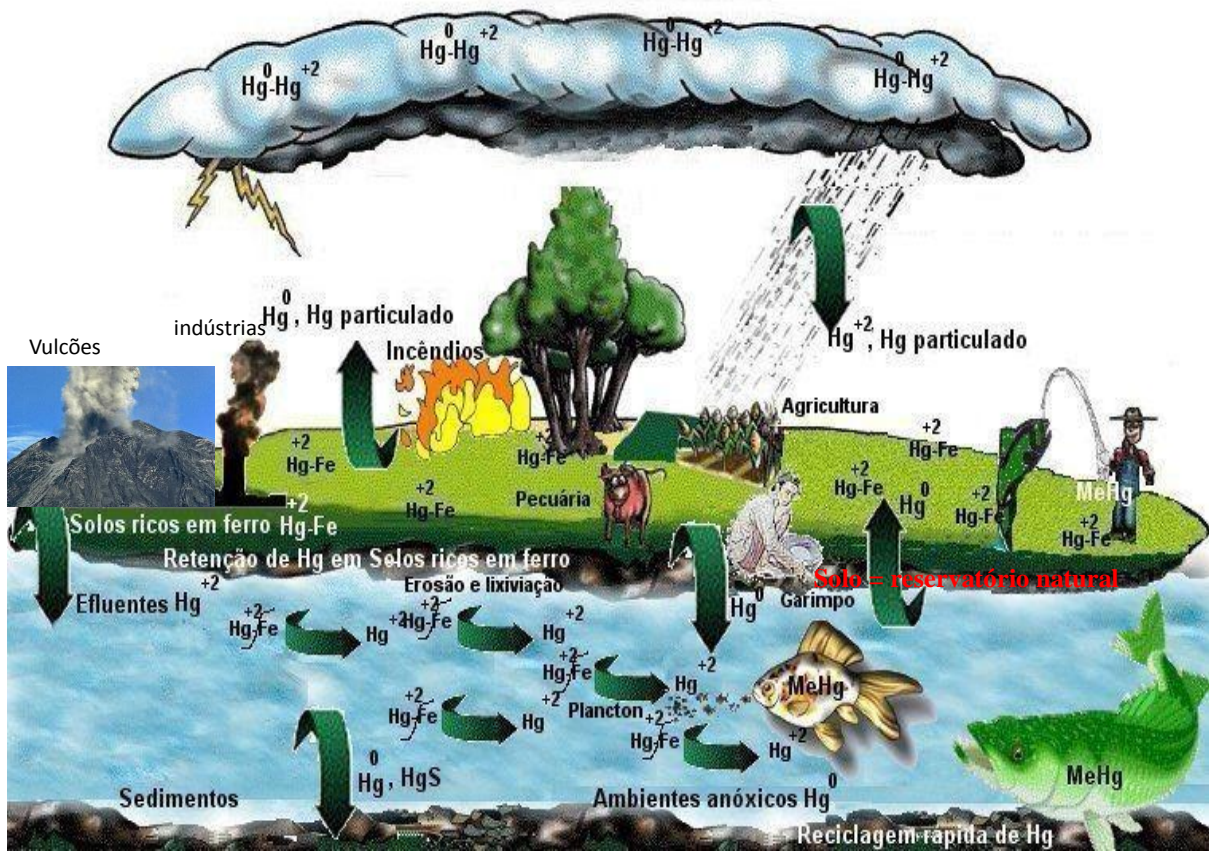


Figura 3: Representação do ciclo do mercúrio. Fonte: adaptado de Barros, 2009.

Na Amazônia, a transformação de mercúrio inorgânico em metilmercúrio é potencializada pela existência dos sítios de metilação, como as macrófitas aquáticas e a floresta alagada (GUIMARÃES *et al.*, 2000). O metilmercúrio aumenta a dispersão e biodisponibilidade do mercúrio no ambiente aquático, ganha lipossolubilidade (WASSERMAN *et al.*, 2001) que favorece o transporte através das membranas celulares para se depositar nos tecidos de um organismo, bioacumulando-se, o que depende da bioconcentração da substância no ambiente (WHO, 1989; AZEVEDO, 2003).

Bioconcentração de mercúrio em organismos aquáticos é a concentração absorvida através da respiração e da difusão do mercúrio presente na água em decorrência do contato direto com o meio. A bioacumulação consiste na bioconcentração acrescida da incorporação do toxicante nos organismos via alimentação (MICARONI *et al.*, 2000). Biomagnificação se refere à acumulação de mercúrio por níveis tróficos sucessivos (WHO, 1989; AZEVEDO, 2003). O metilmercúrio pode ser incorporado pelo plâncton, entrando, assim, na cadeia alimentar. A concentração aumenta à medida que se ascende nos níveis tróficos, atingindo os

valores mais elevados em carnívoros (VERA *et al.*, 2007; LEGAT e BRITO, 2010) e em organismos mais velhos (CLARKSON, 1992; WASSERMAN *et al.*, 2001).

Atividades de mineração nas cabeceiras do Rio Tapajós foram praticadas com mais intensidade nas décadas de 70 e 80 e causaram muitos problemas ambientais, entre eles a poluição das águas com mercúrio (CAMPEAU e BARTHA, 1985; LACERDA e PFEIFFER, 1992; SÁ *et al.*, 2006). Estudos científicos realizados em regiões próximas a garimpos de ouro confirmaram a existência de altas concentrações de mercúrio em peixes predadores e cabelos de caboclos ribeirinhos (MALM *et al.*, 1990; LEBEL *et al.*, 1997). Devido ao uso indiscriminado de mercúrio durante a corrida do ouro, a maioria destes pesquisadores atribuiu os elevados níveis de mercúrio encontrados à atividade garimpeira (PELEJA, 2002), o que suscitou debates durante muitos anos pela comunidade científica (SCHNEIDER, 2007).

Porém, a problemática do mercúrio não está relacionada somente a atividade garimpeira (WASSERMAN *et al.*, 2001). Na Amazônia, particularmente no vale do Rio Tapajós, existe um grande reservatório de mercúrio natural, o que corrobora a idéia de que a garimpagem por si só não explica os estoques de mercúrio encontrados nos solos (ROULET *et al.*, 1998b, 1999). A deposição de mercúrio proveniente das fontes de garimpo representa somente 3% do total encontrado nos horizontes superficiais destes solos. Isso demonstra a importância do solo como uma fonte de mercúrio natural para sistemas aquáticos (ROULET *et al.*, 1998a). Fadini e Jardim (2001) demonstraram que o solo da bacia do rio Negro é a maior fonte de mercúrio na região através dos processos de transformações pedogeoquímicas.

O desmatamento associado à colonização humana está perturbando o ciclo natural do mercúrio, aumentando a erosão da superfície e o transporte de mercúrio associado a finas partículas de solo para os ecossistemas aquáticos, sobretudo no período de chuvas (ROULET *et al.*, 1998a; COELHO-SOUZA, *et al.*, 2007; ANIE, 2008).

#### 1.1.3.1 O mercúrio (hg) e sua toxicidade

Para a saúde humana, a bioacumulação do mercúrio tem sido transformada em problemas devido ao consumo de peixes com alto nível deste elemento (BARBOSA *et al.*, 2001). A predominância de pescado na dieta da população regional faz a investigação sobre a ecotoxicologia do mercúrio especialmente importante, pois sua bioacumulação através dos níveis tróficos pode resultar na contaminação dos peixes no final das cadeias, colocando em

risco a saúde das populações que os consomem (PELEJA, 2002). Para consumo humano os limites toleráveis de mercúrio em produtos da pesca exceto peixes predadores é de 0,5 mg/kg enquanto que em peixes predadores é de 1,0 mg/kg (BRASIL, 1975).

A utilização do metilmercúrio em compostos fungicidas para tratamento de sementes e grãos na agricultura causou incidentes no Irã, Paquistão e Guatemala, o que confirma o problema do uso intensivo de mercúrio (MICARONI *et al.*, 2000). O risco à saúde em decorrência do mercúrio nos rios da Amazônia ainda não é objeto de monitoramento pelos serviços de saúde, cujos profissionais não estão preparados para fazer o diagnóstico diferencial ou associativo dessa patologia com as principais endemias prevalentes na região (OLIVEIRA *et al.*, 2003).

A exposição ao metilmercúrio atinge a saúde humana com efeitos nocivos nos sistemas nervoso, reprodutivo, digestivo, renal, cardíaco, imunológico e respiratório (SOUZA e BARBOSA, 2000; AZEVEDO, 2003). O mercúrio em baixas concentrações pode levar a intoxicação crônica (PLENG *et al.*, 2010). O quadro clássico atinge o aparelho gastrointestinal, o sistema nervoso e as funções psíquicas, cujas alterações variam de quadros leves a muito graves (ZAVARIZ e GLINA, 1993). Caso persista a exposição ao tóxico, o quadro evolui para uma psicossíndrome orgânica, podendo manifestar-se por perda de iniciativa e de espontaneidade, e dificuldades de lidar com situações que transcendam o cotidiano (ZAVARIZ e GLINA, 1992). Os casos mais severos estão relacionados ao sistema nervoso central, inclusive com ocorrência de coma e morte (KITAHARA *et al.*, 2000).

O incidente ocorrido na Baía de Minamata, Japão, na década de 60 do século passado, de grande repercussão internacional, ilustra claramente o potencial tóxico do mercúrio como contaminante em pescado. A contaminação ambiental foi causada pelo despejo de subprodutos de uma indústria química diretamente na referida baía (AZEVEDO, 2003). A contaminação da água e posteriormente dos organismos aquáticos teve conseqüências drásticas para a população local, que tinha como base de sua dieta o pescado (KITAHARA *et al.*, 2000).

### 1.1.3.2 Importância do estudo do mercúrio em quelônios

Em diversas partes do planeta realizam-se estudos sobre concentração de mercúrio e suas conseqüências para os ecossistemas aquáticos. Grande parte das pesquisas é sobre

concentrações de mercúrio em peixes, porém, nos últimos 10 anos, os quelônios também passaram a ser alvo de investigações para aferir as concentrações de mercúrio em diversos de seus tecidos e verificar se a toxicidade deste elemento provoca efeitos danosos à fisiologia dos animais.

Gardner *et al.* (2006) observaram que a contaminação por metais pesados em *Caretta caretta* foi superior à verificada em *Chelonia mydas* concluindo que tal diferença está relacionada à dieta dos animais, carnívora e herbívora, respectivamente. Estes autores revelam ainda que as concentrações encontradas estão acima dos limites estabelecidos pela legislação mexicana e que o consumo representa ameaça para a saúde de comunidades indígenas locais que têm o hábito histórico de se alimentar de quelônios.

Fu *et al.* (2010) constataram que no lago Gaobeidian na China a concentração de mercúrio aumenta via cadeia alimentar nos organismos aquáticos, incluindo plâncton, peixes e tartarugas. Anan *et al.* (2001) enfatizam que as concentrações de mercúrio em *Chelonia mydas* nas ilhas japonesas são comparáveis às de *Chelonia mydas* do mar Mediterrâneo.

No leste dos EUA a contaminação por poluentes orgânicos persistentes (POPs) está presente em tartarugas *Trachemys scripta* e *Sternotherus odoratus* onde os machos têm concentrações superiores em relação às fêmeas. A partir dessa constatação Moss *et al.* (2009) inferem que parte dos poluentes acumulados pelas fêmeas é transferida para os ovos e sugerem estudos adicionais para avaliar o risco potencial das concentrações de poluentes para a saúde e reprodução das tartarugas. Esses são indícios importantes para subsidiar as investigações acerca da influência do mercúrio na reprodução de quelônios em sistemas aquáticos amazônicos com históricos de contaminação mercurial, como é o caso do Rio Tapajós.

O efeito da contaminação por mercúrio em combinação com a exploração de ouro em alguns rios do Brasil também pode afetar algumas populações de tartarugas nas bacias dos rios Madeira e Tapajós (VOGT, 2008), pois no ecossistema aquático local é constatada a presença de mercúrio em todos os níveis tróficos da cadeia alimentar (ROULET *et al.*, 2000).

De acordo com Schneider (2007), a bioacumulação de mercúrio em 6 espécies de quelônios na bacia do Rio Negro (*Podocnemis erythrocephala*, *Podocnemis sextuberculata*, *Podocnemis unifilis*, *Podocnemis expansa*, *Peltocephalus dumerilianus* e *Chelus fimbriatus*) não é influenciada pelo sexo, não há relação entre o tamanho das espécies de quelônios estudadas e a concentração de mercúrio, mas há diferença na concentração entre as espécies, com maiores médias para a espécie de dieta piscívora. Estes resultados são atípicos, pois

geralmente em organismos aquáticos a bioacumulação tende a ser aumentada em função do tamanho ou do peso dos animais.

Em alguns indivíduos jovens os níveis de mercúrio bioconcentrado são maiores do que em indivíduos adultos. Isso possivelmente decorre do fato de que quelônios possuem um histórico de concentração de mercúrio desde sua fase embrionária (SCHNEIDER *et al.*, 2010). Esses quelônios possivelmente mudam as estratégias de captura dos alimentos durante seu ciclo de vida. Inicialmente podem ter hábitos carnívoros para depois tornarem-se herbívoros, sendo este um fator chave para entender a biomagnificação do mercúrio nesses animais (SCHNEIDER, 2007).

Conforme Golet e Haines (2001) e Blanvillain *et al.* (2007), a concentração de mercúrio em tartarugas pode ser útil para monitorar a contaminação ambiental. Jerez *et al.* (2010) sugerem tartarugas marinhas para indicar níveis de contaminação oceânica, pois sua longevidade e características relativas à ecologia estão despertando cada vez mais interesse em estudos ecotoxicológicos. Kampalath *et al.* (2006) afirmam que as tartarugas marinhas podem servir como espécies sentinela significativas para o monitoramento da saúde do ecossistema global, e por causa disso, são importantes para compreender qualquer fator que venha afetar sua sobrevivência ou reprodução.

Os quelônios fazem parte da dieta das populações da bacia Amazônica e esse fato desencadeia a importância de estudos ecotoxicológicos para determinar quanto mercúrio está sendo bioconcentrado nesses animais e se a concentração encontrada está dentro dos limites recomendados para o consumo humano (SCHNEIDER, 2007). O conhecimento dos níveis de mercúrio nas diversas espécies utilizadas como alimento, como também seu monitoramento sistemático podem prever e impedir uma possível situação de risco à Saúde Pública (KITAHARA *et al.*, 2000).

Em muitas áreas da Amazônia o manejo de vida selvagem pode ser complicado pela ausência fundamental de informações (REBELO *et al.*, 2005). Diante disso, faz-se necessário buscar informações sobre os recursos naturais da Amazônia, o que é o caso da *Podocnemis expansa* no contexto do tabuleiro de Monte Cristo, na bacia do Rio Tapajós, Oeste do Pará.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

- Investigar a concentração de resíduos de mercúrio em fêmeas adultas, ovos e recém nascidos de *Podocnemis expansa* do tabuleiro de Monte Cristo, no Rio Tapajós, Oeste do Pará.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar as concentrações de mercúrio total em fêmeas adultas de *Podocnemis expansa*, utilizando amostras de músculo, unha e carapaça;
- Determinar as concentrações de mercúrio total nos ovos (amostras da casca, clara e gema) e em carapaça de filhotes recém nascidos de *Podocnemis expansa*, relacionando-as com as características morfométricas e ambientais das covas.
- Avaliar se os níveis de mercúrio total nas fêmeas de *Podocnemis expansa* influenciam o número total de ovos de cada oviposição;
- Avaliar coeficientes de bioacumulação de mercúrio nas fêmeas de *Podocnemis expansa* com base no peso corporal e no comprimento da carapaça;
- Investigar a associação das concentrações de Hg total nas fêmeas e nos ovos com a diminuição do distanciamento do local de postura das fêmeas em relação à margem do álveo rio.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

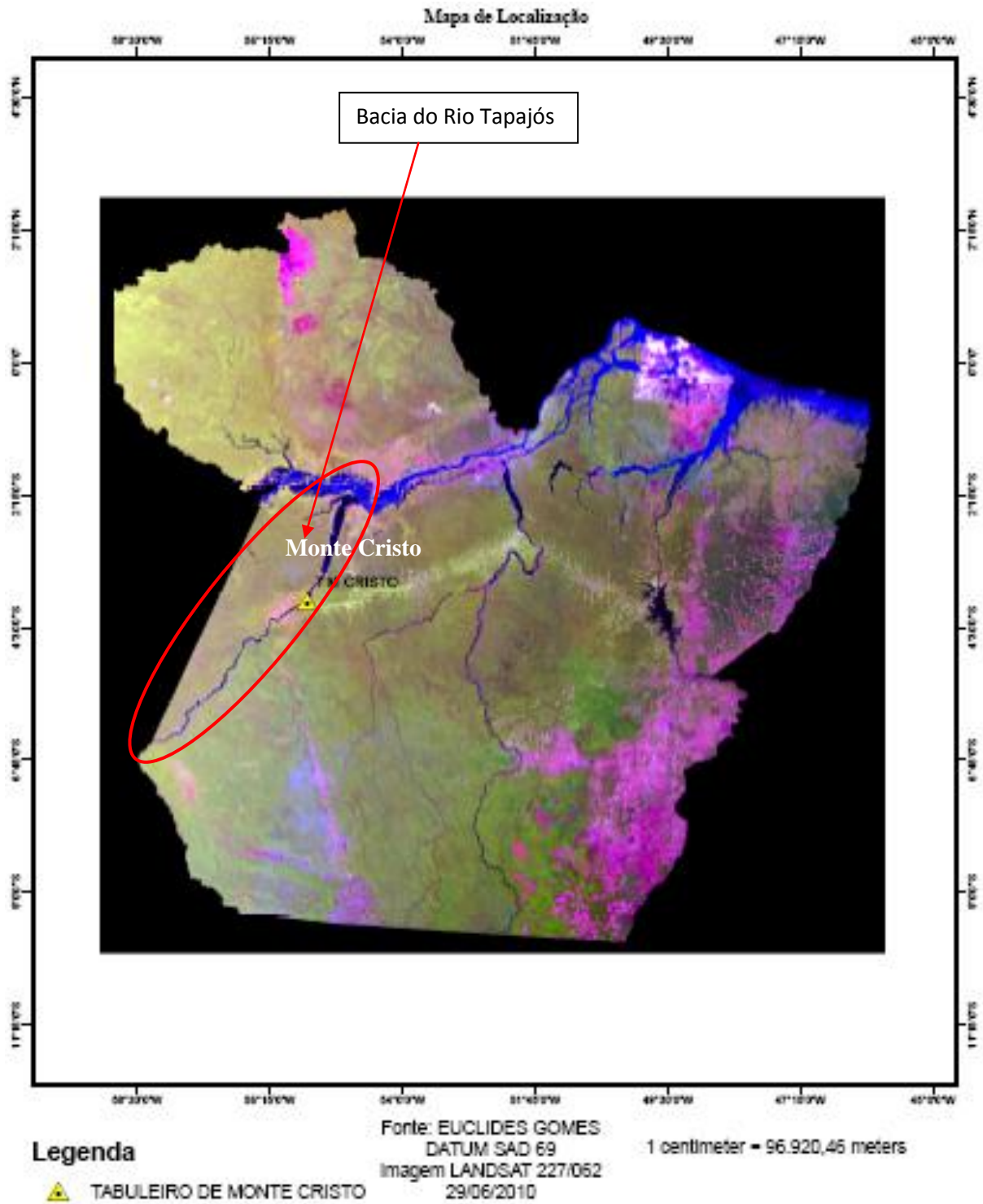
### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O local de coleta das amostras foi o Tabuleiro de Monte Cristo (04°04'07"S e 55°38'46"W), o qual se localiza numa ilha no município de Aveiro, próximo à divisa com o município de Itaituba, na bacia do Rio Tapajós (figuras 4 e 5). O tabuleiro de Monte Cristo dista 209 km da foz do Rio Tapajós e é o local do Brasil onde há maior concentração de tartarugas da Amazônia para nidificação. Na safra 2009/2010 houve eclosão de 1.068.996 filhotes de *P. expansa* (IBAMA, 2010). Durante os meses de setembro a fevereiro, o IBAMA mantém fiscalização no tabuleiro e adjacências com um efetivo de 1 técnico da instituição e 5 agentes de praia.

A bacia do Rio Tapajós está contida na grande bacia Amazônica. É formada por muitos povoados típicos da Amazônia, na forma de vilas e aglomerados rurais, localizados às margens do rio. Essas comunidades ribeirinhas possuem características semelhantes quanto aos aspectos demográficos, de saúde, saneamento e hábitos culturais (SÁ *et al.*, 2006). As águas do rio Tapajós são caracterizadas por leve alcalinidade (MIRANDA *et al.*, 2009).

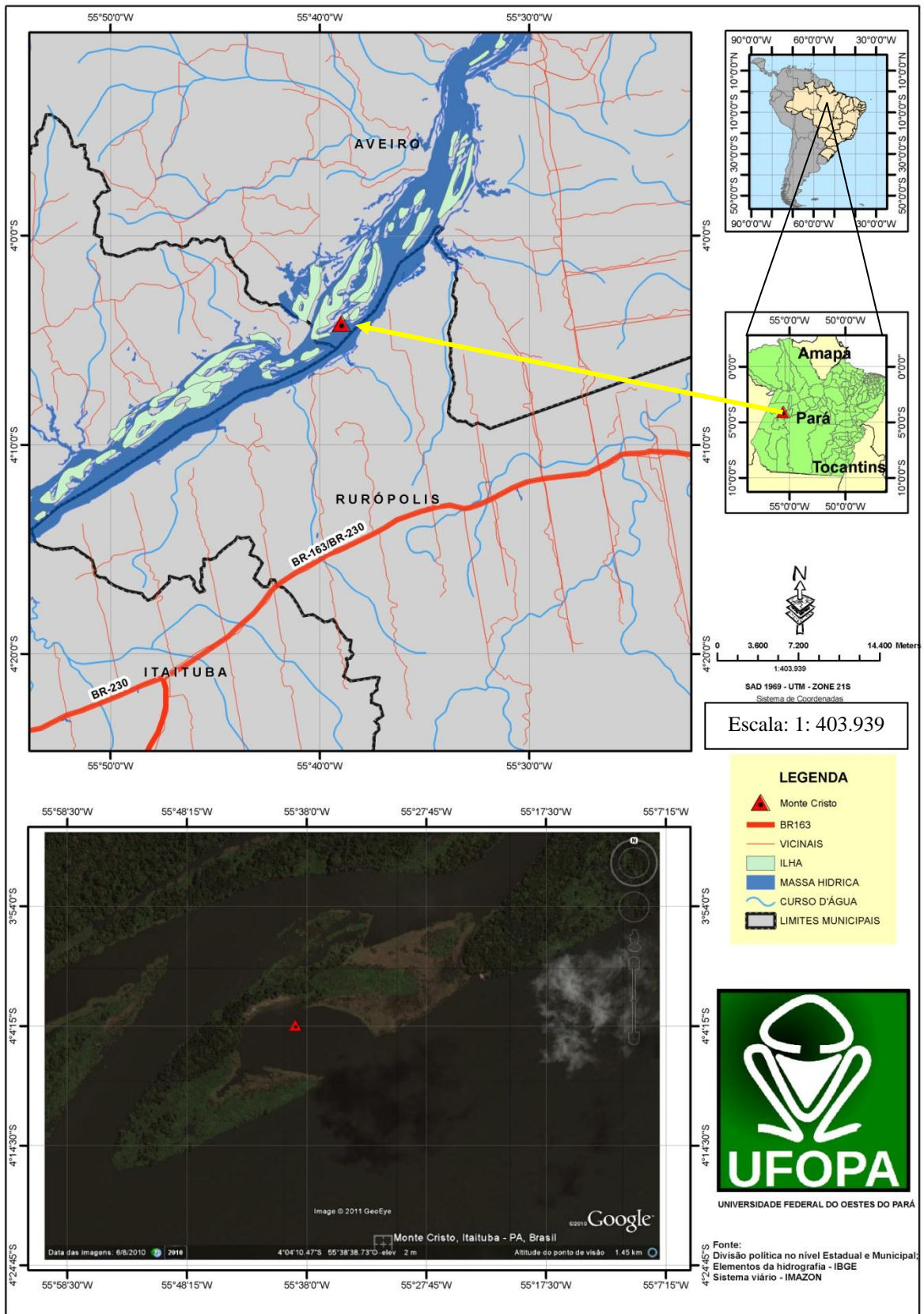
O Rio Tapajós é formado pela junção dos rios Juruena e Teles Pires e desse ponto até a foz, na confluência com o Amazonas, possui uma extensão de 851 km, dos quais 345 km são navegáveis para calado de até 2,5 m, com exceção do trimestre mais seco do ano, quando as condições de navegação ficam limitadas. O trecho navegável vai da foz até as proximidades de São Luís, a montante de Itaituba (BRASIL, 2007).

A praia de desova de *Podocnemis expansa* é relativamente pequena com 183 m de comprimento (longitudinalmente ao curso do rio) e 72 m de largura (perpendicularmente ao curso do rio) totalizando aproximadamente 1,32 hectares, medidas estas referentes ao período de vazante máxima do rio.



**Figura 4:** Localização do Tabuleiro de Monte Cristo e da bacia do Rio Tapajós no Pará. Cortesia Euclides Gomes – UFOPA –Santarém.





**Figura 5:** Localização do Tabuleiro de Monte Cristo e da bacia do Rio Tapajós no Brasil. *Fonte:* Cortesia Eng. Ambiental Victor Manoel Cortinhas dos Santos.

## 2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para músculos, unha e carapaça em fêmeas adultas de *Podocnemis expansa*, as concentrações de mercúrio total foram consideradas como variáveis dependentes. Para ovos e carapaça de filhotes de *Podocnemis expansa* as variáveis dependentes também foram as concentrações de mercúrio. Utilizou-se 40 fêmeas adultas de *Podocnemis expansa*, sendo um número amostral de 40 para cada matriz (músculo, unha e carapaça) totalizando 120 amostras. O número amostral de filhotes foi 66, procedentes de 33 ninhadas, sendo capturados dois filhotes por ninhada. 16 filhotes são oriundos de mães identificadas. Isso porque conseguimos capturar filhotes de 8 das matrizes amostradas. Para os filhotes, foram analisadas 66 amostras de carapaça. Para os ovos foram analisadas 99 amostras, tanto para casca quanto para clara quanto para gema, totalizando 297 amostras.

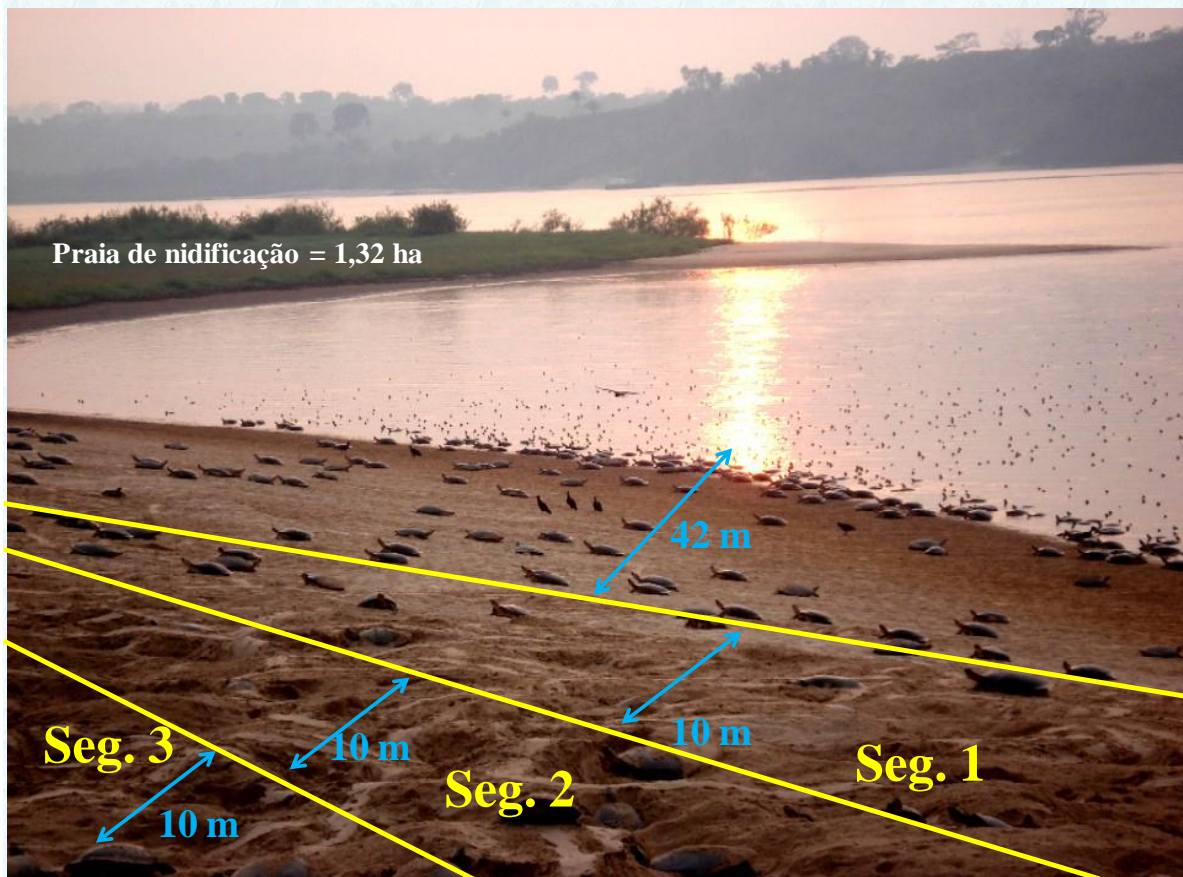
As variáveis biométricas como comprimento da carapaça e peso corporal tanto dos adultos quanto dos filhotes foram utilizadas como variáveis independentes sobre as concentrações de mercúrio nestas.

Para os ovos as variáveis independentes investigadas que influenciaram a concentração de mercúrio nestes, foram peso e diâmetro.

A distância em metros, das ninhadas em relação ao rio, funcionou como variável independente para verificar a relação deste parâmetro com a concentração de mercúrio nas fêmeas em função da distância.

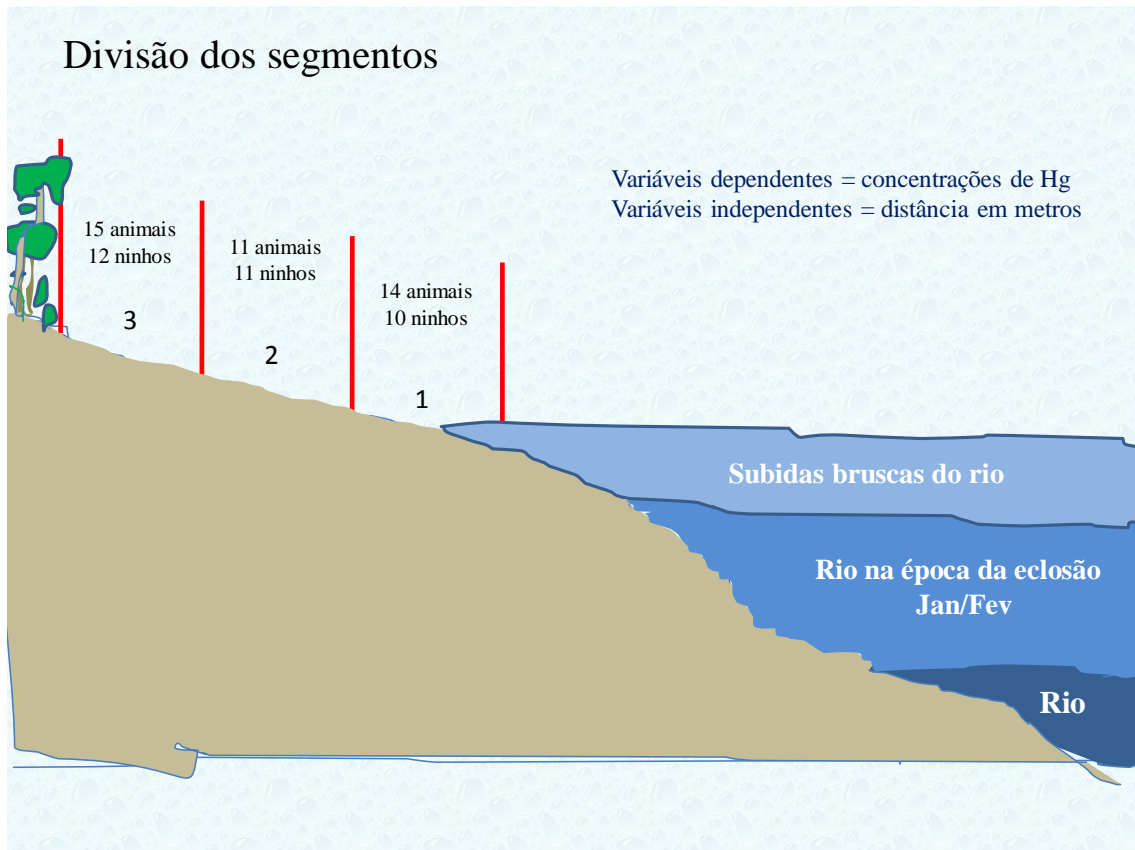
Para a captura dos quelônios estabeleceu-se um transecto na praia compreendendo 3 segmentos, excluindo-se a área de acentuado declive que compreende uma extensão linear de 42 m desde a interface praia/rio até a área de início da postura.

O primeiro segmento dista de 42 m do rio até 52 m; o segundo de 52 a 62 m e o terceiro de 62 a 72 m no sentido do rio à praia alta/floresta. A figura 6 evidencia o transecto com a divisão dos segmentos na praia de nidificação.



**Figura 6:** Imagem da praia de nidificação com a divisão dos segmentos. *Fonte:* adaptado de CARNEIRO, 2010.

Em relação à inclinação do terreno, o segmento 1 inicia-se com um desnível de 4,37 m em relação ao extremo inferior da cota do rio; o segmento 2 com 5,82 m e o segmento 3 com 6,27 m de desnível (figura 7). Os limites dos segmentos foram marcados com hastes de madeira. Assim, foram capturados 14, 11 e 15 animais nos segmentos 1, 2 e 3 respectivamente.



**Figura 7:** Esquema ilustrativo do desnível da praia de postura em relação à cota do rio.

### 2.3 MÉTODOS DE CAMPO

As capturas foram realizadas manualmente durante o período de postura, nos meses de outubro e novembro de 2010 e durante a eclosão em janeiro de 2011. Os animais foram observados durante sua permanência na praia e após a postura foram virados e conduzidos para um acampamento preparado próximo ao local de desova para pesagem, medição e retirada de tecidos, através de métodos não invasivos, sem sacrifício de animais. O procedimento ocorreu a partir das 5 horas da manhã de cada dia de coleta. A opção por esse horário foi para evitar estresse dos outros animais que se encontravam na praia e na margem do rio, pois na escuridão nossa presença era mais discreta. Os animais foram devolvidos para a natureza, após tratamento com cicatrizante e observação por 1 a 2 horas.

De acordo com o número (marca individual) dos animais capturados, as ninhadas foram identificadas com estacas de madeira numeradas e georeferenciadas com GPS portátil GARMIM eTrex Vista, no intuito de facilitar a busca e localização no momento da eclosão.

Foram registradas as características morfométricas das covas de *Podocnemis expansa*: profundidade e número de ovos além da medida de temperatura, pH e umidade e em seguida coletados 3 ovos por animal/cova, sendo 10, 11 e 12 ninhadas, respectivamente no 1º, 2º e 3º segmentos da praia. Das covas, os ovos foram acondicionados em sacos plásticos e em caixa térmica com gelo para transporte ao Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará em Santarém.

A captura para análise em filhotes seguiu mesma metodologia, mudando apenas para 2 animais por ninhada. Foram coletadas amostras de 0,25 cm<sup>2</sup> de carapaça de cada filhote, retiradas com tesoura de inox em corte margeando os escudos posteriores de forma a não atingir tecido vascularizado. A devolução para a água foi precedida de um período de observação de 2 dias, quando ficaram na base do IBAMA em Monte Cristo, em tanque/caixa d'água de 1,20 m de diâmetro e 0,75 m de altura, coluna d'água de 0,40 m.

Foi utilizada régua antropométrica (escala graduada regulável), para medição dos animais adultos, obtendo-se, desta forma, o comprimento em linha reta (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007) tanto do plastrão como da carapaça. Os filhotes e os ovos foram medidos com paquímetro (figura 8A). A profundidade das covas foi aferida com trena de bolso semirrígida, de extensão de 5 m. A precisão dos referidos equipamentos é de 1,00 mm.

O peso corporal dos animais adultos foi registrado através de balança do tipo dinamômetro com capacidade para 100 kg e precisão de 1 kg (figura 8B). Os filhotes foram pesados com balança digital portátil alimentada com pilhas alcalinas e com precisão de 1 mg (figura 8C). As análises do comprimento e do peso foram necessárias para avaliar se estas variáveis correlacionam-se com a concentração de mercúrio. Utilizou-se termômetro digital e peagômetro portáteis para verificação da temperatura e umidade, respectivamente.



**Figura 8:** Equipamentos para aferição das medidas dos animais capturados. (A) paquímetro para medição de filhotes (B) Balança para adultos; (C) balança para filhotes com pesagem de um exemplar. Fotos: Josué Carvalho.

Para a amostra de músculo foi retirado  $0,5 \text{ cm}^3$  da parte mediana da cauda. Foram coletadas 2 pontas de unhas das patas traseiras (1 da direita e 1 da esquerda) de cada animal e, da carapaça uma porção de  $1 \text{ cm}^2$  em "V", da extremidade posterior (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). Usamos alicate de corte e bisturi. Depois de retirados, os tecidos foram colocados em tubos ependorf com a devida identificação, acondicionados em caixa térmica com gelo e transportados para Santarém, onde permaneceram em freezer com temperatura aproximada de  $-20^\circ \text{C}$ , até o momento das análises laboratoriais.

## 2.4 ANÁLISES DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO TOTAL

Para as análises das concentrações de mercúrio total, as amostras foram previamente descongeladas e pesadas (entre 15 e 45 mg para músculo, unha e carapaça e entre 30 e 90 mg para ovos) (figura 9A). Em seguida foram colocadas em tubos de ensaio para solubilização através de digestão ácida. A digestão foi feita por meio da adição de 3 ml de ácido nítrico concentrado ( $\text{HNO}_3$ ) e 0,3 ml de ácido clorídrico (HCl) 6N em uma proporção de 10:1. Em seguida procedeu-se aquecimento dos tubos de ensaio durante 4 horas em placa quente a  $120^\circ \text{C}$  (PICHET *et al.*, 1999) (figura 9B). Após este procedimento as amostras foram diluídas a 9 ml e homogeneizadas.

Depois do procedimento acima, alíquotas de 0,1 ml das amostras foram reduzidas com cloreto de estanho ( $\text{SnCl}_2$ ) e injetadas em espectrômetro de fluorescência atômica a vapor frio (CVAFS) (figura 9C) para leitura analítica.

A reprodutibilidade do método foi determinada por leitura de 10% das amostras em duplicata com um desvio aceitável de 10%. O limite de detecção do aparelho é de 75 picogramas.



**Figura 9:** Balança analítica para pesagem (A); placa quente para digestão dos tecidos (B) e espectrômetro de fluorescência atômica a vapor frio (C). Fotos: Josué Carvalho.

Para minimizar o erro analítico, toda vidraria utilizada no laboratório foi previamente mantida em uma solução de HCl 10% por um período de 24 horas, e depois lavada com água destilada-deionizada e água Milli-Q<sup>®</sup>, procedimento este que foi repetido 3 vezes. Depois a vidraria foi levada a estufa, para secar à temperatura de 300 °C, e depois guardada tampada para evitar contaminação por poeira (PELEJA, 2002). Os tubos ependorf usados nas coletas de tecidos dos animais foram secos a 60 °C.

Durante as baterias de análises das amostras, a confiabilidade do método analítico foi testada de acordo com um padrão de referência (Tort 2) do National Research Council of Canadá.

## 2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para verificar possíveis correlações entre as concentrações de mercúrio total nos tecidos corporais e nos ovos entre si e com as variáveis morfométricas, utilizou-se uma matriz de correlação de Pearson (RODRIGUES, 2006).

Utilizou-se análise de variância (ANOVA) para testar a diferença entre os níveis de mercúrio total encontrados, nos adultos, filhotes e ovos. Posteriormente utilizou-se o teste de Tukey para determinar entre quais fatores ocorreram as diferenças significativas (VIEIRA, 2006).

Interpretou-se a influência dos parâmetros ambientais (variáveis independentes) sobre as concentrações de mercúrio (variável dependente) através de regressão linear simples (RODRIGUES, 2006), a qual também foi utilizada para verificar o potencial de bioacumulação com base no peso corporal e comprimento da carapaça.

Realizou-se todos os testes estatísticos através do programa STATISTICA 6.0. Em todas as análises o nível de significância adotado foi  $p < 0,05$ .



### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM MATRIZES ADULTAS

Quarenta fêmeas adultas de *Podocnemis expansa* foram analisadas ao longo deste estudo no Tabuleiro de Monte Cristo no rio Tapajós. Os dados morfométricos médios de comprimento da carapaça, comprimento do plastrão e peso foram 64,96 cm, 54,51 cm e 27,65 kg respectivamente. O peso médio dos ovos foi 32,18 gramas e o diâmetro 3,73 cm.

Entre os tecidos corporais analisados para mercúrio total em fêmeas adultas de *Podocnemis expansa*, as concentrações médias por tecido/matriz corporal em ordem decrescente de concentração foram: unhas (118,82 ng.g<sup>-1</sup>), carapaça (81,25 ng.g<sup>-1</sup>) e músculos (55,12 ng.g<sup>-1</sup>). A concentração média dos ovos de *Podocnemis expansa* foi de 33,76 ng.g<sup>-1</sup> na casca, 33,32 ng.g<sup>-1</sup> na clara e 30,95 ng.g<sup>-1</sup> na gema.

As concentrações de mercúrio total encontradas nas matrizes corporais dos 40 espécimes de *Podocnemis expansa* capturados estão apresentadas na tabela 1.

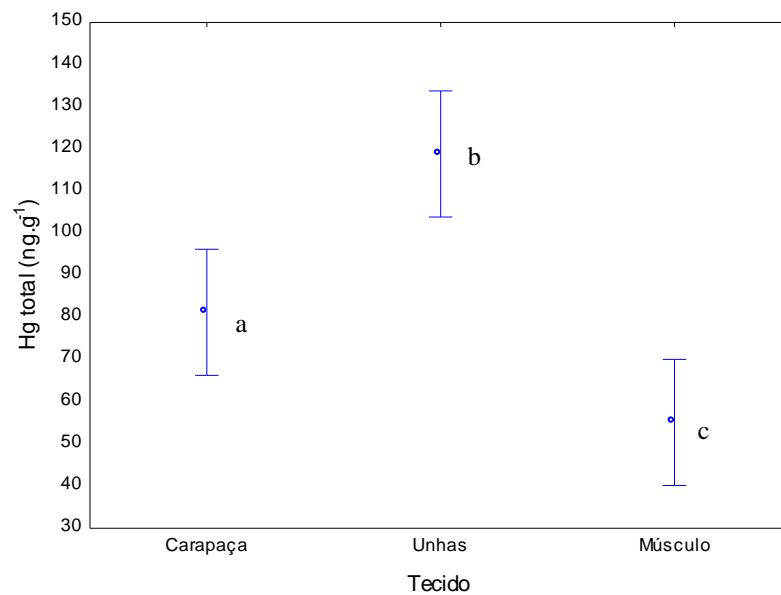
**Tabela 1:** Concentrações de Hg (ng.g<sup>-1</sup>) nos diferentes tecidos corporais de *Podocnemis expansa* do Tabuleiro de Monte Cristo

Animal	Segmento/praias	Hg carapaça	Hg unhas	Hg músculo
PE1	2	65,54	70,5	61,3
PE2	3	62,78	64,8	21,38
PE3	2	126,35	92,43	37,77
PE4	1	125,83	115,78	53,94
PE5	3	106,68	120,57	79,07
PE6	3	121,46	72,8	55,92
PE7	3	81,09	63,59	24,65
PE8	3	185,97	367,25	34,07
PE9	3	49,66	43,78	49,56
PE10	2	77,71	129,08	22,68
PE11	2	49,08	67,77	52,33
PE12	3	33	36,07	49,79
PE13	3	66,9	161,31	48,6
PE14	2	47,43	66,79	113,52

Continuação tabela 1

PE15	2	41,31	42,7	31,36
PE16	2	71,05	52,2	81,29
PE17	2	46,09	36,28	39,99
PE18	3	66,35	254,34	45,81
PE19	3	131,19	119,23	39,32
PE20	3	171,08	40,25	36,61
PE21	2	52,73	183,7	36,62
PE22	3	66,28	127,53	36,81
PE23	1	40,75	148,78	30,07
PE24	1	78,58	131,8	43,49
PE25	1	67,83	135,49	65,03
PE26	2	73,16	172,67	74,34
PE27	3	46,11	122,16	78,18
PE28	1	55,61	190,92	72,6
PE29	3	40,84	104,65	33,76
PE30	1	68,89	111,63	100,48
PE31	1	70,45	142,64	69,72
PE32	1	101,34	84,65	51,51
PE33	1	78,3	107,11	38,18
PE34	1	135,3	192,97	48,14
PE35	1	142,53	161,49	122,95
PE36	1	105,79	95,45	39,93
PE37	2	50,99	69,26	53,5
PE38	1	57,45	66,45	90,79
PE39	3	84,81	101,16	67,23
PE40	1	105,82	284,67	72,61
Média		81,25	118,82	55,12
DP		36,67	69,08	23,74

As concentrações de mercúrio total nas amostras de carapaça, unhas e músculos das fêmeas adultas de *Podocnemis expansa* diferenciaram-se significativamente, sendo as concentrações mais elevadas nas unhas ( $F_{2, 117}=17,955$ ,  $p= 0,00000$ ) (figura 10).



**Figura 10:** Comparação entre as médias e variâncias das concentrações de mercúrio nos tecidos de matrizes adultas.

A concentração média de mercúrio total observada em músculo de *P. expansa* no presente estudo é da mesma ordem de magnitude de outros estudos sobre níveis de Hg total em quelônios da Amazônia, por exemplo, Schneider *et al.* (2010) reportaram concentração média de 63 ng.g<sup>-1</sup> em *P. expansa* de tributários do rio Negro. Ainda para o ecossistema do rio Negro, Schneider (2007) citou concentração média de 33 ng.g<sup>-1</sup>, todavia para espécie *P. erythrocephala*.

Meyers-Schöne *et al.* (1993) verificaram concentração de 100 e 170 ng.g<sup>-1</sup> na espécie onívora de água doce *Chelydra serpentina* nos Estados Unidos, enquanto que Golet e Haines (2001), encontraram valores de 50 a 500 ng.g<sup>-1</sup> no sudoeste do estado de Connecticut para a mesma espécie e verificaram que a distribuição de mercúrio é uniforme em toda a musculatura esquelética.

A média de 55,12 ng.g<sup>-1</sup> em tecido muscular de *P. expansa* do rio Tapajós é bastante próxima aos valores médios de 30 ng.g<sup>-1</sup> encontrados por Merwe *et al.* (2010) em tecido muscular da espécie herbívora *C. mydas* no Nordeste da Austrália no oceano Pacífico. Essas constatações corroboram as teorias que a herbivoria está relacionada a baixas concentrações de mercúrio em tecido muscular de tartarugas dulcícolas e marinhas.

Vários trabalhos sobre mercúrio em tecido muscular de tartarugas em outras regiões do mundo defendem a tese de que o hábito alimentar influencia a bioacumulação. Kampalath *et al.* (2006) encontraram valores que variavam entre 3 e 59 ng.g<sup>-1</sup> para *C. mydas* (herbívora); 18 e 41 ng.g<sup>-1</sup> para *C. caretta* (carnívora); 15 e 144 ng.g<sup>-1</sup> para *L. olivacea* (onívora) na costa ocidental mexicana banhada pelo oceano Pacífico. Meyers-Schöne *et al.* (1993) compararam

*Chelydra serpentina* e *Trachemys scripta* dos EUA e concluíram que as concentrações de mercúrio foram significativamente maiores em tartarugas de hábitos carnívoros. Anan *et al.* (2001) verificaram que o acúmulo de mercúrio e mais 17 elementos-traço, no músculo no fígado e no rim de *Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata* das Ilhas Yaeyama, Okinawa, no Japão, está relacionado à dieta.

De acordo com Schneider (2007), para a Amazônia há diferença na concentração de mercúrio no músculo entre as espécies de quelônios dos tributários do rio Negro. Este autor relatou que a menor média foi encontrada nas espécies herbívoras *P. erythrocephala* 33,1 ng.g<sup>-1</sup>, *P. unifilis* 34,6 ng.g<sup>-1</sup>, *P. sextuberculata* 61,5 ng.g<sup>-1</sup> e *P. expansa* 62,3 ng.g<sup>-1</sup>, enquanto que as mais altas foram encontradas em *Peltocephalus dumerilianus* 106 ng.g<sup>-1</sup>, com maior quantidade de presas animais em sua dieta e superior ainda em *Chelus fimbriatus* com 432,5 ng.g<sup>-1</sup>, que está no topo da cadeia trófica e de dieta piscívora.

Kucklick *et al.* (2010) enfatizam que altas concentrações de mercúrio na carapaça de tartarugas *C. caretta* capturadas na Carolina do Norte, EUA, significam exposição mais antiga ao poluente. Na Austrália, Ikonomopoulou *et al.* (2011) sugerem que em *Natator depressus* oligoelementos não se acumulam e são eliminados ao longo do tempo. Golet e Haines (2001) indicam a possibilidade de quelônios eliminarem mercúrio mais rapidamente que outros animais aquáticos de forma a equilibrar as taxas de ingestão e excreção.

A concentração média de  $81 \pm 36,67$  ng.g<sup>-1</sup> na carapaça de *P. expansa* do presente estudo foi inferior aos valores médios de 137 ng.g<sup>-1</sup> encontrados por Bianchi (2009) em carapaça de *P. expansa* no tabuleiro de Monte Cristo. Golet e Haines (2001) encontraram valores de 500 a 3300 ng.g<sup>-1</sup> em carapaça da espécie onívora *Chelydra serpentina* em lagos dos Estados Unidos. Além do hábito alimentar, a mais alta concentração em *C. serpentina* pode estar relacionada à poluição dos lagos Norte Americanos. Blanvillain *et al.* (2007) afirmam que as concentrações de mercúrio em carapaça de *Malaclemys terrapin* são representativos das concentrações em outros compartimentos do ecossistema.

Neste estudo as concentrações de Hg total registradas na carapaça e na unha foram significativamente mais altas que as do músculo de *P. expansa* no ecossistema do rio Tapajós. Diante disso infere-se que a concentração no músculo reflete a contaminação mais recente (exposição contemporânea) quando comparada com a concentração na carapaça, a qual foi significativamente mais elevada e que reflete a contaminação antiga (exposição crônica). As mais altas concentrações nos anexos corporais podem estar relacionadas à afinidade do mercúrio pela queratina (KAR e MIRSA, 2004), a qual está presente tanto na unha quanto na carapaça de quelônios.

Na tabela 2 há uma síntese comparativa das concentrações de mercúrio em tartarugas da Amazônia e de outros continentes.

**Tabela 2:** Comparação entre as concentrações médias de Hg total em tartarugas fêmeas adultas em diversos estudos na Amazônia e no mundo.

Espécie	Tecido	Hg (ng.g <sup>-1</sup> ) Intervalo/média	Local de estudo	Referência
<i>Podocnemis expansa</i>	Músculo	21 – 123/55	Brasil - Rio Tapajós	Presente estudo
		24 – 132/63	Brasil - Rio Negro	Schneider <i>et al.</i> , 2010
		10 – 35/18	Brasil - Rio Tapajós	Bianchi, 2009
<i>Podocnemis erythrocephala</i>		11 – 161/33	Brasil - Rio Negro	Schneider, 2007
<i>Podocnemis unifilis</i>		10 – 59/34	Brasil - Rio Negro	Schneider, 2007
<i>Peltecephalus dumerilianus</i>		75 – 149/106	Brasil - Rio Negro	Schneider, 2007
<i>Chelus fimbriatus</i>		281 – 692/433	Brasil - Rio Negro	Schneider, 2007
<i>Chelydra serpentina</i>		100 – 170	EUA - rios	Meyers-Schöne <i>et al.</i> , 1993
<i>Chelonia mydas</i>		30	Austrália - litoral	Merwe <i>et al.</i> , 2010
		3 – 59	México - litoral	Kampalath <i>et al.</i> , 2006
		90*	Chipre	Godley <i>et al.</i> , 1999
<i>Caretta caretta</i>		18 – 41	México - litoral	Kampalath <i>et al.</i> , 2006
		240	Espanha - Mediterrâneo	Jerez <i>et al.</i> , 2010
		49 – 499	EUA – litoral	Day <i>et al.</i> , 2005
		170 – 1810/690	Itália - Adriático	Storelli <i>et al.</i> , 1998
		30 – 660	Itália - Adriático	Storelli <i>et al.</i> , 2005
		480*	Chipre	Godley <i>et al.</i> , 1999
		53 – 190	Japão - ilhas	Sakai <i>et al.</i> , 1995
	<i>Lepidochelys olivacea</i>		15 – 144	México - litoral
<i>Podocnemis expansa</i>	Carapaça	33 -186/81	Brasil - Rio Tapajós	Presente estudo
		50 – 420/188	Brasil - Rio Negro	Schneider <i>et al.</i> , 2010
		70 - 216/137	Brasil - Rio Tapajós	Bianchi, 2009
<i>Chelydra serpentina</i>		500 -3300	EUA - lagos	Golet e Haines, 2001
<i>Caretta caretta</i>		461	EUA - Sudoeste	Day <i>et al.</i> 2010
		941	EUA – litoral	Day <i>et al.</i> , 2005
<i>Podocnemis expansa</i>	Unha	33 – 186/119	Brasil - Rio Tapajós	Presente estudo
		68 – 246/151	Brasil - Rio Tapajós	Bianchi, 2009

\*Valores medianos

## 3.2. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM OVOS E EM FILHOTES

### 3.2.1. Concentração de mercúrio total em ovos

O número médio de ovos por ninhada no presente trabalho foi  $87 \pm 27,74$  ovos, o que é baixo para *P. expansa*, quando comparado com outros trabalhos onde as médias encontradas foram 90 (SMITH, 1979), 91 (VOGT, 2008), 92 (ALHO e PÁDUA, 1982), 96 (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007), 97 (PEZZUTI *et al.*, 2008) e 100 ovos (CASTRO e FERREIRA JÚNIOR, 2008). O peso médio dos ovos foi de  $32,18 \pm 4,28$  gramas, também inferior à média de 36,48 gramas encontrada por Pezzuti *et al.* (2008) no Abufari. Vogt (2008) encontrou peso médio de 30,9 gramas no rio Trombetas (tabela 3). A média de 87 ovos, considerada baixa, nos leva a inferir que fêmeas jovens estão ingressando na população reprodutora do rio Tapajós. Vogt (2008) ressalta que fêmeas menores depositam menor número de ovos.

**Tabela 3:** Dados morfométricos dos ovos de *P. expansa* em diversos estudos na Amazônia

Média por ninhada	Diâmetro (mm)	Peso (gramas)	Local	Referência
87	37,3	32,18	Rio Tapajós	Presente estudo
91	38,8	30,9	Rio Trombetas	Vogt, 2008
100	41,5	37,46	Rio Juruá	Andrade <i>et al.</i> , 2008
97		36,48	Rio Purus	Pezzuti <i>et al.</i> , 2008

Nos componentes dos ovos as médias das concentrações de Hg total na casca, gema e clara, foram, respectivamente  $34 \pm 14,84$  ng.g<sup>-1</sup>,  $33 \pm 12,96$  ng.g<sup>-1</sup> e  $31 \pm 15,89$  ng.g<sup>-1</sup>. Os dados morfométricos e a concentração de mercúrio nos componentes dos ovos encontram-se no apêndice A.

O padrão dos resultados encontrados nos componentes dos ovos neste estudo é muito semelhante aos encontrados por Bianchi (2009) que registrou respectivamente 17 ng.g<sup>-1</sup>, 14 ng.g<sup>-1</sup> e 16 ng.g<sup>-1</sup> para casca, gema e clara de ovos de *P. expansa* do Tabuleiro de Monte Cristo. Pequenas diferenças nos valores podem estar relacionadas ao número de animais analisados, pois Bianchi (2009) trabalhou com 10 animais enquanto que neste estudo foram utilizados 40 animais.

A maioria dos estudos com ovos de quelônios refere-se a espécies marinhas, com limitadas informações sobre concentração de mercúrio em ovos de espécies de água doce,

principalmente do gênero *Podocnemis*. Na tabela 4 há uma síntese das concentrações de mercúrio em componentes de ovos de tartarugas encontradas por diversos autores.

**Tabela 4:** Comparação entre as concentrações médias de Hg total encontradas em ovos de tartarugas em diversos estudos

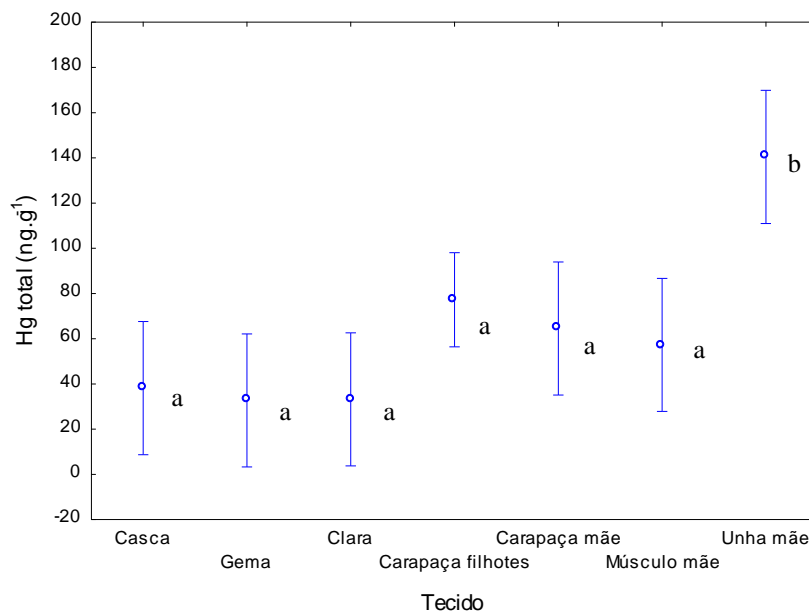
Espécie	Matriz	Hg (ng.g <sup>-1</sup> ) Intervalo/média	Local de estudo	Referência
<i>Podocnemis expansa</i>	Clara	14 – 71/31	Brasil - Rio Tapajós	Presente estudo
		6 – 24/16	Brasil - Rio Tapajós	Bianchi, 2009
<i>Chelonia mydas</i>		50	Japão - costa	Sakai <i>et al.</i> , 2000
		0,09	Hong Kong	Lam <i>et al.</i> , 2006
<i>Caretta caretta</i>		490	Japão - costa	Sakai <i>et al.</i> , 2000
<i>Podocnemis expansa</i>	Gema	13 – 55/33	Brasil - Rio Tapajós	Presente estudo
		7 – 21/14	Brasil - Rio Tapajós	Bianchi, 2009
<i>Chelonia mydas</i>		2510	Japão - costa	Sakai <i>et al.</i> , 2000
		1,5	Hong Kong	Lam <i>et al.</i> , 2006
<i>Caretta caretta</i>		12100	Japão - costa	Sakai <i>et al.</i> , 2000
<i>Podocnemis expansa</i>	Casca	6 – 62/34	Brasil - Rio Tapajós	Presente estudo
		9 – 24/17	Brasil - Rio Tapajós	Bianchi, 2009
<i>Chelonia mydas</i>		1200	Japão - costa	Sakai <i>et al.</i> , 2000
		0,61	Hong Kong	Lam <i>et al.</i> , 2006
<i>Caretta caretta</i>		4050	Japão - costa	Sakai <i>et al.</i> , 2000
<i>Natator depressus</i>	Conteúdo*	< 50,00	Austrália - litoral	Ikonomopoulou <i>et al</i> 2011
<i>Dermochelys coriacea</i>		12	Guiana francesa	Guirlet <i>et al.</i> , 2008
<i>Caretta caretta</i>		5,5	Japão - ilhas	Sakai <i>et al.</i> , 1995

\*A expressão conteúdo refere-se ao homogeneizado da clara com a gema

No presente trabalho não houve diferença significativa entre as concentrações de mercúrio nos componentes dos ovos. As médias foram  $34 \pm 14,84 \text{ ng.g}^{-1}$ ,  $33 \pm 12,96 \text{ ng.g}^{-1}$  e  $31 \pm 15,89 \text{ ng.g}^{-1}$  para casca, gema e clara, respectivamente das 33 fêmeas cujas ninhadas foram identificadas. Estas concentrações diferem das encontradas por Lam *et al.* (2006) na espécie marinha *C. mydas* em Hong Kong, na Ásia, onde verificou-se médias de  $0,61 \text{ ng.g}^{-1}$  na casca,  $1,5 \text{ ng.g}^{-1}$  na gema e  $0,09 \text{ ng.g}^{-1}$  na clara. Sakai *et al.* (2000) também encontraram diferenças entre as concentrações na casca ( $4050 \text{ ng.g}^{-1}$ ), na gema ( $12100 \text{ ng.g}^{-1}$ ) e na clara

(490 ng.g<sup>-1</sup>) em *C. caretta* de ilhas japonesas também na Ásia. Os valores encontrados por Sakai *et al.* (2000) são extraordinariamente altos para os referidos tecidos.

Também não se encontrou diferenças significativas entre as concentrações de mercúrio total nos componentes dos ovos e no músculo de *P. expansa*, assemelhando-se aos resultados encontrados por Sakai *et al.* (1995) em *C. caretta* e *C. mydas*, no Japão. Dessa forma podemos inferir que os ovos são bons indicadores da concentração de mercúrio total no tecido muscular de fêmeas em idade reprodutiva. Além da concentração no músculo de matrizes cujos filhotes foram identificados, não encontramos diferença significativa da carapaça das matrizes e dos filhotes, quando comparada com os ovos. Apenas a concentração na unha foi significativamente superior à verificada nos componentes dos ovos ( $F_{6, 57} = 6,8064$ ,  $p = 0,00002$ ) (figura 11).



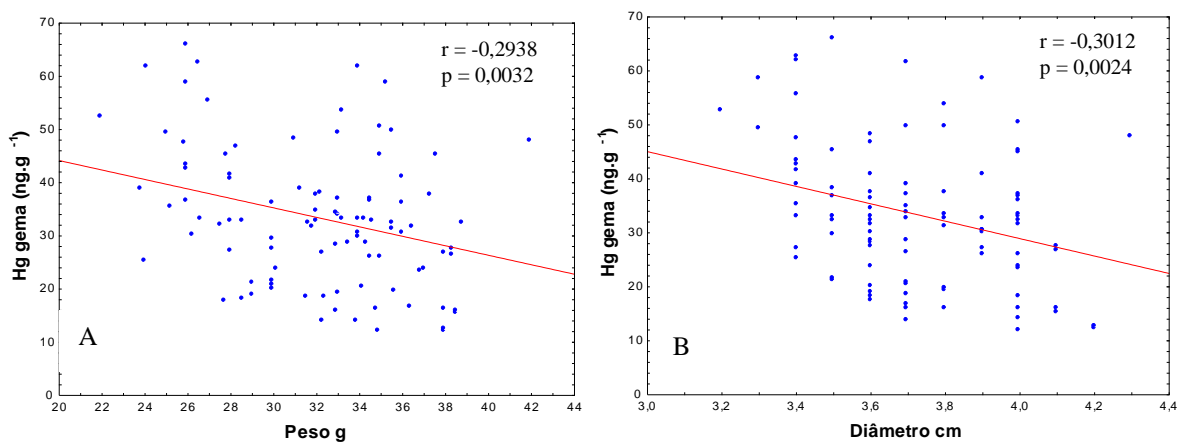
**Figura 11:** Resultados do teste a posteriori de Tukey demonstrando as concentrações de Hg nos diversos tecidos analisados.

Russellet *al.* (1999) enfatizam que durante a vitelogênese da espécie de água doce *Chelydra serpentina*, pode ocorrer transferência materna de substâncias tóxicas que se concentram nos folículos ovarianos e conseqüentemente nos ovos resultantes após a ovulação. Conforme Ikonomopoulou *et al.* (2011) verificaram em fêmeas de *Natator depressus*, no litoral da Austrália, os ovos são produzidos durante a vitelogênese quando os animais estão se



alimentando nas áreas de forrageamento. Portanto, a informação recolhida a partir da análise de ovos reflete a exposição recente ao poluente.

O peso dos ovos correlacionou-se negativamente com a concentração de mercúrio na gema ( $r = -0,2938$ ,  $p = 0,0032$ ) (figura 12 A). O diâmetro também se correlacionou negativamente com a concentração na gema dos ovos ( $r = -0,3012$ ,  $p = 0,0024$ ) (figura 12 B). Assim é possível inferir que o aumento das concentrações de Hg total na gema dos ovos de *P. expansa* pode discretamente contribuir para produção de ovos mais leves e de menor diâmetro.



**Figura 12:** Correlação entre peso e concentração de mercúrio na gema dos ovos (A) e entre diâmetro e concentração na gema (B)

Guirlet *et al.* (2008) não encontraram correlação significativa entre concentração de mercúrio no sangue e em ovos de *D. coriacea* capturadas na Guiana Francesa. Afirmam ainda que elementos traço, incluindo mercúrio, são transferidos das fêmeas para os ovos durante cada temporada reprodutiva. Perrault *et al.* (2011) também não encontraram correlação significativa entre concentração de mercúrio na casca de ovos e sangue de *D. coriacea* do litoral da Flórida, mas enfatizam que durante a nidificação as fêmeas podem transferir mercúrio aos seus descendentes através de componentes do ovo.

As correlações entre as concentrações de Hg total nos componentes dos ovos e dados morfométricos dos ovos de *P. expansa* encontradas neste trabalho estão na tabela 5.

**Tabela 5:** Matriz de correlação de Pearson com dados dos ovos; destaque em negrito para valores significativos

	Peso	Diâmetro	Hg casca	Hg gema	Hg clara
Peso	1,00				
Diâmetro	<b>0,89</b>	1,00			
Hg casca	0,02	-0,06	1,00		
Hg gema	<b>-0,29</b>	<b>-0,30</b>	0,05	1,00	
Hg clara	0,03	-0,00	<b>0,28</b>	<b>0,26</b>	1,00

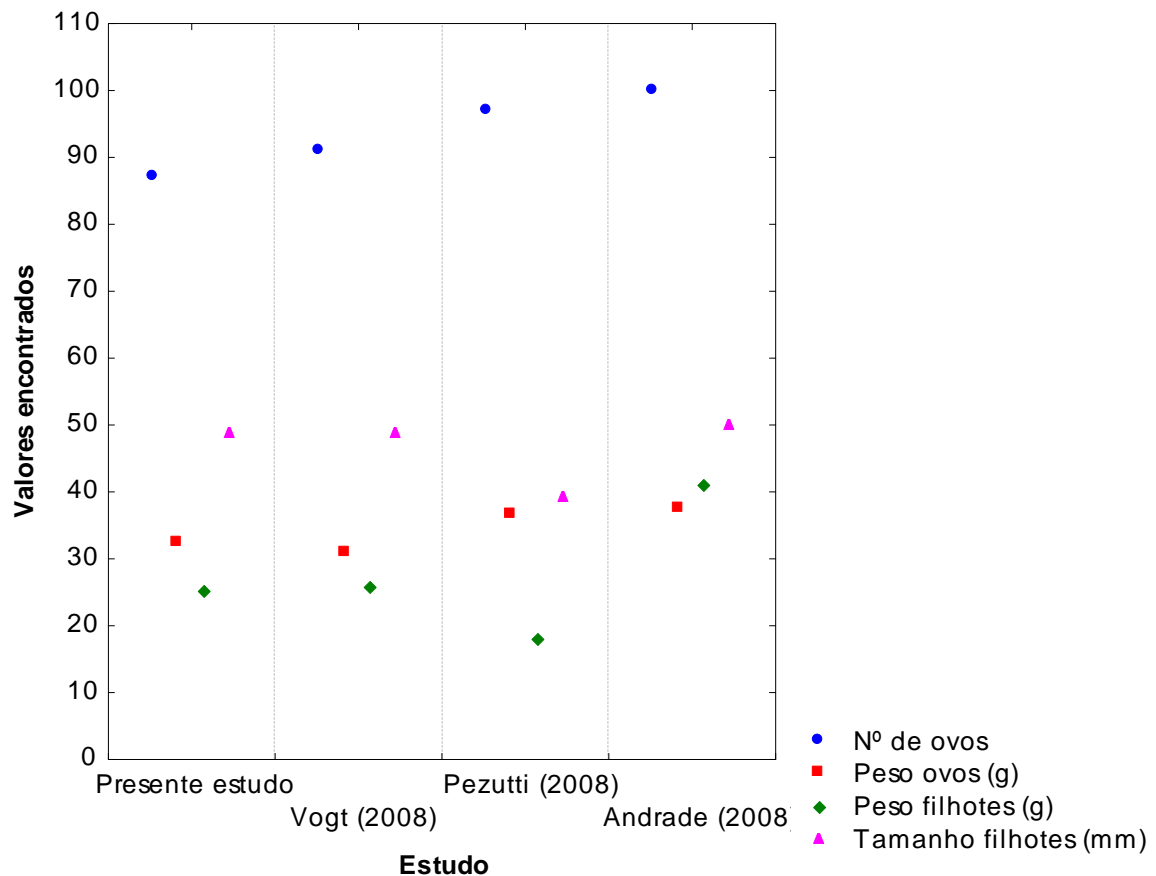
Um sério problema ecotoxicológico do mercúrio é o adelgaçamento da casca dos ovos de certas aves. O metilmercúrio tem sido apontado como causador da produção de ovos com ausência de casca dura, o que pode culminar com a redução da capacidade de reprodução (STOEWSAND *et al.*, 1978 *apud* AZEVEDO, 2003). Perraut *et al.* (2011) evidenciam que o mercúrio pode causar baixas no sucesso reprodutivo de *D. coriacea* da Flórida. Todavia, Day *et al.* (2010) concluíram que a toxicidade do mercúrio não desempenha papel na condição de debilidade e emagrecimento de espécimes de *C. caretta* encontradas encalhadas em praias marinhas do Sudoeste dos EUA.

### 3.2.2. Concentração de mercúrio total em filhotes de *P. expansa*

O comprimento médio da carapaça dos filhotes de *P. expansa* verificado neste trabalho foi de  $48,83 \pm 2,56$  mm e o peso médio  $25,17 \pm 1,65$  gramas. Estes valores são superiores às médias de comprimento e peso encontradas por Pezzuti *et al.* (2008), de 39,24 mm e 17,89 gramas respectivamente. Andrade (2008) cita valores superiores aos nossos, com médias de 50 mm para comprimento da carapaça e de 39 a 43 gramas de peso corporal para filhotes recém-nascidos.

Comparando a população estudada de *P. expansa* no rio Tapajós (no presente), com as do rio Trombetas (VOGT, 2008), Purus (PEZZUTI, 2008) e Juruá (ANDRADE, 2008) não observou-se correlação entre número de ovos por ninhada e peso dos ovos ( $p > 0,05$ ), nem correlação entre número de ovos com peso e tamanho dos filhotes ao nascer, e tão pouco entre peso dos ovos com peso e tamanho dos filhotes ( $p > 0,05$ ).

A curva referente aos dados deste estudo foi muito semelhante à curva dos dados de Vogt (2008) no rio Trombetas, também no Pará (Figura 13). Assim, pode-se inferir que o peso e o tamanho dos filhotes são mais influenciados pelas características ambientais a que estão sujeitos durante o período de incubação do que pelo número de ovos das ninhadas.

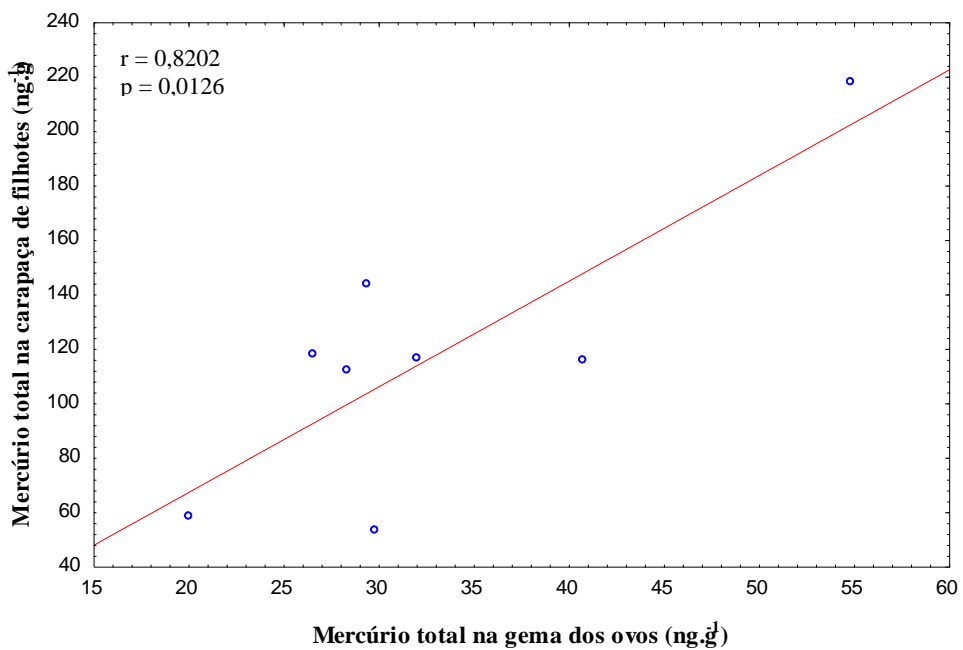


**Figura 13:** Comparação entre características morfológicas de ovos e filhotes de *P. expansa*, em quatro estudos na Amazônia

Quando consideraram-se na análise estatística todos os filhotes e, não apenas os provenientes de matrizes identificadas, verificou-se que a concentração média de mercúrio na carapaça foi  $79 \pm 34,65 \text{ ng.g}^{-1}$ , não diferindo significativamente da média de  $81 \pm 36,67 \text{ ng.g}^{-1}$  encontrada na carapaça das 40 matrizes analisadas. No apêndice B encontram-se os dados morfológicos e as concentrações dos filhotes.

A concentração de mercúrio na carapaça dos filhotes não se correlacionou com as variáveis morfológicas peso e comprimento da carapaça dos mesmos. Perrault *et al.* (2011) também não encontraram correlação significativa entre esses dois parâmetros e concentração no sangue, fígado e saco vitelínico de filhotes de *D. coriacea* da Flórida. Essas observações constituem-se como indícios de que a concentração de mercúrio em filhotes de tartarugas nascidos no rio Tapajós depende mais da concentração que lhes é repassada pela matriz através dos ovos do que das condições ambientais em que os ovos estão expostos até a eclosão.

Houve correlação positiva entre a concentração na carapaça dos filhotes e a concentração na gema dos ovos colhidos das mesmas ninhadas que os originaram ( $r^2 = 0,6728$ ;  $r = 0,8202$ ,  $p = 0,0126$ ;  $y = -5,9 + 2,543x$ ) (figura 14). As mais altas concentrações de mercúrio na gema dos ovos estão relacionadas a maiores concentrações nos filhotes recém-nascidos. Isso comprova a ideia da transferência materna de toxicantes para os filhotes através dos ovos.



**Figura 14:** Correlação entre concentração de mercúrio na carapaça dos filhotes e na gema dos ovos das matrizes que os originaram.

A respeito da transferência de mercúrio da matriz para os ovos e embriões, é provável que, como os embriões se desenvolvem no ovo, as concentrações de mercúrio podem mudar como resultado do teor de umidade dos ninhos e das trocas gasosas entre o ovo e o ambiente durante a incubação (GUIRLET *et al.*, 2008). Portanto, a concentração nos filhotes não depende apenas da concentração existente nos ovos.

Perrault *et al.* (2011) encontraram, respectivamente, concentrações médias de  $48 \text{ ng.g}^{-1}$  e  $0,7 \text{ ng.g}^{-1}$  em saco vitelínico e sangue de filhotes recém-nascidos de *D. coriacea*. Os autores ressaltam que as concentrações no sangue dos filhotes foram significativamente inferiores às das matrizes que os geraram e que a maior parte do mercúrio encontrada em filhotes é oriunda da gema do ovo. Sakai *et al.* (1995) também inferem que a gema dos ovos pode ser a principal fonte de mercúrio para filhotes de tartarugas marinhas.

Após exaustiva pesquisa literária não encontrou-se outro trabalho que aborda a análise de mercúrio em filhotes de tartarugas. Assim, as informações referentes aos filhotes de *P. expansa* do rio Tapajós, geradas com este trabalho, desencadeiam a necessidade de novos estudos, principalmente no sentido de verificar se os resultados encontrados se repetem em estudos posteriores. Recomenda-se atenção especial para o padrão de semelhança entre a concentração na carapaça dos filhotes com a das matrizes e a correlação entre a concentração na carapaça dos filhotes e na gema dos ovos.

### 3.3. AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO MERCÚRIO TOTAL SOBRE O NÚMERO DE OVOS EM CADA OVIPOSIÇÃO

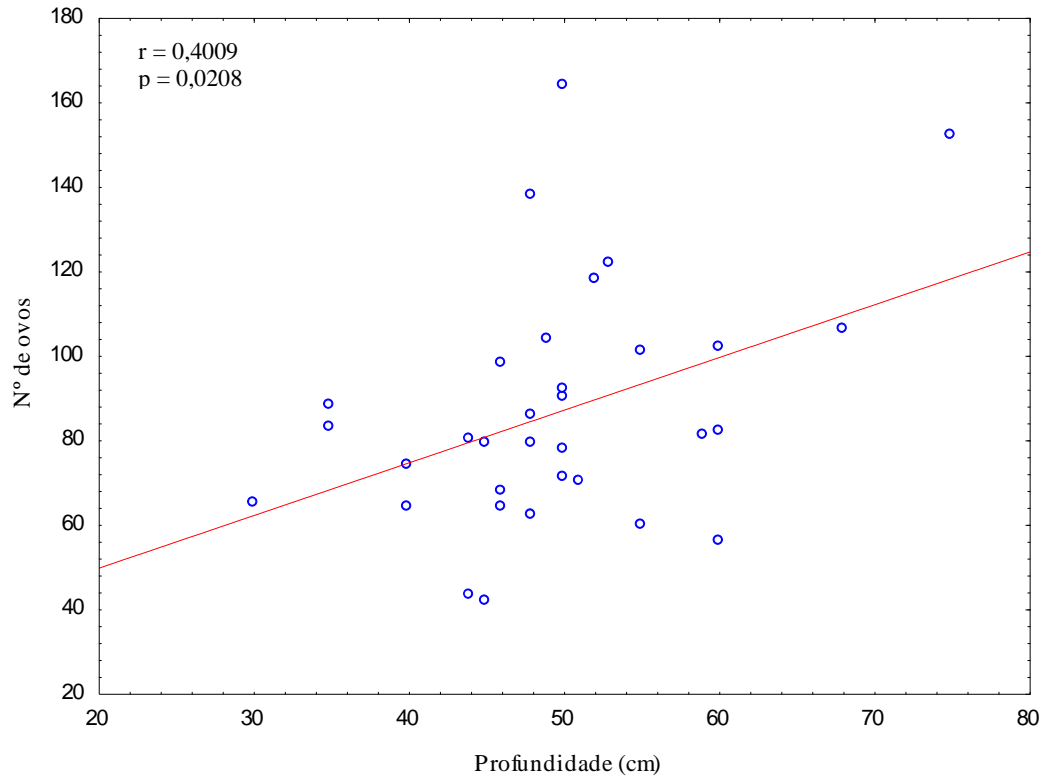
A profundidade média das ninhadas foi de  $49,55 \pm 8,92$  cm com amplitude de 30 a 75 cm. Castro e Ferreira Júnior (2008) registraram variação de 50 a 70 cm no rio Araguaia, no entorno da Ilha do Bananal. A profundidade influencia na temperatura e umidade, as quais contribuem para a determinação da razão sexual e sanidade dos filhotes ao nascer.

A temperatura média de  $34,03 \pm 2,82$  °C é semelhante à média de 34,5 °C a 35,4 °C encontrada por Vogt (2008) no rio Trombetas. Nessa faixa de temperatura o nascimento de fêmeas é superior ao de machos. Esse dado precisa ser melhor investigado em Monte Cristo, pois não há registro na literatura sobre a razão sexual em recém-nascidos de *P. expansa* desse tabuleiro. Garcia (2006) encontrou temperatura média de 32,44 °C no rio Javaés-To. No rio Caquetá na Colômbia a temperatura dos ninhos oscila entre 28 °C e 31 °C, com possível predominância no nascimento de machos (VOGT, 2008).

Neste trabalho não houve correlação entre o comprimento da carapaça das matrizes com a concentração de mercúrio na gema dos ovos ( $r^2 = 0,0604$ ;  $r = 0,2458$ ,  $p = 0,1680$ ;  $y = 61,1 + 0,106x$ ). Da mesma forma Roe *et al.* (2011) não encontraram evidências ligando os níveis de contaminação por metais pesados em ovos de *D. coriacea* da Costa Rica no Pacífico, com o tamanho do corpo ou com o sucesso na eclosão.

Também não observou-se correlação significativa entre concentração de mercúrio nos tecidos das fêmeas e quantidade de ovos nas ninhadas. Resultados semelhantes aos de Perrault *et al.* (2011) que também não encontraram correlação significativa entre concentração de mercúrio em sangue e tamanho das ninhadas de *D. coriacea* na Flórida.

O número de ovos correlacionou-se positivamente com a profundidade ( $r^2 = 0,1607$ ;  $r = 0,4009$ ,  $p = 0,0208$ ;  $y = 24,9 + 1,247x$ ) (figura 15). Esse dado já era esperado, pois grandes ninhadas precisam de maiores profundidades para que os ovos fiquem protegidos o suficiente para dificultar a predação.



**Figura 15:** Correlação entre o número de ovos e a profundidade das ninhadas.

Neste estudo, conforme mostra a tabela 6 a profundidade das covas correlacionou-se com as concentrações de mercúrio na clara dos ovos, ou seja, as covas mais profundas conservaram maiores concentrações de mercúrio nas claras dos ovos. Os parâmetros ambientais que se correlacionaram com as concentrações de mercúrio nos tecidos investigados estão na tabela 6. Esta tabela foi elaborada apenas com os dados referentes às fêmeas cujas ninhadas foram identificadas ( $n = 33$ ).

**Tabela 6:** Matriz de correlação de Pearson entre concentração de mercúrio nos tecidos e variáveis morfométricas e ambientais com destaque em negrito para valores significativos

	Hg carapaça	Hg unha	Hg músculo	Peso	C Carapaça	C Plastrão	Nº ovos	Hg casca	Hg gema	Hg clara	Ph	Profundidade	Umidade	Temperatura
Hg carapaça	1,00													
Hg unha	<b>0,41</b>	1,00												
Hg músculo	-0,14	-0,06	1,00											
Peso	-0,09	-0,28	0,07	1,00										
C Carapaça	-0,07	<b>-0,35</b>	0,12	<b>0,85</b>	1,00									
C Plastrão	0,01	<b>-0,37</b>	0,06	<b>0,84</b>	<b>0,87</b>	1,00								
Nº ovos	-0,32	-0,29	0,17	<b>0,64</b>	<b>0,49</b>	<b>0,47</b>	1,00							
Hg casca	0,12	0,08	-0,09	0,03	-0,16	0,04	0,01	1,00						
Hg gema	0,15	0,31	-0,05	<b>0,35</b>	0,25	0,19	0,27	0,08	1,00					
Hg clara	-0,17	0,11	0,27	0,14	-0,04	-0,04	0,19	<b>0,35</b>	<b>0,35</b>	1,00				
Ph	0,01	0,11	-0,08	0,05	0,01	-0,06	-0,12	-0,04	0,27	0,20	1,00			
Profundidade	-0,09	-0,04	0,34	0,28	0,09	0,00	<b>0,40</b>	0,12	0,17	<b>0,43</b>	-0,14	1,00		
Umidade	-0,08	-0,16	0,01	0,09	-0,03	0,07	0,10	0,13	-0,17	-0,12	<b>-0,35</b>	0,01	1,00	
Temperatura	-0,13	0,10	-0,00	0,01	-0,20	-0,08	0,20	0,02	-0,03	0,20	0,19	-0,05	0,06	1,00

C Carapaça = comprimento da carapaça; C Plastrão = comprimento do plastrão

### 3.4. COEFICIENTES DE BIOACUMULAÇÃO

Dos 40 animais adultos capturados, 30% apresentou peso igual ou inferior a 22 kg, o que significa que são animais que estão ingressando na fase reprodutiva. O peso médio foi  $27,65 \pm 6,82$  kg, e o peso mínimo 19 kg. Conforme Pezzuti *et al.* (2008), o peso médio das fêmeas que desovaram na Reserva Biológica do Abufari, no rio Purus, entre os anos de 1998 e 2004 foi de 37,4 kg e o menor peso registrado foi 22 kg.

Rueda-Almonacid *et al.* (2007) enfatizam que o tamanho mínimo para o início de reprodução das fêmeas de *P. expansa* é de 56 cm de comprimento da carapaça. No presente trabalho a média do comprimento foi  $64,96 \pm 4,66$  cm. Capturou-se um animal com 56,3 cm de comprimento da carapaça, o que reforça a afirmação de que tartarugas jovens estão nidificando em Monte Cristo. Pezzuti *et al.* (2008) reportaram tamanho médio de 74,3 cm para o rio Purus. A menor tartaruga que estes autores encontraram tinha 61 cm de comprimento de carapaça.

Informações como profundidade, umidade, Ph e temperatura das covas de postura encontram-se na tabela 7, bem como os principais dados morfométricos dos animais capturados, com alguns extremos em destaque.



**Tabela 7:** Dados morfométricos sobre as fêmeas adultas capturados durante a nidificação

Animal	Segmento	Dados referentes ao animal			Dados referentes à postura				
		Peso (Kg)	Comprimento Carapaça (cm)	Comprimento Plastrão (cm)	Nº ovos	Profundidade (cm)	Umidade %	PH	Temperatura °C
PE01	2	28	68,0	55,2	78	50	30	6,0	31,3
PE02	3	38	72,5	59,5	104	49	35	6,4	29,0
PE03	2	22	61,0	53,0	56	60	25	6,4	30,1
PE04	1	30	72,5	56,5	81	59	20	6,6	30,6
PE05	3	24	61,0	52,1	42	45	40	6,4	32,3
PE06	3	30	69,8	66,5	65	30	35	6,5	32,8
PE07	3	23	60,0	52,0	79	48	30	6,4	33,8
PE08	3	20	58,5	49,5	43	44	30	6,4	35,1
PE09	3	21	61,0	52,0	164	50	40	6,0	36,4
PE10	2	20	56,3	46,5	60	55	50	6,8	37,7
PE11	2	28	65,0	54,0	79	45	35	6,6	34,6
PE12	3	22	63,2	51,0	64	46	25	6,8	34,9
PE13	3	21	61,2	52,1	70	51	20	6,8	35,2
PE14	2	30	68,0	54,5	101	55	30	6,8	36,3
PE15	2	40	70,0	60,0	122	53	40	6,4	36,1
PE16	2	25	67,0	56,0	90	50	45	6,4	35,8
PE17	2	42	70,0	62,5	138	48	35	6,8	36,9
PE18	3	24	63,4	52,3	83	35	25	6,8	36,5
PE19	3	30	67,3	57,5	88	35	20	6,8	37,1
PE20	3	22	63,0	52,0	74	40	35	6,8	29,2
PE21	2	27	65,0	54,0	80	44	40	6,6	32,4
PE22	3	19	61,0	49,0	64	40	35	6,8	29,0

Continuação tabela 7:

PE23	1	20	63,0	51,0	68	46	20	6,8	36,4
PE24	1	24	61,0	53,0	86	48	15	6,8	35,9
PE25	1	24	60,0	48,3	92	50	15	6,8	36,1
PE26	2	22	62,0	50,0	71	50	30	6,6	29,4
PE27	3	25	64,0	55,0					
PE28	1	31	67,0	56,0					
PE29	3	36	70,5	59,0					
PE30	1	30	64,0	53,0					
PE31	1	34	75,0	62,0					
PE32	1	24	60,5	51,0	82	60	25	6,6	37,0
PE33	1	30	71,0	57,0	98	46	20	6,6	30,0
PE34	1	38	69,0	57,0	118	52	30	6,8	34,3
PE35	1	22	59,0	52,0					
PE36	1	38	71,5	61,0	102	60	30	6,8	36,9
PE37	2	22	59,5	51,0	62	48	30	6,4	36,9
PE38	1	40	71,0	61,0	152	75	30	6,6	35,9
PE39	3	24	64,5	54,0					
PE40	1	26	61,0	51,5	106	68	35	6,4	31,1
Média		27,65	64,96	54,51	86,73	49,55	30,30	6,59	34,03
DP		6,82	4,66	4,30	27,74	8,92	8,25	0,21	2,82

OBS: Há espaços em branco referentes aos animais 27, 28, 29, 30, 31, 35 e 39 porque não foram localizadas as ninhadas destes

A respeito da toxicidade do mercúrio para organismos aquáticos, os peixes são os mais estudados. Uma grande variedade de anormalidades fisiológicas e bioquímicas tem sido relatada após contato com altas concentrações do metal, embora a importância ambiental destes efeitos seja de difícil avaliação. A reprodução também é afetada adversamente pela exposição ao mercúrio, com destaque aos compostos orgânicos. Em algumas espécies de aves de rapina o mercúrio pode contribuir para o declínio de populações, com registros de casos de associação entre morte de embriões e resíduos de mercúrio na casca dos ovos (WHO, 1989).

Neste trabalho não houve correlação significativa entre concentração de mercúrio no músculo e comprimento da carapaça ( $r^2 = 0,0000$ ;  $r = -0,0008$ ,  $p = 0,9960$ ;  $y = 55,4 - 0,004x$ ) bem como entre a concentração no tecido muscular e o peso dos animais ( $r^2 = 0,0005$ ;  $r = 0,0221$ ,  $p = 0,8923$ ;  $y = 52,9 + 0,077x$ ). Também não houve correlação significativa entre a concentração na carapaça e o comprimento desta ( $r^2 = 0,0000$ ;  $r = -0,0008$ ,  $p = 0,9960$ ;  $y = 55,4 - 0,004x$ ); o mesmo ocorreu com a concentração na carapaça e o peso ( $r^2 = 0,0289$ ;  $r = -0,1699$ ,  $p = 0,2947$ ;  $y = 30,2 - 0,032x$ ).

Estes resultados assemelham-se aos de Schneider (2007) que não encontrou correlação entre tamanho do corpo e concentração de mercúrio em *P. erythrocephala* de tributários do rio Negro. Golet e Haines (2001) sugerem que não há correlação entre tamanho do corpo e bioacumulação de mercúrio em tecido muscular de *C. serpentina* nos Estados Unidos, porque esses quelônios podem estar eliminando mercúrio dos tecidos do corpo em uma taxa maior do que peixes e tendem a atingir um estado de equilíbrio com o mercúrio ingerido.

Bianchi (2009) verificou em *P. expansa* do tabuleiro de Monte Cristo, que as variáveis morfométricas comprimento da carapaça e massa corporal correlacionaram-se negativamente com as concentrações de mercúrio em tecido muscular. Todavia, Kampalath *et al.* (2006) encontraram correlação positiva entre comprimento da carapaça e concentração de mercúrio total em tecido muscular de *C. caretta*. Em *C. mydas* a correlação entre essas variáveis foi negativa (tabela 8). Esses autores sugerem que a bioacumulação de mercúrio no organismo pode variar de acordo com a espécie de quelônio.

**Tabela 8:** Correlações entre concentração de mercúrio em tecidos de tartarugas e variáveis morfométricas em diversos estudos

Espécie	Hábito alimentar	Tecido x variável	Correlação	Referência
<i>P. expansa</i>	Herbívoro	Músculo e carapaça x comprimento da carapaça e peso	Ausente	Presente estudo
		Músculo x características morfométricas	Negativa	Bianchi, 2009
		Anexos corporais x características morfométricas	Ausente	Bianchi, 2009
<i>P. erythrocephala</i>	Herbívoro	Músculo x comprimento da carapaça	Ausente	Schneider (2007)
<i>C. mydas</i>	Herbívoro	Músculo x comprimento da carapaça	Negativa	Kampalath <i>et al.</i> , 2006
<i>C. serpentina</i>	Onívoro	Músculo x comprimento da carapaça	Ausente	Golet e Haines, 2001
		Sangue x peso	Positiva	Bergeron <i>et al.</i> , 2007
<i>C. caretta</i>	Carnívoro	Músculo x comprimento da carapaça	Positiva	Kampalath <i>et al.</i> , 2006
		Carapaça x peso	Positiva	Day <i>et al.</i> , 2005
<i>D. coriacea</i>	Carnívoro	Sangue x comprimento da carapaça	Ausente	Perrault <i>et al.</i> , 2011

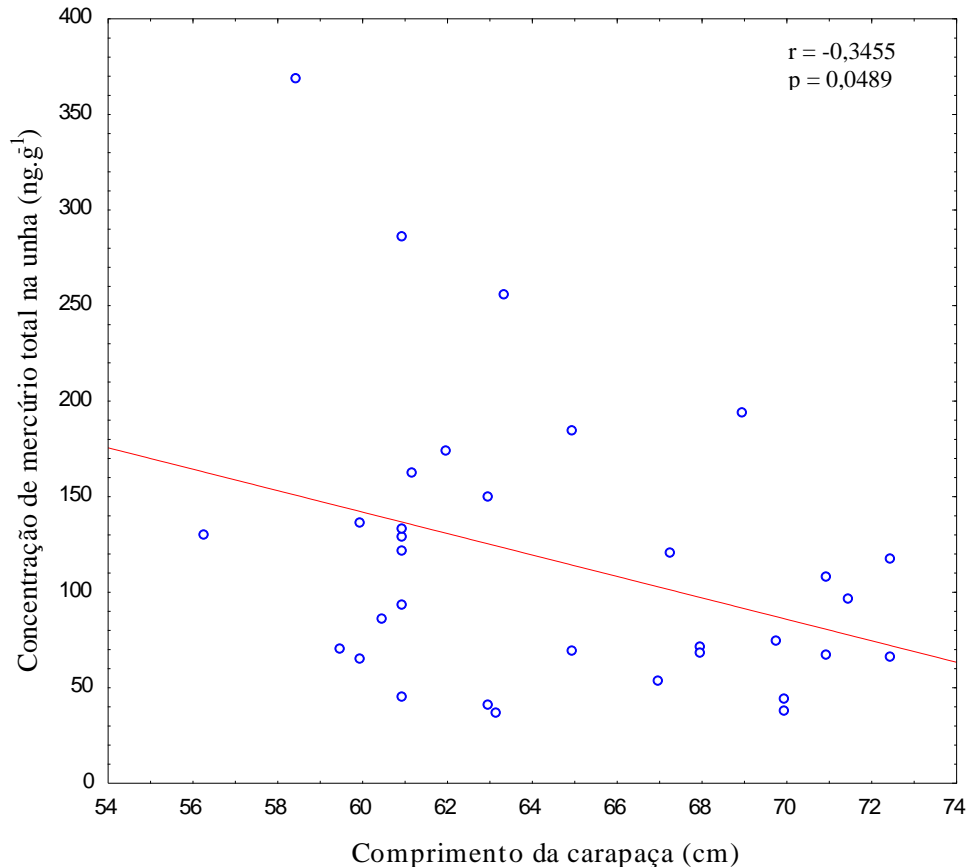
Kampalath *et al.* (2006) atribuem aos hábitos alimentares as diferenças nas correlações entre concentração de mercúrio nos tecidos e variáveis morfométricas das diversas espécies de tartarugas marinhas. Os autores ressaltam que as menores concentrações são encontradas nas espécies herbívoras. Com base nesses pressupostos sugere-se que a herbivoria seja a principal causa da baixa bioacumulação de Hg total que encontramos em *P. expansa* do rio Tapajós.

Bianchi (2009) não encontrou correlação significativa entre os valores de mercúrio total nos anexos corporais e as características morfométricas. Day *et al.* (2005) constataram correlação positiva entre peso corporal e concentração de mercúrio total na carapaça de *C. Caretta*, porém esta é uma espécie carnívora. Storelli e Marcotrigiano (2003) ressaltam que as diferenças na bioacumulação de metais traço entre as espécies de tartarugas estão relacionadas aos hábitos alimentares.

Burger (1992) constatou níveis significativamente mais elevados de mercúrio, chumbo e cromo na pele, em comparação com outros tecidos do corpo de cobras, em Nova Jersey. A autora sugere que a queda freqüente de pele e a postura de ovos podem atuar como meios de eliminação de metais tóxicos por esses répteis de topo da cadeia trófica. Com base nesse

estudo, sugerimos que as tartarugas de Monte Cristo também estão eliminando mercúrio através da postura de ovos.

Neste estudo verificou-se baixa correlação negativa entre a concentração na unha e o comprimento da carapaça de fêmeas adultas ( $r^2 = 0,1193$ ;  $r = -0,3455$ ,  $p = 0,0489$ ;  $y = 478,6 - 5,612x$ ) (figura 16).



**Figura 16:** Correlação entre concentração de mercúrio total na unha e comprimento da carapaça.

A concentração de mercúrio na carapaça de animais adultos foi 1,5 vezes superior à do músculo enquanto que a da unha foi 2,2 vezes. Em relação à casca dos ovos as concentrações da carapaça e da unha foram maiores 2,4 e 3,5 vezes respectivamente (tabela 9). Para a mesma população, Bianchi (2009) encontrou valores maiores com média de 8/1 para a proporção entre anexos corporais e músculo e 9/1 para a relação anexos corporais x casca do ovo. Essa diferença pode ser atribuída ao número de animais usados em cada experimento.

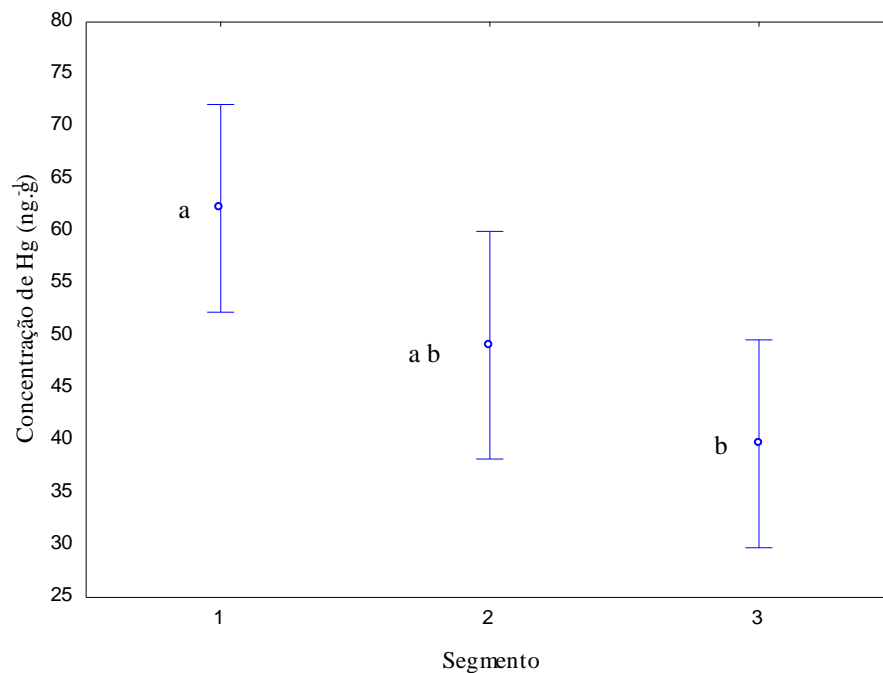
**Tabela 9:** Proporção dos valores de Hg total ( $\text{ng.g}^{-1}$ ) nos anexos corporais em relação às concentrações no músculo e na casca dos ovos.

		Músculo	Fator	Média
Carapaça	81	55	1,5	
Unha	119	55	2,2	1,8
		Casca do ovo	Fator	Média
Carapaça	81	34	2,4	
Unha	119	34	3,5	2,9

A partir deste estudo, pode-se observar que na população de *P. expansa* do Tabuleiro de Monte Cristo, as concentrações de mercúrio, em todos os tecidos analisados, estão abaixo dos limites críticos de risco ambiental para consumo humano destes animais. O limite para consumo humano é de  $500 \text{ ng.g}^{-1}$ .

### 3.5. RELAÇÃO DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO DAS FÊMEAS COM A DIMINUIÇÃO DO DISTANCIAMENTO DO LOCAL DE OVIPOSIÇÃO EM RELAÇÃO À MARGEM DO ÁLVEO DO RIO

A distância do local de oviposição em relação à margem do álveo do rio correlacionou-se com as concentrações de mercúrio no tecido muscular das fêmeas ( $r^2 = 0,2558$ ;  $p = 0,002280$ ). O resultado mais surpreendente deste estudo é que a concentração de mercúrio nos animais capturados no segmento 3,  $39,7 \text{ ng.g}^{-1}$  (terreno mais distante da margem) foi significativamente inferior à concentração nos animais do segmento 1,  $62,2 \text{ ng.g}^{-1}$  (terreno mais próximo a margem). A concentração média de mercúrio total do segmento 2 ( $49,1 \text{ ng.g}^{-1}$ ) não diferiu significativamente dos outros segmentos ( $F_{2,31} = 5,3822$ ;  $p = 0,00985$ ) (figura 17).



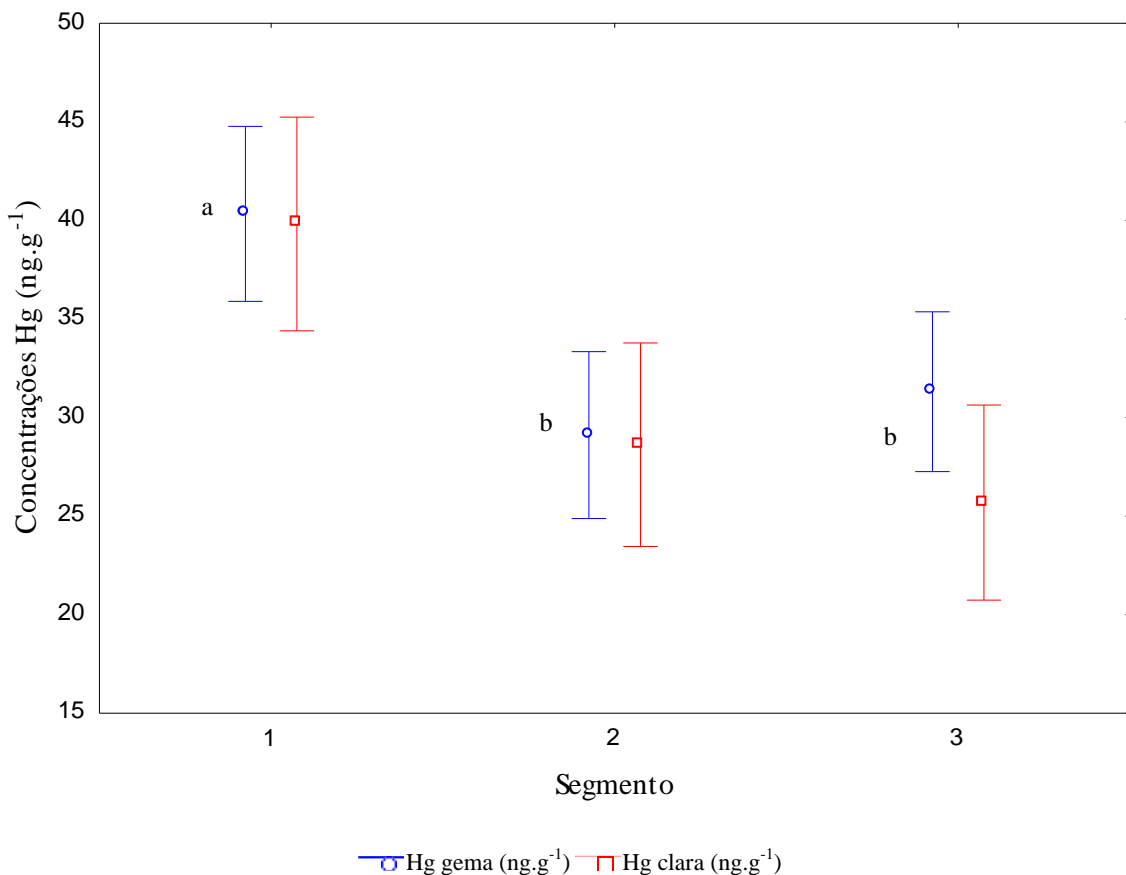
**Figura 17:** Resultados do teste a posteriori de Tukey demonstrando as concentrações de Hg total no músculo dos animais por segmento da praia de nidificação. A distância da margem aumenta no sentido do segmento 1 ao 3

O mercúrio predominante no músculo de tartarugas é o metilmercúrio, portanto a forma orgânica e mais tóxica do poluente (STORELLI e MARCOTRIGIANO, 2003). A diferença significativa entre as concentrações de mercúrio total no músculo de *P. expansa* entre os segmentos 1 e 3 da praia é uma constatação inédita e extremamente relevante, o que remete aos efeitos silenciosos da contaminação por mercúrio na biologia e ecologia dos organismos aquáticos dos rios contaminados por este elemento na Amazônia. As tartarugas que nidificaram no segmento um (próximo a margem) estão significativamente mais contaminadas por mercúrio que as do segmento três.

Assim, há fortes indícios de que o mercúrio pode estar afetando o sistema nervoso das tartarugas em questão, com alteração no comportamento. O estresse do contaminante pode estar contribuindo para que as tartarugas estejam se afastando cada vez menos da água do rio e permanecendo o menor tempo possível em terra-firme à procura do melhor local para a postura. Este comportamento pode comprometer o sucesso de eclosão, pois deixa as ninhadas espacialmente vulneráveis a elevações repentinas da cota do rio Tapajós, provocando perdas de ninhadas por alagamento durante esses eventos hidrológicos conhecidos na Amazônia como *repiquete*, o que pode ocasionar redução no recrutamento de animais a cada temporada reprodutiva quando tal fenômeno ocorre.

Com relação à ecotoxicologia do mercúrio total em *P. expansa* a diferença das concentrações de mercúrio nos segmentos da praia não se restringiu somente aos níveis dos

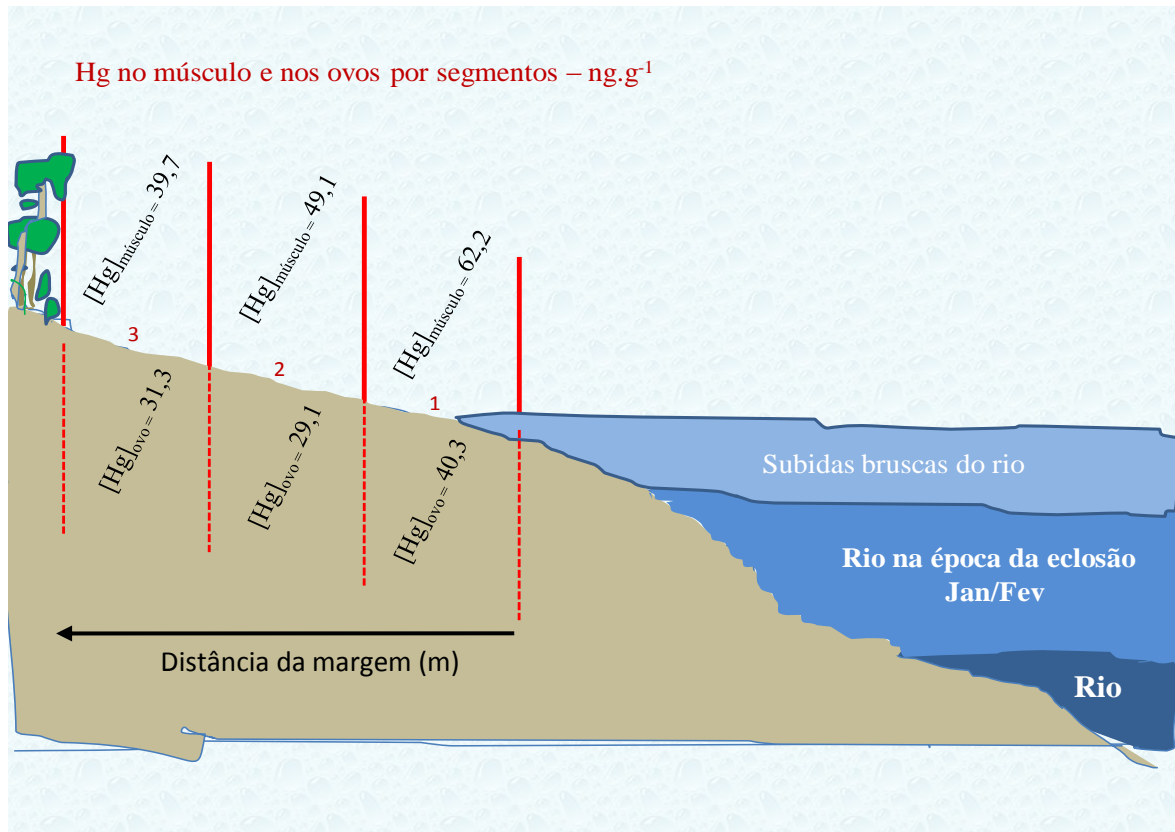
músculos das fêmeas. Diferenças significativas se estenderam também aos ovos depositados por elas espacialmente nos segmentos, e nestes a diferença se manteve tanto para a gema quanto para a clara dos mesmos ( $F_{4, 190}=6,3040$ ,  $p=,00009$ ). O segmento 1 com concentração de  $40,34 \text{ ng.g}^{-1}$ , significativamente mais alta que os segmentos 2 ( $29,11 \text{ ng.g}^{-1}$ ) e 3 ( $31,32 \text{ ng.g}^{-1}$ ) (figura 18). Este dado reforça a evidência de que as tartarugas que nidificam mais próximo do álveo do rio estão mais contaminadas com mercúrio e que em função disto podem estar deixando suas ninhadas mais propensas a perdas por alagamento.



**Figura 18:** Resultados do teste a posteriori de Tukey demonstrando as concentrações de Hg total na gema e na clara dos ovos por segmento da praia de nidificação.

Lima (2007) destaca que a maior probabilidade de perdas por alagamento é nos ninhos que se encontram nos níveis mais baixos da praia e conseqüentemente mais próximos do álveo do rio. Ninhadas localizadas no segmento 1 estão mais propensas a perdas por inundação em consequência do repiquete em Monte Cristo, o que coincide com as mais elevadas concentrações de mercúrio no tecido muscular e nos componentes orgânicos dos ovos (figura 19).





**Figura 19:** Desenho esquemático com a divisão dos segmentos na praia de postura e a concentração de mercúrio no músculo e nos componentes orgânicos dos ovos.

Alguns estudos têm relatado o efeito do pulso de inundação dos rios amazônicos no alagamento de ninhadas de quelônios que ficaram vulneráveis a inundação (LIMA, 2007). O fenômeno hidrológico conhecido como repiquete caracteriza-se por interrupção brusca da vazante dos rios e aumento da cota. Esse fenômeno pode desencadear repercussões ecológicas significativas, inviabilizando a eclosão de ninhadas inteiras ou parciais e contribuindo com a diminuição dos nascimentos, aumentando o perigo de extinção das espécies. Até o presente nenhuma menção científica considerou a importância da contaminação por mercúrio como um fator estressante que contribui com este comportamento atípico dos animais (BIANCHI, 2009).

Os resultados do presente estudo alertam que para além dos inúmeros fatores antrópicos (colonização, desmatamento das várzeas, aumento do fluxo de embarcações motorizadas e ruídos) que vinham sendo considerados como desencadeadores de estresse nos quelônios da Amazônia e resultando cada vez mais em posturas mais próximas às margens, sugere-se aqui que a contaminação dos quelônios por mercúrio quiçá não seja um dos principais fatores que contribuem nesta trama do comportamento reprodutivo dos quelônios nos rios contaminados por mercúrio na Amazônia.

## 4. CONCLUSÃO

Considerando os tecidos corporais analisados para mercúrio total em fêmeas adultas de *Podocnemis expansa*, o gradiente de concentração por tecido/matriz corporal em ordem decrescente de concentração foi: unha, carapaça e músculo. O último reflete contaminação mais recente e os dois primeiros refletem contaminação mais antiga e estão relacionadas ao histórico de elevada poluição mercurial do rio Tapajós em décadas passadas.

As concentrações de mercúrio em casca, clara e gema de ovos e em carapaça de filhotes recém-nascidos de *P. expansa* não diferiram significativamente entre si. A concentração na clara correlacionou-se positivamente com a profundidade, onde ovos oriundos de ninhadas mais profundas apresentaram maiores concentrações na clara. As concentrações nos tecidos de animais adultos não se correlacionaram com as características morfométricas e ambientais das ninhadas. Assim, não são as características ambientais do momento da oviposição que mais contribuem para a concentração de mercúrio em ovos e filhotes de tartarugas.

Os níveis de mercúrio total nos tecidos de fêmeas adultas de *P. expansa* não influenciaram o número total de ovos de cada oviposição. Todavia, o aumento das concentrações de Hg total na gema dos ovos de *P. expansa* pode discretamente contribuir para produção de ovos mais leves e de menor diâmetro.

Os níveis de mercúrio em matrizes de *P. expansa* não se correlacionaram com o peso corporal e o comprimento da carapaça. A baixa concentração de Hg no tecido muscular, onde predomina o mercúrio orgânico, significa que, atualmente, tende a haver um equilíbrio entre a assimilação e a eliminação deste elemento em tartarugas da bacia do Tapajós. Estatisticamente, as concentrações de mercúrio total dos ovos e músculo de *P. expansa* são semelhantes. Assim, sugere-se que os ovos podem ser bons indicadores da concentração de Hg total em tecido muscular de tartarugas adultas. Deste modo, evita-se o estresse dos animais adultos com capturas para coleta de tecidos.

A correlação negativa da distância do local de oviposição de *P. expansa* em relação à margem do álveo do rio com as concentrações de mercúrio no tecido muscular das fêmeas adultas e nos componentes orgânicos dos ovos desta espécie, permite inferir que o estresse gerado por este contaminante neste quelônio pode estar contribuindo para que as tartarugas estejam se afastando cada vez menos da água do rio e permanecendo o menor tempo possível em terra-firme à procura do melhor local para a postura. Este comportamento pode

comprometer o sucesso de eclosão, pois deixa as ninhadas espacialmente vulneráveis a elevações imprevisíveis da cota do rio Tapajós, provocando perdas de ninhadas por alagamento durante esses eventos hidrológicos conhecidos na Amazônia como *repiquete*, o que pode ocasionar redução no recrutamento de animais a cada temporada reprodutiva quando tal fenômeno ocorre. Assim o presente trabalho contribui com esta informação inédita sobre os efeitos silenciosos da contaminação por mercúrio na biologia e ecologia das tartarugas dos rios contaminados por este elemento na Amazônia.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados e conclusão desencadeados com este estudo infere-se que investigações sobre bioacumulação de mercúrio em tartarugas do tabuleiro de Monte Cristo, constituem-se como temática imprescindível para o monitoramento ambiental da região, principalmente diante da eminência de implantação de projetos hidroelétricos na bacia do rio Tapajós. Esses projetos podem influenciar a dinâmica do mercúrio no ambiente aquático e conseqüentemente sua bioacumulação. Por isso, é importante um acompanhamento permanente acerca da bioacumulação de toxicantes em quelônios da bacia do Tapajós, bem como de outros rios da Amazônia.

Há necessidade de novas pesquisas ecotoxicológicas em filhotes de quelônios, principalmente em populações de água doce, para verificar se as concentrações de mercúrio na carapaça e a correlação com a concentração na gema dos ovos seguem o padrão encontrado neste estudo. Sugerimos também investigações relacionadas à influência do mercúrio na taxa de eclosão dos ovos, bem como a relação entre granulometria da areia das praias e concentração de mercúrio em ovos e filhotes de tartarugas.

Também deve-se pensar em pesquisas que incluam não só os quelônios mas também todo o sistema biótico que interage com estes animais. A questão do desmatamento e ocupação do solo nas comunidades ribeirinhas precisa ser objeto de pesquisas futuras na região. Essa questão está intimamente ligada ao aporte de mercúrio para o ambiente aquático, onde ocorre a metilação e a incorporação deste elemento na cadeia trófica. Uma vez bioacumulado e biomagnificado nos organismos aquáticos, o mercúrio pode chegar até a população humana que captura esses animais para seu consumo.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SAAD, A. R.; ALVARENGA M. C. Considerações acerca dos impactos ambientais decorrentes da implantação de reservatórios hidrelétricos com ênfase nos efeitos ocorrentes em aquíferos livres e suas conseqüências. São Paulo, **Geociências**, v. 29, n. 3, p. 355-367, 2010.

ALHO, C. J. R.; PÁDUA, L. F. M. Sincronia entre o regime de vazante do rio e o comportamento de nidificação da tartaruga da Amazônia *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). **Acta Amazônica**, v. 12, n. 2, p. 323-326, 1982.

ALMEIDA, C. G. **Fontes e disponibilidade de cálcio e fósforo para a tartaruga-da-Amazônia - *Podocnemis expansa* criada em cativeiro**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007. 107p.

ANAN, Y.; KUNITO, T.; WATANABE, I.; SAKAI, H.; TANABE, S. Trace element accumulation in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 20, n. 12, p. 2802–2814, 2001.

ANDRADE, P. C. M. (Org.). **Criação e manejo de quelônios no Amazonas: Projeto Diagnóstico da Criação de Animais Silvestres no Estado do Amazonas**. 2. ed. Manaus: IBAMA, ProVárzea, 2008. 528p.

ANDRADE, P. C. M.; DUARTE, J. A. M.; OLIVEIRA, P. H. G.; COSTA, P. M.; VICENTE, A.; BRELAZ, A.; ALMEIDA JÚNIOR, C. D.; RODRIGUES, W.; NASCIMENTO, J.; MEDEIROS, H. C.; NETO, L. M.; AZEVEDO, S. H.; PINTO, J. R. S. Áreas de reprodução de quelônios protegidas pelo RAN - Ibama/Amazonas e Ufam. In: ANDRADE, P. C. M. (Org.). **Criação e manejo de quelônios no Amazonas: Projeto Diagnóstico da Criação de Animais Silvestres no Estado do Amazonas**. 2. ed. Manaus: IBAMA, ProVárzea, 2008. cap. 3, p. 55 – 126.

ANNIE, B. **Déforestation et agriculture sur brûlis en amazonie brésilienne: les impacts de la première année de culture sur les sols de fermes familiales de la région du tapajós**. Dissertação (mestrado) - Université du Québec, Montréal, 2008. 139p.

AZEVEDO, F. A. **Toxicologia do Mercúrio**. São Carlos: RiMa, 2003. 292p.

BARBOSA, A. C; JARDIM, W. F.; DÓREA, J.G.; FORSBERG, B.; SOUZA, J. Hair mercury speciation as a function of gender, age and body mass index in inhabitants of the

Negro River basin, Amazon, Brazil. **Environmental Contamination Toxicology**, v. 40, p. 439-444, 2001.

BARROS, B. C. V. Contaminação por mercúrio em peixes na área de proteção ambiental do Igarapé Gelado - Paraupébas-PA. In: Seminário Impactos Sócio Ambientais na Amazônia, 1, 2009, Belém. **Palestras**.

BERGERON, C. M.; HUSAK, J. F.; UNRINE, J. M.; ROMANEK, C. S.; HOPKINS, W. A. Influence of feeding ecology on blood mercury concentrations in four species of turtles. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 26, n. 8, p. 1733–1741, 2007.

BIANCHI, D. **Estudo da bioacumulação de mercúrio (Hg) total em fêmeas de *Podocnemis expansa* (Podocnemididae: Testudines) no rio Tapajós, Pará – Brasil**. Monografia - TCC (Graduação em Biologia) - Universidade Federal do Pará, Santarém, 2009. 42p.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Quim. Nova**, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

BLANVILLAIN, G.; SCHWENTER, J. A.; DAY, R. D.; POINT, D.; CHRISTOPHER, S. J.; ROUMILLAT, W.; OWENS, D. W. Diamondback terrapins, *Malaclemys terrapin*, as a sentinel species for monitoring mercury pollution of estuarine systems in South Carolina and Georgia, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 26, n.7, p. 1441–1450, 2007.

BRASIL, Ministério dos Transportes. **Informações detalhadas sobre o rio Tapajós**. 2007. Disponível em: <<http://www2.transportes.gov.br/bit/hidrovias/Hidro-Info/griotapajos.htm>>. Acesso em: 28 jan. 2011.

BRASIL, Ministério da Saúde. Resolução n.18/75 da Comissão Nacional de Normas e Padrões Para Alimentos. **Diário Oficial da União, 9 de dezembro de 1975**. Disponível em: <<http://portal2.saude.gov.br/saudelegis>>. Acesso em: 04 jan. 2011.

BURGER, J. Trace element levels in pine snake hatchlings: tissue and temporal differences. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 22, p. 209–213, 1992.

CAMPEAU, G. C.; BARTHA, R. Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediments. **Applied Environmental Microbiology**, v. 50, p. 498-502, 1985.

CANEIRO, J. **Chegada a Monte Cristo**. 2010. Disponível em: <<http://www.jesocarneiro.com.br/oeste-do-para/chegada-a-monte-cristo.html>>. Acesso em: 04 jan. 2011.

CASTRO, P. T. A.; FERREIRA JÚNIOR, P. D. Caracterização ecogeomorfológica das áreas de desova de quelônios de água doce (gênero *Podocnemis*) no entorno da Ilha do Bananal, rio Araguaia. **Geografias**, v.4, n. 1, p. 15-22, 2008.

CAVALCANTI, C. **Desenvolvimento e natureza**. São Paulo: Cortez, 1995. 425p.

CLARKSON, T. W. Mercury: Major Issues in Environmental Health. **Environmental Health Perspectives**, v. 100, p. 31-38, 1992.

COELHO-SOUZA, S. A.; MIRANDA, M. R.; GUIMARÃES, J. R. D. Importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na bacia do rio Tapajós (PA). **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 252-263, 2007.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. Nova**, v. 31, n. 7, p.1820-1830, 2008.

DAY, R. D.; KELLER, J. M.; HARMS, C. A.; SEGARS, A. L.; CLUSE, W. M.; GODFREY, M. H.; LEE, A. M.; PEDEN-ADAMS, M.; THORVALSON, K.; DODD, M.; NORTON, T. Comparison of mercury burdens in chronically debilitated and healthy loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). **Journal of Wildlife Diseases**, v. 46, n. 1, p. 111–117, 2010.

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

FACHIN-TERÁN, A.; VOGT, R. C. Estrutura populacional e razão sexual de *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) no rio Guaporé (RO), norte do Brasil. **Phyllomedusa**, v. 3, n. 1, p. 29-42, 2004.

FACHIN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNAROSN, J. B. Estrutura populacional, razão sexual e abundância de *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Podocnemididae) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 1, p. 43-63, 2003.

FADINI, P. S.; JARDIM, W. F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring Hg? **Science of the Total Environment**, v.275, p. 71-82, 2001.

FANTIN, C. **Desenvolvimento de marcadores moleculares de microssatélites para o estudo do sistema reprodutivo em três espécies de tartarugas do gênero *Podocnemis***. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2008. 98p.

FARIAS, L. A. **Avaliação do conteúdo de mercúrio, metilmercúrio e outros elementos de interesse em peixes e em amostras de cabelos e dietas de pré-escolares da região Amazônica**. Tese (Doutorado em Ciências/Tecnologia Nuclear) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. 226p.

FERREIRA JÚNIOR, P. D. **Influência dos processos sedimentológicos e geomorfológicos na escolha das áreas de nidificação de *Podocnemis expansa* (tartaruga-da-Amazônia) e *Podocnemis unifilis* (tracajá), na bacia do rio Araguaia**. Tese (Doutorado) – Fundação Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2003. 296p.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. T. A. Geological control of *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* Nesting Areas in Rio Javaés, Bananal Island, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 3, p. 445–468, 2003.

FERREIRA JÚNIOR, P. D. Aspectos ecológicos da determinação sexual em tartarugas. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 139–154, 2009a.

FERREIRA JÚNIOR, P. D. Efeitos de fatores ambientais na reprodução de tartarugas. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 319-334, 2009b.

FEARNSIDE, P. M. s/d. **Exploração mineral na Amazônia brasileira: O custo ambiental**. In: A. L. Val & G.M. dos Santos (eds.) Grupo de Estudos Estratégicos Amazônicos (GEEA) Tomo 3, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas. (aceito), 2010.

FREEDBERG, S.; LEE, C.; PAPPAS, M. Agricultural practices alter sex ratios in a reptile with environmental sex determination. **Biological Conservation**, v. 144, p. 1159–1166, 2011.

FU, J.; WANG, Y.; ZHOU, Q.; JIANG, G. Trophic transfer of mercury and methylmercury in an aquatic ecosystem impacted by municipal sewage effluents in Beijing, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 8, p. 1189–1194, 2010.



GARCIA, M. C. M. **Fatores ambientais relacionados à nidificação de *Podocnemis expansa*, no rio Javaés, entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins.** Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) - Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2006. 66p.

GARDNER, S. C.; FITZGERALD, S. L.; VARGAS, B. A.; RODRÍGUEZ, L. M. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. **BioMetals**, v. 19, p. 91–99, 2006.

GODLEY, B.J., THOMPSON, D.R., FURNESS, R.W. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea? **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 6, p. 497–502, 1999.

GOLET, W. J.; HAINES, T. A. Snapping turtles (*Chelydra serpentina*) as monitors for mercury contamination of aquatic environments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 71, p. 211-220, 2001.

GUIMARÃES, J. R. D.; ROULET, M.; LUCOTTE, M.; MERGLER, D. Hg methylation along a lake-forest transect in the Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. **Science of the Total Environment**, v. 261, n. 1-3, p. 91-98, 2000.

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

HAHN, A. T. **Análise da dieta de *Trachemys dorbigni* (Duméril & Bibron, 1835) no Sul do Rio Grande do Sul, Brasil, (Testudines: Emydidae).** Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. 53p.

IBAMA-Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Projeto quelônios da Amazônia:** Atividades desenvolvidas no tabuleiro de Monte Cristo, rio Tapajós, nos limites de Aveiro e Itaituba (PA) e resultados obtidos nas fases de desova e eclosão da espécie *Podocnemis expansa*. Santarém, 2010. 85p.

IBAMA-Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Recursos pesqueiros do médio Amazonas.** Brasília, 1999. 319p.

IKONOMOPOULOU, M. P.; OLSZOWY, H.; LIMPUS, C.; FRANCIS, R.; WHITTIER, J. Trace element concentrations in nesting flatback turtles (*Natator depressus*) from Curtis Island, Queensland, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 71, p. 10-16, 2011.

JEREZ, S.; MOTAS, M.; CÁNOVAS, R. A.; TALAVERA, J.; ALMELA, R. M.; RÍO, A. B. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. **Chemosphere**, v. 78, p. 256–264, 2010.

JESUS, T. B.; CARVALHO, C. E. V. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). **Oecol. Bras.**, v. 12 n. 4, p. 680-693, 2008.

KAMPALATH, R.; GARDNER, S. C.; MÉNDEZ-RODRÍGUEZ, L. JAY, J. A. Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. **Baseline / Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1816-1823, 2006.

KAR, P.; MIRSA, M. Use of keratin fiber for separation of heavy metals from water. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v.79, p.1313–1319, 2004.

KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O. Mercúrio em peixes e fontes de contaminação. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 228-239, 2007.

KITAHARA, S. E.; OKADA, I. A.; SAKUMA, A. M.; ZENEBON, O.; JESUS, R. S.; TENUTA-FILHO, A. Mercúrio total em pescado de água-doce. **Ciência e Tecnologia de Alimento**, v. 20, n. 2, 2000.

KUCKLICK, J.; PUGH, R.; BECKER, P.; KELLER, J.; DAY, R.; YORDY, J.; MOORS, A.; CHRISTOPHER, S.; BRYAN, C.; SCHWACKE, L.; GOETZ, C.; WELLS, R.; BALMER, B.; HOHN, A.; ROWLES, T. Specimen Banking for Marine Animal Health Assessment. **Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry Environmental Specimen Bank**, by TERRAPUB, p. 15-23, 2010.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C. Mercury from gold mining in the Amazon environment – an overview. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 155-160, 1992.

LAM, J.C.W.; TANABE, S. CHAN, S.K.F.; LAM, M.H.W.; MARTIN, M.; LAM, P.K.S. Levels of trace elements in Green turtle eggs collected from Hong Kong. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 790-801, 2006.

LEBEL, J.; ROULET, M.; MERGLER, D.; LUCOTTE, M; LARRIBE, F. Fish diet and mercury in a riparian Amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 31-44, 1997.

LEGAT, L. N. A.; BRITO, J. L. O mercúrio em cetáceos (mammalia, cetacea): uma revisão. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 1060-1074, 2010.

LIMA, J. P. **Aspectos da ecologia reprodutiva de *Podocnemis expansa*, *Podocnemis sextuberculata* e *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) na Reserva Biológica do Abufari, Amazonas, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007. 87p.

LOVETT, R. A. Ecology: As Salmon stage disappearing act, dams May too. **Science**, v. 284, n. 5414, p. 574-575, 1999.

MAGALHÃES, C.; SANTOS, J. L. C.; SALEM, J. I. Automação de coleções biológicas e informações sobre a biodiversidade da Amazônia. **Parcerias Estratégicas**, v. 12, p. 294-312, 2001.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; SOUZA, C. M. M., REUTHER, R. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River Basin, Brasil. **Ambio**, v. 19, n. 1, p. 11-15, 1990.

MALVÁSIO, A.; SOUZA, A. M.; MOLINA, F. B.; SAMPAIO, F. A. Comportamento e preferência alimentar em *Podocnemis expansa* (Schweigger), *Podocnemis unifilis* (Troschel) e *Podocnemis sextuberculata* (Cornalia) em cativeiro (Testudines, Pelomedusidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 161-168, 2003.

MAURO, J. B. N.; GUIMARÃES, J. R. D.; MELAMED, R. Agupapé agrava contaminação por mercúrio. **Ciência Hoje**, v. 25, n. 150, p. 68-71, 1999.

MERWE, J. P.; HODGE, M.; OLSZOWY, H. A.; WHITTIER, J. M.; LEE, S. Y. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 579–588, 2010.

MEYERS-SCHÖNE, L.; SHUGART, L.; BEAUCHAMP, J.; WALTON, B. Comparison of two freshwater turtle species as monitors of radio nuclide and chemical contamination: DNA damage and residue analysis. **Environmental Toxicological Chemistry**, v. 12, p. 1487-1496, 1993.

MICARONI, R. C. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. F. Compostos de Mercúrio: revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 487-495, 2000.

MIRANDA, R. G.; PEREIRA, S. F. P.; ALVES, D. T. V.; OLIVEIRA, G. R. F. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambi-Agua**, v. 4, n. 2, p. 75-92, 2009.

MOLINA, F. B. O comportamento reprodutivo de quelônios. **Biotemas**, v. 5, n. 2, p. 61-70, 1992.

MOURA, A. S. **Proteínas plasmáticas na estimativa da variabilidade genético-populacional da tartaruga da Amazônia (*Podocnemis expansa* Schweigger, 1812)**. Dissertação (Mestrado em Genética da Conservação e Biologia Evolutiva) - INPA, Manaus, 2009. 69p.

MOURA, L. R. **Aspectos morfológicos do fígado de tartaruga da Amazônia *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) (Testudines, Podocnemididae) e cágado-de-barbicha *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) (Testudines, Chelidae)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Veterinárias) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009. 59p.

MOSS, S.; KELLER, J. M.; RICHARDS, S.; WILSON, T. P. Concentrations of persistent organic pollutants in plasma from two species of turtle from the Tennessee River Gorge. **Chemosphere**, v. 76, p. 194–204, 2009.

MUKHERJI, P.; KESTER, D. R. Mercury distribution in the Gulf Stream. **Science**, v. 204, p. 64-66, 1979.

ORTEGA, F.; MALAFAIA, E.; ESCASO, F.; GARCÍA, A. P. ; DANTAS, P. Faunas de répteis do Jurássico Superior de Portugal. **Paleolusitana**, v. 1, p. 43-56, 2009.

OLIVEIRA, E. C.; JESUS, I. M.; BRABO, E. S.; FAYAL, K. F.; SÁ FILHO, G. C.; LIMA, M. O.; MIRANDA, A. M. M.; MASCARENHAS, A. S.; SÁ, L. L. C.; SILVA, A. P.; CÂMARA, V. M. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 171-185, 2003.

OLIVEIRA-JÚNIOR, A. A.; DIAS, M. T.; MARCON, J. L. Biochemical and hematological reference ranges for Amazon freshwater turtle, *Podocnemis expansa* (Reptilia: Pelomedusidae), with morphologic assessment of blood cells. **Elsevier**, v. 86, p. 146-151, 2009.

PELEJA, J. R. P. **Os fatores que influem no nível de mercúrio na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, 2002. 75p.

PERRAULT, J., WYNEKEN, J., THOMPSON, L. J., JOHNSON, C., MILLER, D., L. 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**, v. 62, p. 1671–1682, 2011.

PEZZUTI, J. C. B.; SILVA, D. F.; LIMA, J. P.; KEMENES, A.; GARCIA, M.; PARALUPPI, N. D.; MONJELÓ, L. A. S. Ecologia de quelônios pelomedusídeos na Reserva Biológica do Abufari. In: ANDRADE, P. C. M. (Org.). **Criação e manejo de quelônios no Amazonas: Projeto Diagnóstico da Criação de Animais Silvestres no Estado do Amazonas**. 2. ed. Manaus: IBAMA, ProVárzea, 2008. cap. 4, p. 127 – 173.

PICHET, P. et al. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte, M.; Schetagne, R.; Thérien, N.; Langlois, C.; Tremblay, A. (Eds). **Mercury in the biogeochemical cycle**. Berlin: Springer, p. 41-52, 1999.

PLENGE, F. O; URBINA, J. A. G.; LUQUE, J. L. F. Mercurio y salud en Madre de Dios, Perú. **Acta Médica Peruana**, v. 27, n.4, p. 310-314, 2010.

PÓVOA, I. C. F.; SILVA, N. S.; SILVA, M. R. A. A crise ambiental e a ecotoxicologia: uma ferramenta na conservação da diversidade biológica. **UniVap**, v.13, n.23, p. 65-72, 2006.

REBELO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B.; LUGLI, L.; MOREIRA, G. Pesca artesanal de quelônios no Parque Nacional do Jaú (AM). **Museu Paraense Emílio Goeldi**, Ciências Humanas, Belém, v. 1, n. 1, p. 111-127, 2005.

REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B. Percepções sobre o consumo de quelônios na Amazônia: considerações para o manejo atual. **Ambiente e Sociedade**, Ano III, n. 6/7, p. 85-104, 2000.

ROCHA, D. F. N. B. **Biologia termal das tartarugas *Trachemys dorbigni* (Duméril & Bibron, 1835) e *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1839) dos lagos de Porto Alegre, RS, Brasil (Testudines, Emydidae)**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. 68p.

RODRIGUES, M. J. J.; MOURA, L. S. S. Análise bromatológica da carne de tartaruga-da-Amazônia, *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) em habitat natural: subsídios para otimizar a criação racional. **Amazônia: Ciência e Desenvolvimento**, v. 2, n. 4, p. 7-16, 2007.

RODRIGUES, W. C. **Estatística ambiental**. Universidade Severino Sombra, Vassouras, RJ, 2006. 54p.

ROE, J. H.; SILL, N. S.; COLUMBIA, M. R.; PALADINO, F. V. Trace Metals in Eggs and Hatchlings of Pacific Leatherback Turtles (*Dermochelys coriacea*) Nesting at Playa Grande, Costa Rica. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 10, n. 1, p. 3-9, 2011.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEUALT, I.; TRAN, S.; GOCH, Y. G. D.; FARELA, N.; DO VALE, R. S.; PASSOS, C. J. D.; DA SILVA, E. D.; MERGLER, D.; AMORIM, M. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. **The Science of the total environment**, v. 213, p. 203-211, 1998a.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, A.; TRAN, S.; RHEUALT, I.; FARELLA, N.; DA SILVA, E. D.; DEZENCOURT, J.; PASSOS, C. J. S.; SOARES, G. S. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. **The Science of the total environment**, v. 223, p. 1-24, 1998b.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; FARELLA, N.; SERIQUE, G.; COELHO, H.; PASSOS, C. J. P.; DA SILVA, E. D.; DE ANDRADE, P. S.; MERGLER, D.; GUIMARÃES, J. R. D.; AMORIM, M. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 112, p. 297-313, 1999.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; RHEAL, I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **The Science of the total environment**, v. 261, p. 43-59, 2000.

RUEDA-ALMONACID, J. V.; CARR, J. L.; MITTERMEIER, R. A.; RODRIGUES-MAHECHA, J. V.; MAST, R. B.; VOGT, R. C.; RHODIN, A. G. J.; OSSA-VELASQUEZ, J. de la; RUEDA, J. N.; MITTERMEIER, C. G. **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del Trópico**. Bogotá, Conservación Internacional, 2007. 538p.

RUSSELL, R.W.; GOBAS, F.A.P.C.; HAFFNER, G.D. Maternal transfer and in ovo exposure of organochlorines in oviparous organisms: a model and field verification. **Environmental Science and Technology**, v. 33, p. 416-420, 1999.

SÁ, A. L.; HERCULANO, A. M.; PINHEIRO, M. C.; SILVEIRA, L. C. L.; NASCIMENTO, J. L. M.; CRESPO-LÓPEZ, M. E. Exposição humana ao mercúrio na região Oeste do estado do Pará. **Revista Paraense de Medicina**, v. 20, n. 1, p. 19-25, 2006.

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**, v. 40, n. 8, p. 701–709, 2000.

SAKAI, H., ICHIHASHI, H., SUGANUMA, G., TATSUKAWA, R. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n. 5, p. 347–353, 1995.

SALERA-Jr., G., PORTELINHA, T. C. G.; MALVASIO, A. Predação de fêmeas adultas de *Podocnemis expansa* Schweigger (Testudines, Podocnemididae) por *Panthera onca* Linnaeus (Carnivora, Felidae), no Estado do Tocantins. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.387-391, 2009.

SANTOS, R. C. **Estrutura genética das populações de irapuca (*Podocnemis erythrocephala*, Podocnemididae) da Amazônia brasileira: implicações para a conservação.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - INPA/UFAM, Manaus, 2008. 64p.

SANTOS, E. C. O.; JESUS, I. M.; BRABO, E. S.; FAYAL, K. F.; SÁ FILHO, G. C.; LIMA, M. O.; MIRANDA, A. M. M.; MASCARENHAS, A. S.; SÁ, L. L. C.; SILVA, A. P.; CÂMARA, V. M. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 171-185, 2003.

SCHNEIDER, L. **Relação entre a bioacumulação de mercúrio em *Podocnemis erythrocephala* (Podocnemididae, Testudines) e fatores ambientais da bacia do rio Negro.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – INPA/UFAM, Manaus, 2007. 51p.

SCHNEIDER, L.; BELGER, L.; BURGER, J.; VOGT, R. C.; JEITNER, C.; PELEJA, J. R. P. Assessment of non-invasive techniques for monitoring mercury concentrations in species of Amazon turtles. **Toxicological & Environmental Chemistry**, p. 1-13, october 2010.

SHAFFER, H. B.; MEYLAN, P.; MCKNIGHT, M. L. Tests of turtle phylogeny: molecular, morphological, and paleontological approaches. **Systematic Biology**, v. 46, n. 2, p. 235-268, 1997.

SMITH, N. J. H. Quelônios aquáticos da Amazônia: um recurso ameaçado. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 1, p. 87-97, 1979.

SOUZA, F. L. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). **Phyllomedusa**, v. 3, n. 1, p. 15-27, 2004.

SOUZA, J. R.; BARBOSA, A. C. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química Nova na Escola**, n. 12, p. 3-7, 2000.

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**, v. 135, n. 1, p. 163–170, 2005.

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**, v. 60, n. 4, p. 546–552, 1998.

STORELLI, M.M.; MARCOTRIGIANO, G.O. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, p. 397–400, 2003.

SWENSON, J. J.; CARTER, C. E.; DOMEQ, J. C.; DELGADO, C. I. Gold Mining in the Peruvian Amazon: Global Prices, Deforestation, and Mercury Imports. **PLoS ONE**, v. 6, n. 4, p. 1-7, 2011.

VALENZUELA, N. Multiple paternity in side-neck turtles *Podocnemis expansa*: evidence from microsatellite DNA data. **Molecular Ecology**, v. 9, p. 99-105, 2000.

VALENZUELA, N. Constant, shift, and natural temperature effects on sex determination in *Podocnemis expansa* turtles. **Ecology**, v. 82, p. 3010–3024, 2001.

VERA, Y. M.; CARVALHO, R. J.; CASTILHOS, Z. C.; KURTZ, M. J. R. **Acumulação de mercúrio em tucunarés da Amazônia**. Série Gestão e Planejamento Ambiental, Rio de Janeiro: Ministério da Ciência e Tecnologia - Centro de Tecnologia Mineral, 2007. 58p.

VIEIRA, S. **Análise de variância (Anova)**. São Paulo: Atlas, 2006. 204p.

VOGT, R. C. Tartaruga fluvial gigante Sul-Americana (*Podocnemis expansa* Schweigger, 1812) (Pelomedusidae). In: Cintra, R. (coord.). **História natural, ecologia e conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia**. Manaus: EDUA/INPA/FAPEAM, 2004. (Série: Biblioteca Científica da Amazônia), p. 237-244.



VOGT, R. C. **Tortugas Amazônicas**. Lima, Peru: Gráfica Biblos, 2008. 104p.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & Vida**, v. 2, p. 46-53, 2001.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Mercury – environmental aspects**. Geneva, Environmental Health Criteria 86, 1989. 115p.

YALLOUZ, A.; CAMPOS, R. C.; LOUZADA, A. Níveis de mercúrio em atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, v. 21, n. 1, p. 1-4, 2001.

ZAMBRANO, B. Consideraciones generales sobre el mercurio, el timerosal, y su uso em vacunas pediátricas. *Rev. Méd. Urug.*, v.20, n.1, p. 4-11, 2004.

ZAVARIZ, C.; GLINA, D. M. R. Efeitos da exposição ocupacional ao Mercúrio em trabalhadores de uma indústria de lâmpadas elétricas localizada em Santo Amaro, São Paulo, Brasil. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 26, n. 5, p. 356-365, 1992.

ZAVARIZ, C.; GLINA, D. M. R. Avaliação clínico-neuro-psicológica de trabalhadores expostos a mercúrio metálico em indústria de lâmpadas elétricas. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, p. 117-129, 1993.

**APÊNDICE A –Dados morfométricos e concentração de Hg (ng.g<sup>-1</sup>) nos componentes dos ovos**

Identificação	Peso (g)	Diâmetro (cm)	Segmento	Hg casca	Hg gema	Hg clara
O1.1	38,5	4,1	2	31,1	15,3	11,7
O1.2	38	4,2	2	25,3	12,2	4,7
O1.3	38	4,2	2	8,6	12,5	27,2
O2.1	28	3,4	3	23,8	41,45	16,05
O2.2	26	3,5	3	22,7	36,6	18,3
O2.3	26,6	3,5	3	37,6	33	15,8
O3.1	30	3,5	2	24,8	21,65	9,45
O3.2	29	3,6	2	37,4	19	16,4
O3.3	32,3	3,7	2	49,5	13,9	31,6
O4.1	37,6	4	1	16,2	45,3	28,2
O4.2	37	4	1	15,3	23,75	22,45
O4.3	34,5	3,9	1	22,8	26	42,9
O5.1	38	4	3	25,8	16,1	16,3
O5.2	33,9	4	3	14,9	14,1	12,6
O5.3	34,9	4	3	17,45	12	26,15
O6.1	35,5	3,8	3	57,1	32,5	42,3
O6.2	38,3	3,7	3	47,8	26,2	29,2
O6.3	37,3	3,8	3	66,6	37,5	22,3
O7.1	34,6	3,7	3	78,75	32,65	21,6
O7.2	31,6	3,5	3	42,3	32,3	24,7
O7.3	35,5	3,8	3	47,2	31,1	19
O8.1	32	3,6	3	43,2	37,6	25,4
O8.2	33	3,7	3	35,9	36,9	24,6
O8.3	33	3,7	3	49,55	33,85	21,55
O9.1	32,4	4	3	33,2	18,3	22,4
O9.2	36,4	3,7	3	26,7	16,5	38,4
O9.3	33	3,8	3	34,4	19,2	15,7
O10.1	35	4	2	32,65	26,1	37,05
O10.2	28,6	3,6	2	57,8	18	22,6
O10.3	30,1	3,6	2	51,7	23,9	36,8
O11.1	33	3,7	2	31,9	49,5	64,2
O11.2	34	3,7	2	28,7	61,6	29,6
O11.3	34,3	3,7	2	27,4	28,7	46,5
O12.1	36,5	4	3	30,5	31,5	67,5

## Continuação Apêndice A:

Identificação	Peso (g)	Diâmetro (cm)	Segmento	Hg casca	Hg gema	Hg clara
O12.2	34,5	4	3	11,3	36,9	76,8
O12.3	38,3	4,1	3	12,9	27,5	38,1
O13.1	32,2	3,5	3	5,2	38,1	30,25
O13.2	31,8	3,6	3	5,2	31,5	32,5
O13.3	30	3,6	3	8,8	19,9	35,1
O14.1	32,9	3,6	2	44,6	28,1	43,2
O14.2	32,9	3,7	2	32,25	15,8	55,9
O14.3	34,8	3,8	2	43,5	16,1	25,1
O15.1	34	3,9	2	46,9	29,9	28,7
O15.2	35	4	2	29,5	50,4	32
O15.3	34,5	4	2	47	36,7	47,2
O16.1	27,5	3,6	2	16,7	32,1	11,8
O16.2	26,2	3,6	2	18,6	30	12,5
O16.3	27,7	3,6	2	18,8	17,6	18,5
O17.1	28,6	3,6	2	26,05	32,8	14,5
O17.2	31,3	3,7	2	25,9	38,9	15,9
O17.3	30	3,7	2	24	20,6	23,8
O18.1	38,5	4,1	3	27,6	15,8	22,1
O18.2	42	4,3	3	23,7	47,7	18,9
O18.3	39,7	4,2	3	30,6	58,8	15,1
O19.1	23,8	3,4	3	44	38,8	11,7
O19.2	25,2	3,4	3	17,4	35,3	24,5
O19.3	22	3,2	3	24,7	52,5	20,3
O20.1	32	3,9	3	28,6	32,7	20,8
O20.2	30	3,6	3	38,7	27,5	12,8
O20.3	30	3,6	3	17,5	36,3	12,5
O21.1	34	3,9	2	30,6	30,4	35,5
O21.2	38,8	4	2	17,1	32,4	19,7
O21.3	38	4,1	2	24,1	26,7	33,7
O22.1	28	3,4	3	45,2	27,2	25,4
O22.2	28	3,4	3	40,3	32,9	36
O22.3	33,5	3,6	3	37,4	28,6	11,9
O23.1	35,6	3,8	1	39,35	19,7	21,3
O23.2	35	4	1	24,6	45	13,5
O23.3	36,8	4	1	39,5	23,4	30,4
O24.1	34,1	3,7	1	26,7	20,3	28,5

## Continuação Apêndice A:

Identificação	Peso (g)	Diâmetro (cm)	Segmento	Hg casca	Hg gema	Hg clara
O24.2	31,5	3,7	1	29,2	18,6	39
O24.3	33,2	3,8	1	49,3	33,2	42,7
O25.1	32,3	3,9	1	46,3	26,9	47,8
O25.2	36	4	1	52,3	36	46,45
O25.3	36	3,9	1	42,3	30,4	52,8
O26.1	28	3,6	2	42,2	40,7	15
O26.2	28,3	3,6	2	22,3	46,5	18,7
O26.3	25,9	3,4	2	24,85	47,5	13,1
O32.1	26	3,3	1	26,4	58,6	30,2
O32.2	24	3,4	1	22,3	25,3	19,3
O32.3	24,1	3,4	1	31	61,8	30,7
O33.1	27,8	3,5	1	36	45,1	25,8
O33.2	31	3,6	1	20,8	48,2	25,7
O33.3	33,2	3,8	1	15,8	53,6	23,3
O34.1	25	3,3	1	25,5	49,3	29,3
O34.2	26	3,4	1	22,5	42,5	44,5
O34.3	26,5	3,4	1	28,4	62,6	64,1
O36.1	36	3,9	1	55,4	40,9	47,5
O36.2	34	4	1	66,8	33,15	47,9
O36.3	34,2	4	1	63,6	33,3	39,7
O37.1	29	3,5	2	58,8	21	44,4
O37.2	30	3,5	2	42,8	29,5	43,5
O37.3	32	3,7	2	52,7	34,7	54
O38.1	35,3	3,9	1	39,5	58,6	43
O38.2	35,5	3,8	1	35	49,8	56,2
O38.3	32,9	3,6	1	36,7	34,3	39,2
O40.1	26	3,5	1	69,4	65,9	75,2
O40.2	26	3,4	1	45,7	43,2	66,2
O40.3	27	3,4	1	46,8	55,4	70,8
Média	32,18	3,73		33,76	33,32	30,95
DP	4,28	0,24		14,84	12,96	15,89

**APÊNDICE B-** Dados morfométricos e concentração de Hg dos filhotes de *P. expansa*

Animal	Segmento	Mãe	Peso(G)	Comprimento Carapaça (mm)	Comprimento Plastrão (mm)	Largura Carapaça (mm)	Largura Plastrão (mm)	Hg carapaça (ng.g <sup>-1</sup> )
F1.1	1	PE23	26	52	44	50	21	87,5
F1.2	1	PE23	24,2	50	44	48	21	112,7
F2.1	1	Não identificada	26	50	45	47	22	101,6
F2.2	1		26,15	51	45	48	21	93,1
F3.1	1		26,4	52	46	47	21	71,9
F3.2	1		26,35	52	45	46	21	126,3
F4.1	1		21,65	48	41	44	20	78,3
F4.2	1		24	50	43	47	21	56,7
F5.1	1	PE37	23,65	49	41	45	20	66,85
F5.2	1	PE37	22,45	46	40	43	20	89,9
F6.1	1	Não identificada	24,9	47	41	43	20	51,5
F6.2	1		24,65	46	40	42	20	44,8
F7.1	1		24,6	46	40	43	20	66,3
F7.2	1		24,9	46	41	44	20	67,9
F8.1	1		25,5	51	44	48	21	114,9
F8.2	1		25,1	50	42	46	21	78,1
F9.1	1		25,5	50	44	47	21	72
F9.2	1		24,2	50	42	47	21	132
F10.1	1		24,2	49	42	46	20	93
F10.2	1		27,7	47	41	43	21	139,6
F11.1	1	PE40	22,8	46	41	44	20	165,2

Continuação Apêndice B:

Animal	Segmento	Mãe	Peso(G)	Comprimento Carapaça (mm)	Comprimento Plastrão (mm)	Largura Carapaça (mm)	Largura Plastrão (mm)	Hg carapaça (ng.g <sup>-1</sup> )
F11.2	1	PE40	23,25	46	40	43	19	105,4
F12.1	1	Não identificada	23,3	49	42	47	19	180,8
F12.2	1		23,7	49	42	47	20	122,3
F13.1	2		26,65	53	44	49	22	19,9
F13.2	2		26,6	52	44	49	22	56,2
F14.1	2		26,8	54	46	49	22	50,7
F14.2	2		26,2	52	44	49	21	49,9
F15.1	2		24,7	44	41	41	21	32,9
F15.2	2		25,25	45	44	42	21	92,3
F16.1	2	PE16	22,8	45	41	43	21	106,6
F16.2	2	PE16	23,1	46	41	43	20	22,9
F17.1	2	PE14	28,15	53	47	50	32	42,9
F17.2	2	PE14	30	55	47	52	22	31,3
F18.1	2	Não identificada	25,7	52	45	49	22	87,5
F18.2	2		29,3	53	46	50	22	54,3
F19.1	2		25,35	44	41	44	21	18,6
F19.2	2		25,7	45	41	45	22	23,4
F20.1	2		25,5	50	44	46	21	96,4
F20.2	2		25,1	49	42	45	21	79,2

## Continuação Apêndice B:

Animal	Segmento	Mãe	Peso(G)	Comprimento Carapaça (mm)	Comprimento Plastrão (mm)	Largura Carapaça (mm)	Largura Plastrão (mm)	Hg carapaça (ng.g <sup>-1</sup> )
F21.1	2	PE21	24,35	51	44	47	21	36,5
F21.2	2	PE21	24,1	50	43	47	21	33,3
F22.1	3	Não identificada	26,35	48	43	44	21	78,5
F22.2	3		26,2	47	43	42	21	108,4
F23.1	3		28	50	45	47	23	79,2
F23.2	3		28,15	50	45	47	22	90,1
F24.1	3		25,45	49	43	64	20	132
F24.2	3		26,65	51	46	48	21	111,1
F25.1	3		25,45	48	43	46	21	72,1
F25.2	3		23,75	47	42	44	20	117,4
F26.1	3		25,1	48	43	45	21	56,3
F26.2	3		25,75	47	43	46	22	37,4
F27.1	3		26,35	50	43	49	22	81,6
F27.2	3		24,85	48	43	45	21	92,7
F28.1	3		27,1	50	44	47	21	66,55
F28.2	3		25,35	48	42	41	21	50
F29.1	3		24,8	50	43	47	21	76,9
F29.2	3		23	46	41	44	20	70,2
F30.1	3		24,8	49	43	47	20	64,8
F30.2	3		24,7	49	42	46	20	58,8

Continuação Apêndice B:

Animal	Segmento	Mãe	Peso(G)	Comprimento Carapaça (mm)	Comprimento Plastrão (mm)	Largura Carapaça (mm)	Largura Plastrão (mm)	Hg carapaça (ng.g <sup>-1</sup> )
F31.1	3	PE7	22,8	47	46	47	19	78,1
F31.2	3	PE7	22,8	47	41	42	19	76,6
F32.1	3	PE18	23,9	46	40	43	20	51
F32.2	3	PE18	23,35	45	41	42	19	129,1
Média			25,174	48,83	42,91	46,06	20,95	78,63
D P			1,65	2,56	1,86	3,37	1,64	34,55