



Universidade Federal do Oeste do Pará
Pró-reitora de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação Tecnológica
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos

**ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM PORÍFEROS DO
HIDROSSISTEMA BAIXO TAPAJÓS, SANTARÉM – PARÁ, BRASIL**

FRANCISCO LUTIANO PAIVA EUFRÁZIO

Santarém, Pará

Junho de 2018

FRANCISCO LUTIANO PAIVA EUFRÁZIO

**ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM PORÍFEROS DO
SISTEMA FLUVIAL BAIXO TAPAJÓS, SANTARÉM – PARÁ, BRASIL**

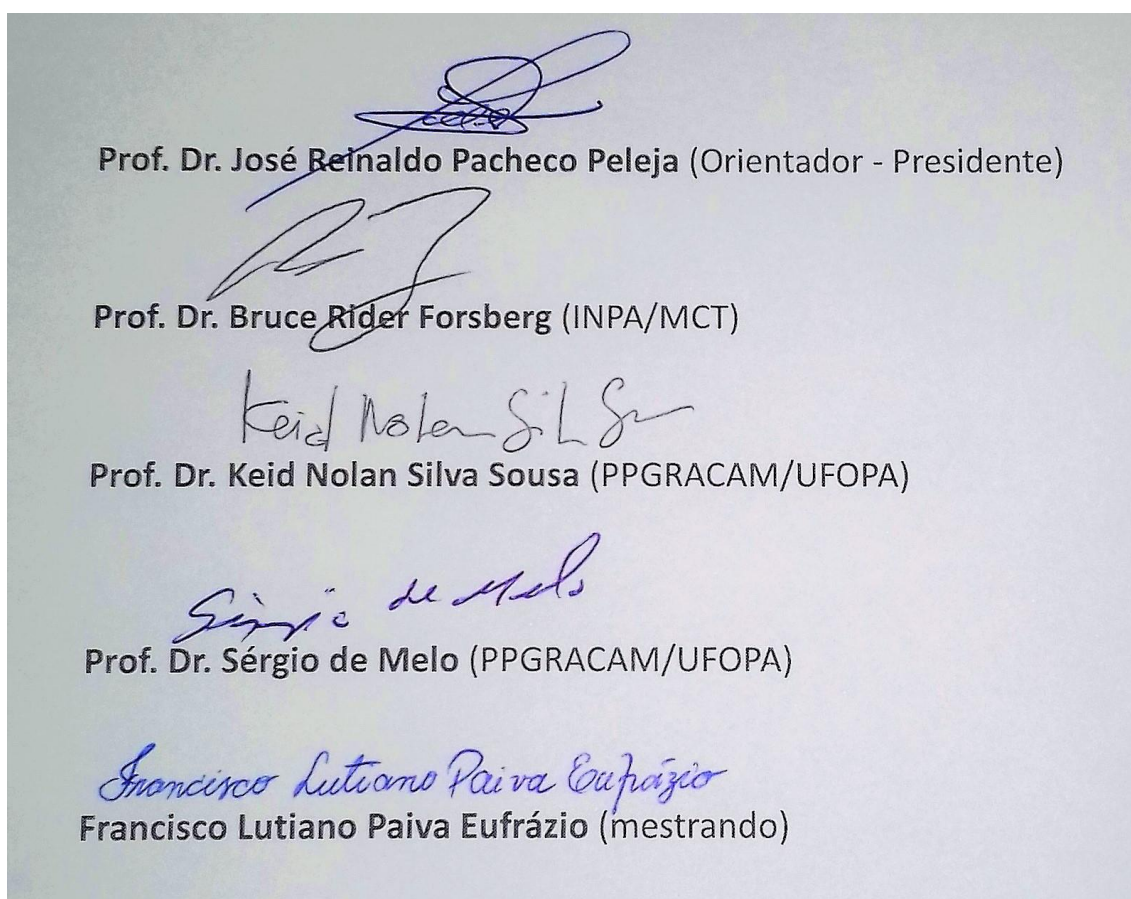
ORIENTADOR: PROF. DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do título de mestre
em Recursos Aquáticos Continentais
Amazônicos.

Santarém, Pará
Junho de 2018

ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM PORÍFEROS DO SISTEMA FLUVIAL BAIXO TAPAJÓS, SANTARÉM – PARÁ, BRASIL

Esta dissertação foi julgada adequada para a obtenção do título de **Mestre em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos** – área de concentração: **Ciência e Tecnologia das Águas Interiores Amazônicas**, de autoria de **Francisco Lutiano Paiva Eufrázio**. Aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, nível de mestrado, da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, em **08 de junho de 2018**.



Santarém, Pará

Junho de 2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

-
- E86 Eufrázio, Francisco Lutiano Paiva
 Ecotoxicologia do mercúrio total em poríferos do Hidrossistema Baixo Tapajós, Santarém - Pará, Brasil. / Francisco Lutiano Paiva Eufrázio. – Santarém, 2018.
 88 p.: il.
 Inclui bibliografias.
- Orientador: José Reinaldo Pacheco Peleja
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos.
1. Esponjas dulcícolas. 2. Toxicidade. 3. Santarém. I. Peleja, José Reinaldo Pacheco, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 553.454098115

Bibliotecário - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

Sinopse:

Estudou-se a ecotoxicologia do Mercúrio Total em poríferos do hidrossistema baixo Tapajós, avaliando-se a influência das regiões fluviolacustres, ambiente, dimensão espacial, tecidos corporais e parâmetros limnológicos da água.

Palavras-chave: Esponjas dulcícolas, toxicidade, Santarém.

*Àquele que tudo fez por mim,
Que viveu para me fazer crescer,
E o fez.
Que até seu último dia se orgulhou de mim,
Mas com quem não posso partilhar esta alegria.
Meu pai, Pedro Eufrázio de Oliveira,
In memoriam.*

Agradecimentos

A Deus pelo desafio e a capacidade de conquistá-lo.

Aos professores do PPG-RACAM (Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos), pela maestria no ensinar e pela oportunidade em compartilhar seus conhecimentos e experiências.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa.

A equipe do Laboratório de Biologia Ambiental pela acolhida e os ensinamentos.

A Mauricéia Lima pelo auxílio na identificação dos poríferos.

Ao meu orientador, professor Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja pela confiança, paciência, pela partilha de seu conhecimento e pela busca de novos conhecimentos outrora escondidos...
“Quando eu crescer espero ser como você”.

E a minha família por serem minha base e sustentação, pela compreensão e apoio.

Os poríferos

Lembraram-me de fatos que há muito havia esquecido,
Ou apenas recusara-me a lembrar.
Que há momentos em que não podemos nos mover, nem sair ou desviar,
mas apenas resistir, aceitar, assimilar...
Que às vezes não é possível alçar voo, nem se deleitar com as águas de outro rio,
nem escolher outro lugar para se estar,
mas apenas resistir, aceitar, assimilar...
Ensinaram-me que, embora algo seja dito simples, quando visto bem de perto, pode revelar um universo
complexo, quase indecifrável.
Que o homem... ah, este está tão longe de compreender a vida!
Mas em sua arrogância se vê como o dono de toda a verdade, como se já a tivéssemos visto em toda a sua
plenitude.
Mas os poríferos...
Mostraram-me que não podemos apenas lamentar, podemos mais... nos adaptar.
Que, mesmo que, seja-me imposto parar, posso encontrar meios de me libertar, e desbravar novos
ambientes, hábitos, lugares.
Que sou capaz de sair da estabilidade e do conformismo dos mares e posso me aventurar nas
instabilidades das águas continentais.
Que, ainda que me falte o necessário, o essencial, o indispensável e, que por mais que o frescor das águas
me seja negado e, a mim seja dado apenas aridez e secura, mesmo assim, posso e irei resistir...
Pois eu bem sei, que as águas voltarão mais uma vez e saciarão minha sede.
E aí, novamente, poderei crescer, não como antes... melhor, renovado, resiliente.
Esses animais! Tão simples e rejeitados!
Influenciaram-me, pois embora tão distantes filogeneticamente, somos mais semelhantes do que se
poderia imaginar.
Somos oriundos da mesma matéria, feitura das mesmas mãos,
e por isso seguimos, enfrentando as adversidades, sofrendo os intemperes, resistindo, caindo e
levantando, mas nunca como antes... diferentes, mais fortes.
Decidi não apenas resistir, aceitar, assimilar... mas ousar viver.

Lutiano Paiva.

RESUMO

Registrou-se pela primeira vez as concentrações de mercúrio total (HgT) em poríferos de água doce no Brasil. Foram analisadas as concentrações de HgT em poríferos do hidrossistema baixo Tapajós, a partir da foz, no sentido à montante, num trecho de 65 quilômetros, na margem direita do rio, relacionando-as com fatores espaciais, ambientais e limnológicos. As coletas ocorreram em 12 regiões fluviais e sete regiões lacustres no rio Tapajós, no município de Santarém-Pará, entre o período das águas altas e o início da vazante do ano de 2017. Este trabalho ampliou o número de espécies de poríferos dulcícolas para o rio Tapajós, de 16 para 20, com o incremento de quatro novos registros: *Drulia ctenosclera*, *Saturnospongilla carvalhoi*, *Tubella lanzamirandai* e *Metania reticulata*. A concentração média de HgT nos poríferos no trecho estudado do rio Tapajós foi de $40,8 \pm 3,9$ ng.g.⁻¹, sendo mais elevada nos indivíduos de ambiente lacustre ($40,6 \pm 23,4$ ng.g.⁻¹) do que naqueles de ambiente fluvial ($28,1 \pm 29,2$ ng.g.⁻¹). Independente do ambiente, as concentrações médias de HgT foram mais expressivas na região do Carapanarí ($89,9 \pm 29,8$ ng.g.⁻¹). Ao se analisar a massa corporal, o Tecido Reprodutivo apresentou as maiores concentrações de HgT ($56,4 \pm 11,1$ ng.g.⁻¹). Em *Drulia uruguayensis*, as concentrações de HgT no Tecido Vegetativo Interno foram diretamente proporcionais à distribuição vertical na coluna d'água, ou seja, o aumento da profundidade de colonização da espécie na coluna d'água explicou 43% da fonte de variação de HgT entre os exemplares ($r = 0,4271$, $p = 0,0038$), ao passo que, *Drulia brownii* apresentou correlação negativa com o pH ($r = -0,55$, $p = 0,042$), a Sílica ($r = -0,58$, $p = 0,028$) e o Potássio ($r = -0,76$, $p = 0,001$), no Tecido Reprodutivo, e com o Sódio ($r = -0,55$, $p = 0,033$) no Tecido Vegetativo Interno. *D. uruguayensis* e *D. brownii* foram as espécies com maior ocorrência (52,8%), sendo amostradas na maioria das regiões e ambientes. As variações nas concentrações de HgT nos níveis tróficos estão diretamente relacionadas ao hábito alimentar de cada organismo. No caso dos poríferos, as concentrações de HgT foram consideradas baixas quando comparadas às concentrações em outros organismos aquáticos, no entanto, dada sua sensibilidade e hábito alimentar filtrador podem refletir a situação pontual de cada ambiente, sendo propostos como biomonitores da poluição ambiental.

Palavras-chave: mercúrio, poríferos dulcícolas, rio Tapajós.

ABSTRACT

Concentrations of total mercury (HgT) in freshwater poriferous in Brazil were recorded for the first time. Concentrations of HgT were analyzed in poriferous of the Tapajós low hydrosystem from the mouth upstream in 65 kilometers stretch on the right bank of the river, relating them to spatial, environmental and limnological factors. The collections occurred in 12 river regions and seven lacustrine regions in the Tapajós river, in the municipality of Santarém-Pará, between the high water period and the beginning of the ebb of 2017. This work increased the number of freshwater poriferous species for the Tapajós river, from 16 to 20, with the increment of four new records: *Drulia ctenosclera*, *Saturnospongilla carvalhoi*, *Tubella lanzamirandai* and *Metania reticulata*. The mean concentration of HgT in the poriferous in the studied section of the Tapajós River was $40.8 \pm 3.9 \text{ ng.g}^{-1}$, being higher in the lacustrine environment ($40.6 \pm 23.4 \text{ ng.g}^{-1}$) than those in the fluvial environment ($28.1 \pm 29.2 \text{ ng.g}^{-1}$). Regardless of the environment, mean concentrations of HgT were more significant in the Carapanarí region ($70.0 \pm 24.1 \text{ ng.g}^{-1}$). When analyzing body mass, the Reproductive Tissue presented the highest concentrations of HgT ($56.4 \pm 11.1 \text{ ng.g}^{-1}$). In *Drulia uruguayensis*, the concentrations of HgT in the Inner Vegetative Tissue were directly proportional to the vertical distribution in the water column, that is, the increase of the colonization depth of the species in the water column explained 43% of the source of variation of HgT between ($r = 0.4271$, $p = 0.0038$), whereas *Drulia brownii* showed a negative correlation with pH ($r = -0.55$, $p = 0.042$), Silica ($r = -0.58$, $p = 0.028$) and Potassium ($r = -0.76$, $p = 0.001$) in the Reproductive Tissue and with Sodium ($r = -0.55$, $p = 0.033$) in the Internal Vegetative Tissue. *D. uruguayensis* and *D. brownii* were the species with the highest occurrence (52.8%), being sampled in most regions and environments. The variations in HgT concentrations in the trophic levels are directly related to the alimentary habit of each organism. In the case of poriferous, concentrations of HgT were considered low when compared to the concentrations in other aquatic organisms, however, due to their sessility and filtering habit, they may reflect the specific situation of each environment, being proposed as biomonitors of environmental pollution.

Key-words: mercury, freshwater poriferous, Tapajós river.

SUMÁRIO

Resumo.....	viii
Abstract.....	ix
Lista de Tabelas.....	xii
Lista de Figuras.....	xiii
1 Introdução.....	15
1.1 Esponjas - O Filo Porifera.....	15
1.2 Mercúrio como contaminante ambiental.....	17
1.3 Contaminação mercurial na Amazônia.....	19
1.4 O uso de Poríferos como sentinelas de contaminação por elementos-traço.....	22
2 Objetivos.....	24
2.1 Objetivo Geral.....	24
2.2 Objetivos Específicos.....	24
3 Material e Métodos.....	25
3.1 Área de estudo.....	25
3.2 Características fisiográficas das regiões de coleta.....	26
3.3 Métodos de campo.....	28
3.4 Métodos de laboratório.....	29
3.4.1 Separação das frações de tecidos corporais dos poríferos.....	29
3.4.2 Análise de HgT.....	30
3.4.2.1 Validação do método analítico do HgT.....	32
3.5 Análise dos Parâmetros Limnológicos.....	32
3.6 Identificação taxonômica das espécies de poríferos.....	32
3.7 Métodos estatísticos.....	35
4 Resultados e Discussão.....	36
4.1 Aspectos limnológicos da seção do rio Tapajós em estudo.....	36
4.1.1 pH	37
4.1.2 Temperatura.....	38
4.1.3 Oxigênio Dissolvido.....	38
4.1.4 Condutividade elétrica.....	39
4.1.5 Turbidez.....	39
4.1.6 Transparência ao Disco de Secchi.....	40
4.1.7 Profundidade.....	40
4.1.8 Sólidos Totais Dissolvidos - STD.....	41
4.1.9 Sílica.....	41
4.1.10 Sódio.....	42
4.1.11 Potássio.....	42
4.1.12 Ferro e Manganês.....	42
4.2 Táxons de Poríferos do trecho do rio Tapajós em estudo.....	44
4.3 Colonização vertical e horizontal dos poríferos no ambiente aquático.....	46
4.4 Concentrações de HgT por espécies de Porifera.....	48
4.5 Concentrações de HgT em Tecidos Vegetativos e Reprodutivo de poríferos.....	52
4.6 HgT em poríferos por região fluviolacustre.....	54

4.7 HgT em poríferos por Ambiente.....	56
4.8 Colonização vertical e horizontal dos poríferos no ambiente aquático <i>versus</i> acumulação de HgT.....	58
4.8 Parâmetros limnológicos e a acumulação de HgT nos poríferos.....	60
5 Conclusões.....	65
6 Referências Bibliográficas.....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Hidrossistema baixo Tapajós: descrição básica e localização geográfica das Regiões de coleta.....	24
Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos analisados em laboratório com discriminação do método analítico, segundo APHA <i>Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater</i> (APHA, 2005)	30
Tabela 3 - Parâmetros limnológicos (médias±desvio padrão) em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós ($n = 121$)	34
Tabela 4 – Espécies de poríferos, por Família, amostradas no Hidrossistema baixo Tapajós.....	42
Tabela 5 - Ocorrência de poríferos, por ambiente*, em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós.....	43
Tabela 6 – Distribuição vertical e horizontal de poríferos no Hidrossistema baixo Tapajós.....	45
Tabela 7 - Concentrações médias de HgT (ng.g^{-1}) registradas para diferentes organismos no Hidrossistema baixo Tapajós.....	48

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. Fonte: Wasserman e colaboradores (2001)	17
Figura 2 - Pontos de coleta (Rio e Lago). Hidrossistema baixo Tapajós. Fonte: Sistemas de Coordenadas Lat/Long Sirgas 2000. Autor: Paulo Brasil.....	24
Figura 3 - Equipe de coleta (A). Poríferos aderidos ao substrato (árvores) (B).....	27
Figura 4 - Frações de tecidos em um porífero dulcícola. TR (Tecido Reprodutivo), TVE (Tecido Vegetativo Externo) e TVI (Tecido Vegetativo Interno)	28
Figura 5 - Fórmula para a determinação do HgT em amostras biológicas.....	29
Figura 6 - Caixas de lâminas - espículas de poríferos do hidrossistema baixo Tapajós.....	32
Figura 7 – Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós: (A) pH e (B) Temperatura.....	36
Figura 8 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Oxigênio Dissolvido e (B) Condutividade Elétrica.....	37
Figura 9 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Turbidez e (B) Transparência ao Disco de Secchi.....	38
Figura 10 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Profundidade e (B) Sólidos Dissolvidos Totais.....	39
Figura 11 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Sílica e (B) Sódio.....	40
Figura 12 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Potássio (B) Ferro Total e Ferro Dissolvido.....	41
Figura 13 - (1) Porífero coletado no Juá (lago), aderido ao tronco de uma árvore. Nesta colônia foram identificadas duas espécies em epibiose: (2) <i>Drulia uruguayensis</i> (Bonetto e Ezcurra de Drago, 1969). Componentes espiculares: Megasclera Óxea α (A); Megasclera Óxea β (B); Microsclera Acantóxea (C) e Gemosclera Escuteliforme (D), além de (3) <i>Radiospongilla amazonensis</i> (Volkmer-Ribeiro e Maciel, 1983). Componentes espiculares: Megasclera Estrôngilo-Óxea (E) e Gemosclera Acantoestrôngilo (F).....	44
Figura 14 - Colonização Vertical de poríferos no Hidrossistema baixo Tapajós.....	45
Figura 15 - Colonização Horizontal de poríferos no Hidrossistema baixo Tapajós.....	46

Figura 16 - HgT em poríferos, por espécie, no Hidrossistema baixo Tapajós.....	47
Figura 17 - HgT nos tecidos corporais de poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós.....	51
Figura 18 - Concentrações médias de HgT por Região (trecho fluvial e lagos associados) no Hidrossistema baixo Tapajós.....	53
Figura 19 - Concentrações médias de HgT após agrupamento das amostras por pontos de coleta no canal do rio e em seus lagos associados, na margem direita do Hidrossistema baixo Tapajós.....	54
Figura 20 - Correlação entre as concentrações de HgT no Tecido Vegetativo Interno (TVI) com a profundidade de colonização vertical na coluna d'água de <i>Drulia uruguayensis</i>	57
Figura 21 - Correlação entre as concentrações de HgT no Tecido Reprodutivo de <i>Drulia brownii</i> com os valores de pH, Sílica e Potássio da água dos locais de coleta.....	59

1 INTRODUÇÃO

1.1 Esponjas - O Filo Porifera

O Filo Porifera compreende os organismos metazoários mais antigos existentes (Wang *et al.*, 2010), isto é, poríferos são os animais multicelulares mais simples, do ponto de vista de sua organização celular. São constituídos por dois folhetos germinativos e não possuem organização de simetria bilateral (Kükenthal *et al.*, 1986).

A estrutura corporal dos poríferos dulcícolas consiste da interação de dois componentes fundamentais, formando um esqueleto de sílica (espículas) e um esqueleto orgânico (colágeno). Todos os poríferos dulcícolas apresentam sistema esquelético composto de espículas siliciosas e colágeno (Cleveland e Hickman, 2013). Segundo Hooper e colaboradores (2002), o corpo de um porífero é um conjunto de células, embebidas em uma matriz gelatinosa extracelular, sustentadas por um esqueleto de espículas aculeiformes (em forma de acúleo ou aguilhão), além de espongina (fibra orgânica).

Quanto ao seu hábito de vida, poríferos são organismos sésseis que vivem aderidos a substratos rochosos, incrustando raízes de macrófitas, galhos ou troncos de árvores em regiões que sofrem inundações sazonais, como nas várzeas e igapós dos grandes rios amazônicos (Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000).

Poríferos são exclusivamente aquáticos, sésseis e filtradores (Topçu *et al.*, 2010). Estão presentes nos mais diversos ambientes aquáticos, como nos mares, em reservatórios, no fundo dos rios, em ambientes sujeitos a inundações sazonais (igapós e lagos de várzea) ou mesmo em cavernas (Muricy e Hajdu, 2006).

O sistema de filtração dos poríferos é extremamente eficiente. Já foi verificado que poríferos com cerca de 1 kg de massa corporal são capazes de bombear mais de 10.000 l de água por dia, retendo desde matéria orgânica coloidal até partículas de 50 µm (Goeij *et al.*, 2008; Weisz *et al.*, 2008).

Poríferos não possuem sistema circulatório, portanto a troca respiratória ocorre em todos os tecidos internos e externos do organismo expostos a água. A difusão dos gases e metabólitos se dá por difusão simples. Estes organismos também não possuem células nervosas, mesmo assim algumas espécies podem conduzir algum tipo de estímulo limitado. As excretas nitrogenadas (particularmente, amônia) saem do organismo junto com a corrente de água (Ruppert *et al.*, 2005). O processo de digestão em poríferos ocorre por fagocitose (Willenz, 1980; Cleveland e Hickman, 2013).

Dentre os componentes básicos que formam o corpo de um porífero destacam-se as espículas, classificadas em três tipos: megascleras, microscleras e gemoscleras. As megascleras são maiores e as microscleras menores, ambas são importantes na estruturação do corpo do animal. As gemoscleras são espículas que revestem as gêmulas e, destacam-se por fornecerem maiores subsídios para identificação a nível de espécie (Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000).

A reprodução pode ser, segundo Araújo e Bossolan (2006), de duas formas:

Sexuada, com indivíduos monóicos ou dioicos, onde os espermatozoides, quando maduros, saem pelo ósculo, juntamente com a corrente exalante de água, penetram em outro indivíduo pelos poros através de correntes inalantes e são captados pelos coanócitos que se modificam em células amebóides, transportando-o até o óvulo presente no mesoílo onde ocorre a fecundação, que é, portanto, interna. Do ovo surge uma larva ciliada, que abandona o corpo do porífero. Após breve período de vida-livre (não mais que dois dias) fixa-se a um substrato e dá origem a um novo indivíduo (Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000; Cleveland e Hickman, 2013);

Ou assexuada: por regeneração, quando parte do animal se fragmenta e os pedaços são facilmente regenerados formando novos indivíduos; por brotamento, quando ocorrem expansões laterais do corpo, denominadas brotos, que se desprendem e depois se fixam em um substrato; ou por gemulação, quando se formam estruturas reprodutoras chamadas gêmulas, constituídas por aglomerados de amebócitos e arqueócitos totipotentes envoltos por uma membrana rígida de gemoscleras e espongina.

As gêmulas são encontradas normalmente em poríferos que vivem em ambientes instáveis, como é o caso dos poríferos de águas continentais amazônicas, e em ambientes suscetíveis a estresses ambientais, tais como o pulso de inundação que influencia o nível das águas no decorrer do ano. Frente a instabilidades como estas, os poríferos desenvolveram uma resposta rápida, produzindo uma quantidade grande de gêmulas no período das águas altas e que resistem ao período das águas baixas até entrarem em contato novamente com a água no próximo período das águas altas. As gêmulas podem desempenhar dupla função, sendo utilizadas como estruturas de resistência (podendo crescer sobre o corpo do porífero-mãe) ou dispersão (sendo levadas pela água ou por outros animais, fixando-se em outro substrato e, dando origem a uma nova colônia) (Pronzato e Manconi, 1994).

Conforme Volkmer-Ribeiro (1999), Batista e colaboradores (2003) e Mostardeiro (2008), as principais famílias de poríferos dulcícolas que ocorrem no Brasil são:

Família Spongillidae GRAY (1867) – cujo esqueleto é formado principalmente por espongina. São indivíduos frágeis que se desintegram quando secos. Em ambientes instáveis

formam gêmulas que se depositam no sedimento, até que as condições sejam novamente ideais para o desenvolvimento de uma nova colônia. Habitam preferencialmente ambientes lênticos;

Família Potamolepidae BRIEN (1967) – composta por indivíduos de esqueleto duro e resistente, rico em sílica, e que habitam ambientes lóticos, como os fundos rochosos dos rios. Apresentam crescimento horizontal formando crostas;

Família Metaniidae VOLKMER-RIBEIRO (1986) – seus representantes possuem o esqueleto constituído por uma rede de feixes espessos de espículas, acarretando resistência às espécies, suas gêmulas ficam presas no esqueleto aguardando condições favoráveis de desenvolvimento. Ocupam ambientes estacionais, como as florestas temperadas, e as florestas úmidas equatoriais. São comumente encontradas na região amazônica.

O catálogo de poríferos brasileiros, produzido por Muricy e colaboradores (2011), reúne uma compilação de todas as espécies dulcícolas já reportadas para o Brasil até o ano de 2010. Neste catálogo, o Brasil apresenta 53 espécies válidas de poríferos dulcícolas. Mais recentemente, Martins (2016), em trabalho realizado no rio Xingu, ampliou esse número para 56 espécies válidas. Para o rio Tapajós há o registro de 16 espécies (Muricy *et al.*, 2011; Barros, 2013).

As palavras “cauxí”, “cauxi” e “cauí” são empregadas na região Amazônica para denominar os poríferos ou esponjas dulcícolas. Diferentes origens são atribuídas a estas palavras. Uma possibilidade seria corruptelas da palavra “açai”, queimar-se em tupi, ou “cai”, de origem guarani que significa queimadura (Matta, 1932). Outra origem seria a palavra “caucy”, formada pelas palavras do nheengatú, “cauy” que significa coceira e “cy” que significa mãe, portanto o caucy, ou cauxí, seria a “mãe da coceira” (Machado, 1947). Uma característica marcante dos poríferos dulcícolas é a capacidade que suas espículas possuem de causar irritação na pele e mucosas de banhistas ou da maioria das pessoas que entram em contato com o animal.

1.2 Mercúrio como contaminante ambiental

Os termos “metais pesados”, “metais tóxicos”, “metais traço”, “elementos-traço” e ainda “constituintes traço” têm sido utilizados como sinônimos na literatura, referindo-se a elementos (nem sempre metais) nos sistemas aquáticos, de alto potencial toxicológico e associados à poluição (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, ANZECC/ARMCANZ, 2000). Neste trabalho é utilizado o termo “elemento-traço”. Cádmio, mercúrio, chumbo e

bismuto destacam-se pelo aumento de suas concentrações em diversos ambientes, bem como o aumento na utilização destes em diversas atividades humanas (Hillert, 1997).

Os elementos-traço apresentam um papel fundamental para o funcionamento da vida no planeta, alguns desses elementos são considerados micronutrientes essenciais como zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cobalto (Co), ferro (Fe), alumínio (Al) e manganês (Mn), pois são essenciais às atividades metabólicas dos organismos, e se encontram no limite entre sua essencialidade e toxicidade. Outros como cádmio (Cd), mercúrio (Hg), cromo (Cr) e chumbo (Pb) não possuem uma função biológica conhecida e apresentam extrema toxicidade, tornando necessário o acompanhamento de ambientes aquáticos sensíveis a contaminação (Karadede-Akin e Unlu, 2007). Atenção especial é dispensada ao Hg, que possui alta mobilidade e afinidade com a matéria orgânica, além de grande capacidade de biomagnificação, sendo um dos metais mais nocivos à biota (Santos *et al.*, 2006).

O Hg é um poluente global com propriedades químicas e físicas complexas. As maiores fontes de Hg são o desgaste da crosta terrestre, os vulcões e a evaporação de corpos d'água naturais. Também advém da queima do carvão, da produção de metais não-ferrosos e de cloro, além da mineração (Gonçalves e Gonçalves, 2004). O uso do Hg é comum em processos industriais e na confecção de diversos produtos (p.ex. baterias, lâmpadas e termômetros); é largamente utilizado em amálgamas dentais e pela indústria farmacêutica (Castro, 2006).

O Hg é um elemento de aspecto inodoro, sendo o único metal conhecido que se apresenta no estado líquido em temperatura ambiente e a 0 °C (Azevedo, 2003). Dentre as diversas formas químicas existentes do Hg, destacam-se: o mercúrio elementar ou mercúrio metálico (Hg^0); o mercúrio iônico em suas duas formas oxidadas: íon mercurioso (Hg_2^{2+}) e íon mercúrico ou inorgânico (Hg^{2+}); e as formas metiladas: o metilmercúrio (CH_3Hg^+ ou simplesmente MeHg) e o dimetilmercúrio [$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$] (Miranda, M. *et al.*, 2007).

O ciclo biogeoquímico do Hg é muito complexo e envolve a interrelação entre os sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres. Existem dois ciclos que afetam o transporte e a distribuição do Hg: o global, que envolve a circulação atmosférica do Hg^0 proveniente de fontes da crosta terrestre para os corpos hídricos; e o local, que depende da metilação do Hg^{2+} proveniente principalmente de fontes antrópicas (Morel *et al.*, 1998).

Uma vez que o Hg entra no sistema aquático, uma série de fatores e processos contribui para sua metilação e bioacumulação na cadeia alimentar, como apresentado na Figura 1.

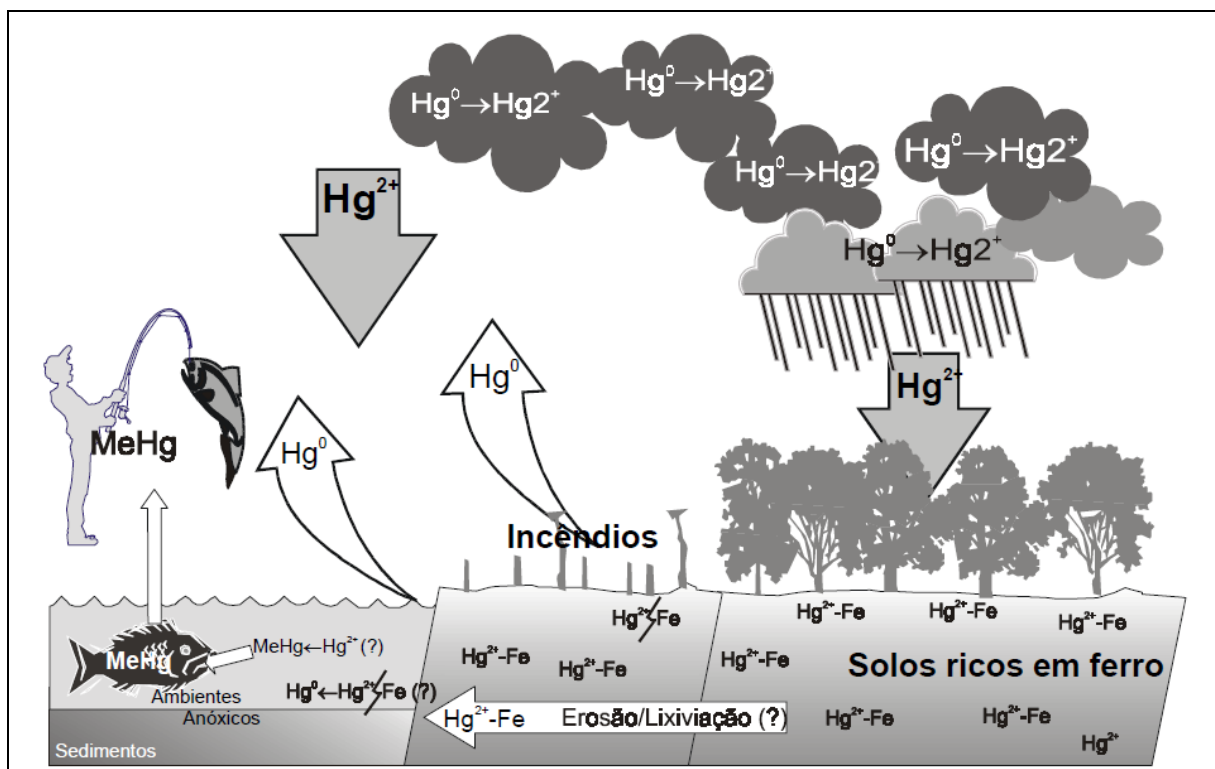


Figura 1 - Ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. Fonte: Wasserman e colaboradores (2001)

Por apresentar uma espécie química estável na atmosfera como sua forma volátil, o vapor de mercúrio (Hg^0) pode ser transportado em escala global, afetando áreas remotas naturais longe de fontes pontuais de contaminação (Lacerda e Malm, 2008). A fração liberada para a atmosfera, entretanto, é rapidamente oxidada ($Hg^0 \rightarrow Hg^{2+}$) e carregada pela precipitação para as bacias de drenagem dos rios. Nestas, devido às condições físico-químicas no sistema aquático (baixos valores de pH e condutividade elétrica da água), o Hg é monometilizado, tornando-se disponível (Esteves, 2011).

Fatores ambientais como pH, carbono orgânico dissolvido (COD), temperatura, condutividade elétrica, disponibilidade de oxigênio dissolvido, atividade biológica (Boischio e Barbosa, 1993; Kasper *et al.*, 2007), ecológicos (produtividade e posição trófica) e fisiológicos (graus de assimilação de Hg) podem influenciar na bioacumulação do Hg (Watras *et al.*, 1998).

A matéria orgânica pode interagir com o Hg de diversas formas, afetando o transporte, a especiação e a biodisponibilidade do Hg nos ambientes aquáticos (Ravichandran, 2004).

O MeHg desperta maior interesse do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que é uma neurotoxina com tendência a bioacumular e biomagnificar, sendo assim, transferida ao longo da teia trófica, tornando-se um risco à saúde humana (Morel *et al.*, 1998; Barkay *et al.*, 2003).

A principal via de contaminação por MeHg nos seres humanos é através do consumo de organismos aquáticos, principalmente peixe (Fadini e Jardim, 2001; Barbosa *et al.*, 2003).

Durante as últimas décadas do século XX, ocorreu um significativo aumento da mineração do ouro em muitos países em desenvolvimento. Não foi diferente no Brasil, uma vez que o Hg⁰ foi usado como insumo no processo de extração de ouro primário. No entanto, somente a partir de 1980 surgiram as discussões sobre a contaminação por Hg (Domingos, 2009; Hacon *et al.*, 2009), e a garimpagem foi indicada como uma das principais fontes de Hg para a atmosfera e os ecossistemas aquáticos (Lacerda, 1997; Faial *et al.*, 2005).

1.3 Contaminação Mercurial na Amazônia

Historicamente, os elevados níveis de Hg encontrados no ecossistema amazônico brasileiro foram atribuídos apenas à mineração de ouro (Niagru, 1992; Fadini e Jardim, 2001). Entretanto, em estudos realizados na bacia do rio Tapajós, Roulet e colaboradores (1998a, 1999) concluíram que o Hg proveniente do processo de garimpagem, por si só, não explicaria os altos níveis de Hg encontrados no solo, além disso, estimaram em apenas 3%, do total de Hg nos horizontes superficiais destes solos, a deposição de Hg proveniente das atividades garimpeiras.

Há a hipótese de que sedimentos e solos amazônicos teriam elevadas concentrações de Hg de origem natural, o que poderia explicar os altos níveis de Hg nos peixes e em humanos da região, ainda que em regiões muito distantes daquelas onde se pratica a mineração do ouro (Roulet e Lucotte, 1995; Roulet *et al.*, 1996; Roulet *et al.*, 1998a; Akagi e Naganuma, 2000; Wasserman *et al.*, 2003).

Roulet e colaboradores (1996) sugeriram que as altas concentrações de Hg no solo e na vegetação amazônica são o resultado do acúmulo da deposição lenta deste ao longo do tempo e não somente pelas entradas antropogênicas recentes.

Outra hipótese seria a de que o transporte atmosférico do Hg antropogênico poderia ser o responsável pelo aumento da contaminação na Bacia Amazônica (Hacon *et al.*, 1997). O desflorestamento da Amazônia para diferentes usos do solo que vem ocorrendo desde o início da década de 70, agravado a partir do século XXI, também é apontado como uma das causas da remobilização do Hg e a sua reemissão dos solos para a atmosfera, mantendo elevados níveis de Hg no ecossistema amazônico (Cordeiro *et al.*, 2002; Almeida *et al.*, 2005).

Também há autores que sugerem o favorecimento da mobilização do Hg na Amazônia a partir da formação de grandes lagos para geração de energia hidroelétrica, como observado em estudos realizados no lago de Tucuruí (Kehrig *et al.*, 2004; Malm *et al.*, 2004; Palermo *et al.*, 2004), bem como a presença mais intensa de incêndios florestais, lançando assim, o Hg presente nos solos e na biomassa vegetal para a atmosfera, aumentando as concentrações do Hg em

ambientes menos sujeitos à queima (p.ex. igarapés). Pode-se fazer um paralelo com o atual processo de queima de florestas pelo homem intensificando assim o mecanismo de concentração de Hg nas áreas inundáveis (Sifeddine *et al.*, 2001).

Independentemente da fonte, o fato é que, a presença do Hg em diversos compartimentos dos ecossistemas aquáticos amazônicos constitui um problema cada vez mais preocupante (Sampaio, 2006). Segundo Esteves (2011), em ecossistemas aquáticos, alguns elementos sofrem transformações químicas que os tornam nocivos ao ambiente, como é o caso do Hg, que ao chegar aos corpos d'água como metal, pode interagir com sais ou compostos orgânicos e por atividade microbiológica ser transformado em MeHg, e através da teia trófica alcançar outros organismos no ambiente aquático.

Considerando que a contaminação do ambiente aquático tem sido uma crescente preocupação, e os organismos são capazes de integrar as variações das concentrações de poluentes ao longo do tempo através da bioacumulação e acompanhar o aumento causado pela biomagnificação, a determinação de elementos-traço em organismos deve fazer parte de programas de monitoramento e avaliação dos ambientes aquáticos (Marcovecchio, 2004).

No que diz respeito aos estudos com o Hg, há para a região amazônica diversos trabalhos, indo desde a análise da atividade garimpeira (Lima, 2005; Siqueira e Aprile, 2012), a análise do ciclo biogeoquímico (Hacon *et al.*, 2009), até a quantificação das concentrações no solo (Roulet e Lucotte, 1995; Roulet *et al.*, 1996), em peixes (Pimentel, 2011; Kasper *et al.*, 2012) e em humanos (Pinheiro, M. *et al.*, 2000).

A despeito dos diversos trabalhos que tratam da avaliação da bioacumulação e biomagnificação do HgT nos rios amazônicos, o ciclo biogeoquímico do Hg ainda não é completamente entendido devido a sua complexidade, a apresentação de suas diferentes formas e a disposição e interação destes no meio ambiente (Hacon *et al.*, 2009), portanto, faz-se necessário o entendimento das relações e influências do HgT com os compartimentos e organismos presentes em cada ecossistema, visando compor um panorama mais amplo da dinâmica do Hg.

1.4 O uso de Poríferos como sentinelas de contaminação por elementos-traço

A América do Sul abriga uma das maiores diversidades mundiais de poríferos dulcícolas, com destaque para as bacias dos rios Amazonas, Paraná e Uruguai, principalmente nos seus cursos médio e inferior. (Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000). O Brasil é o país que apresenta a maior diversidade de espécies conhecidas até o momento, sendo que, para as espécies dulcícolas, no país ocorre cerca de 1/5 de toda a diversidade mundial.

Os registros brasileiros são provenientes em sua maioria da região Amazônica. Contudo, apesar de apresentar o maior número de inventários realizados, a Bacia Amazônica possui a menor riqueza em número de espécies por área de drenagem, sendo uma espécie para cada 200.000 Km² (Pinheiro, 2007).

Invertebrados sésseis, como os poríferos, são especialmente suscetíveis à poluição por elementos-traço devido ao seu hábito alimentar (filtração) e à sua motilidade reduzida, o que impede sua fuga de substâncias tóxicas liberadas no ambiente em que habitam (Perez *et al.*, 2005).

O acúmulo de metais nos poríferos pode ocorrer devido aos elementos dissolvidos na água que os circulam, ou às partículas suspensas, coletadas e absorvidas como alimento por estes animais (Roberts, 2008).

Poríferos são vulneráveis aos elementos-traço presentes na água (Ribes *et al.*, 1999), daí serem propostos como biomonitores (Patel *et al.*, 1985; Perez *et al.*, 2005; Mestre *et al.*, 2012), por terem uma elevada capacidade para acumulá-los (Patel *et al.*, 1985; Hansen *et al.*, 1995; Perez, 2001; Cebrian *et al.*, 2003; Perez *et al.*, 2005) e porque experimentam respostas morfológicas, biológicas, fisiológicas e bioquímicas quando submetidos a contaminação por metais (Schröder *et al.*, 2000; Agell *et al.*, 2001; Cebrian *et al.*, 2003, 2006).

Os poríferos são importantes componentes na cadeia alimentar de diversos peixes e invertebrados (Volkmer-Ribeiro, 1999). E, devido a sua sessibilidade e hábito alimentar foi proposto que estes animais fossem utilizados em programas de monitoramento das águas do mediterrâneo em estudos de longo prazo (Patel *et al.*, 1985; Hansen *et al.*, 1995). Apesar disto, estes animais têm sido pouco utilizados em pesquisas de campo ao longo do globo terrestre.

Em ambientes marinhos alguns pesquisadores têm utilizado diferentes espécies de poríferos como indicadores de poluição ambiental por elementos-traço (Patel *et al.*, 1985; Hansen *et al.*, 1995; Philp, 1999; Perez *et al.*, 2003, 2005; Berthet *et al.*, 2005; Cebrian e Uriz, 2007a). Os metais estudados tem sido Fe, Mn, Ni, Zn, Pb, Cd, As, Cr, Se, Co, Sr, I e Hg, sendo

que a quantidade acumulada encontrada varia de acordo com o metal e com a espécie estudada. Todavia, nos ambientes de água doce as pesquisas nessa vertente são escassas.

Richelle e colaboradores (1995), realizaram estudo sobre a acumulação de metais traço em poríferos de água doce, onde três espécies (*Ephydatia fluviatilis*, *Ephydatia muelleri* e *Spongilla lacustris*) foram implantadas em locais naturalmente poluídos. As análises após o período de um mês detectaram o acúmulo de metais (Ba, Cd, Cr, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn) nas espécies estudadas de acordo com o nível de poluição do local de implantação.

Cebrian e Uríz (2007b), avaliaram os efeitos de três elementos-traço (cobre, cádmio e mercúrio) em poríferos no Mar Mediterrâneo, nordeste da Espanha e, concluíram que dentre os três metais estudados, o Hg foi de longe o mais tóxico por alterar o citoesqueleto e a subsequente diminuição da motilidade celular dos organismos.

Para o rio Tapajós, na bacia Amazônica, há diversos estudos utilizando bioindicadores no monitoramento dos níveis de Hg no ecossistema aquático: peixes (Akagi *et al.*, 1995; Malm *et al.*, 1995; Sampaio, 2006), água (Roulet *et al.*, 1998a, 1999, 2000; Peleja, 2002) e plâncton (Roulet *et al.*, 2000; Peleja, 2002), por exemplo, mas nada relacionado aos poríferos.

Em contraste ao seu uso mundial como monitor de elementos traços em ambientes marinhos, nos ambientes de água doce os registros de estudos de poríferos como biomonitores de metais traços ainda são insipientes. A região do baixo rio Tapajós apresenta uma significativa abundância de poríferos bem distribuída geograficamente, além do mais, é uma área que tem recebido bastante atenção quanto aos estudos que versam sobre a contaminação por Hg, assim, a comprovação da acumulação deste nos poríferos possibilitaria o seu uso, a exemplo de outros locais no mundo, como biomonitores aquáticos deste contaminante.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar as concentrações de mercúrio total em poríferos do hidrossistema baixo Tapajós, relacionando-as com fatores espaciais, ambientais e limnológicos.

2.2 Objetivos Específicos

- i) Identificar espécies de poríferos do rio Tapajós que acumulam mercúrio a partir da foz até um trecho de 65 quilômetros à montante;
- ii) Avaliar possíveis variações espaciais das concentrações de mercúrio total entre os poríferos que ocorrem nos ambientes lótico (canal principal do rio Tapajós) e lêntico (lagos associados ao rio Tapajós);
- iii) Investigar possíveis diferenças na distribuição de mercúrio na massa corporal dos poríferos, considerando-se para tal, Tecido Vegetativo (Externo e Interno) e Tecido Reprodutivo (gêmulas);
- iv) Avaliar variações das concentrações de mercúrio total nos poríferos em relação aos gradientes de colonização horizontal (no sentido da antepraia ao centro do álveo fluvial) e vertical (profundidade) do ambiente (lótico ou lêntico);
- v) Avaliar a influência das variáveis limnológicas (pH, temperatura, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, Sólidos Dissolvidos Totais, transparência ao disco de Secchi, profundidade, Sílica, Sódio, Potássio, Ferro Total, Ferro Dissolvido e Manganês) sobre as concentrações de mercúrio total em poríferos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica amazônica é o mais extenso sistema fluvial e o de maior massa líquida do planeta, situada na zona intertropical e delimitada pelos maciços das Guianas, Brasil Central e a Cordilheira dos Andes, drenando uma área de aproximadamente 6,1 milhões de Km². Seus principais afluentes são os rios Amazonas, Solimões, Negro, Madeira, Xingu, Trombetas e Tapajós (Sioli, 1991). A bacia amazônica compreende várias formações ou sistemas fluviais (Volkmer-Ribeiro, 1981).

O rio Tapajós é um rio de águas claras, que drena o escudo central brasileiro em sua parte superior (Putzer, 1984; Sioloi, 1985) e o platô do Cretáceo na formação sedimentar da parte inferior de Alter-do-Chão. É formado a partir dos rios Juruena e Capitão Teles Pires e percorre uma extensão de 851 km (Brasil, 2007).

Neste trabalho foi estudado o sistema fluvial baixo Tapajós, no município de Santarém, Pará, pertencente a bacia amazônica, drenando uma área de 460.200 km² (Sioloi, 1985). O rio Tapajós é um dos principais cursos d'água do município de Santarém. É uma importante via fluvial de acesso aos municípios da região. Localizada na região Oeste do Pará, Santarém possui uma área de 22.886,761 Km², com uma população de 296.302 habitantes (IBGE, 2018). O clima da região é do tipo “Am 1” segundo a classificação de KÖPPEN, com volume de chuva anual em torno de 3.000 mm (Silva, 2009). A maior parte desta precipitação ocorre entre os meses de dezembro e maio (Sousa e Ambrizzi, 2003). A temperatura média anual é de 26 °C. O clima, por sua vez, é equatorial com uma estação seca marcada (Inemet, 1979 *apud* Salati e Marques, 1984).

Ao longo das margens do rio Tapajós formam-se quilômetros de praias de água doce, dentre as quais destaca-se Alter-do-Chão, conhecida como o “Caribe Brasileiro”, indicada como a melhor praia de água doce do mundo (The Guardian, 2009), fomentando o turismo na região de Santarém. Além da importância para a navegação e para o lazer, o rio Tapajós constitui-se em fonte de abastecimento de água e pescado para as populações ribeirinhas que habitam suas margens.

As coletas se deram em 13 regiões fluviolacustres na margem direita do rio Tapajós (Figura 2).

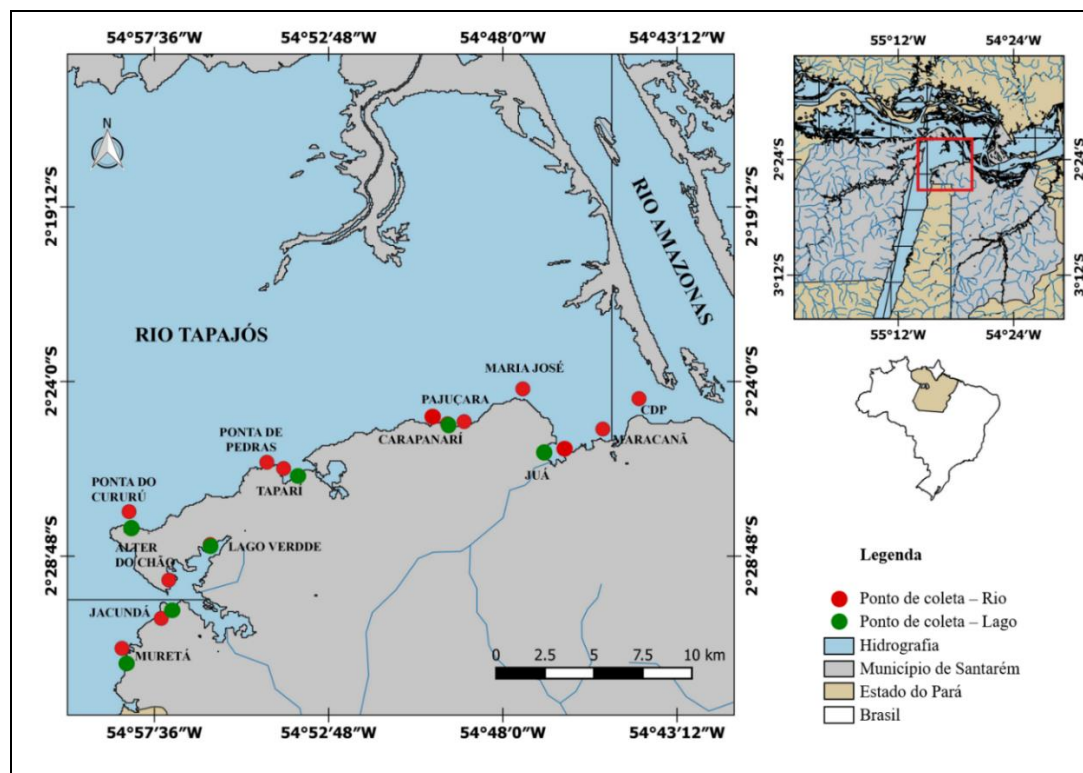


Figura 2 - Pontos de coleta (rio e lago). Hidrossistema baixo Tapajós. Fonte: Sistemas de Coordenadas Lat/Long Sirgas 2000. Autor: Paulo Brasil

3.2 Características fisiográficas das regiões de coleta

Na Tabela 1, cada uma das 13 regiões fluviolacustres é descrita, bem como suas coordenadas geográficas.

Tabela 1 – Hidrossistema baixo Tapajós: descrição básica e localização geográfica das Regiões de coleta (continua)

Código da Região	Região	Descrição da Região	Coordenadas geográficas
Região 1	CDP	Local altamente antropizado, na frente do município, com intenso fluxo de embarcações para carga e descarga de grãos. As coletas se deram em pilares de concreto (rio).	S02° 24.473 W054 44.249
Região 2	Maracanã	Área de praia, urbanizada, com presença de bares e comércios de alimentos. Muitas rochas, árvores e arbustos (alguns, quase que em sua totalidade colonizados por poríferos) (rio).	S02° 25.309 W054 45.246
Região 3	Juá	Área em processo de antropização e que conta com um lago que dependendo do período do ano se comunica com o rio. Presença de arbustos e muitas árvores – floresta inundada (rio e lago).	S02° 25.956 W054 46.852
Região 4	Maria José	Local de praia, preservada, com presença de alguns pescadores. Poucas árvores e arbustos (rio).	S02° 24.205 W054 47.449

Tabela 1 – Hidrossistema baixo Tapajós: descrição básica e localização geográfica das Regiões de coleta (conclusão)

Código da Região	Região	Descrição da Região	Coordenadas geográficas
Região 5	Pajuçara	Praia, relativamente urbanizada, com bares e comércios de alimentos para atender aos banhistas. Presença de diversos arbustos e algumas árvores (rio).	S02° 25.105 W054 49.066
Região 6	Carapanarí	Local urbanizado, com diversas construções na margem do rio, em sua maioria casas com muros de contenção e despejo de esgotamento sanitário direto no rio, além de embarcações de pequeno porte (lanchas). Há um lago que se comunica com o rio no período das águas altas, bem como a presença de árvores e arbustos (rio e lago) – floresta inundada.	S02° 25.164 W054 49.525
Região 7	Taparí	Área relativamente preservada. Presença de um lago que se comunica com o rio no período das águas altas, muitas árvores e arbustos (rio e lago) – floresta inundada.	S02° 26.393 W054 54.041
Região 8	Ponta de Pedras	Local de praia, muito frequentada por banhistas e bastante urbanizada, com diversos bares e comércio de alimentos. Como sugere o nome do lugar. Há a presença de muitas rochas, além de alguns arbustos e árvores de pequeno porte. Local que, visualmente, abriga um número muito grande de poríferos, quer nas rochas ou restos de vegetação na margem ou mesmo colonizando troncos e galhos de muitos arbustos (praticamente em sua totalidade) (rio).	S02° 26.222 W054 54.502
Região 9	Ponta do Cururú	Lugar preservado, sem a presença de urbanização e que também possui um lago que se comunica com o rio no período das águas altas. Muitas árvore e arbustos (rio e lago) – floresta inundada.	S02° 27.579 W054 58.299
Região 10	Alter-do-Chão	Praia que concentra a maior presença de banhistas, urbanizada e que recebe esgoto da Vila que leva o mesmo nome. Presença de diversas embarcações de pequeno a médio porte. Local que visualmente abriga pouquíssimos poríferos (rio).	S02° 29.458 W054 57.204
Região 11	Lago Verde	O maior local amostrado, relativamente preservado. Muitas árvores e arbustos na margem, além de rochas grandes em alguns trechos. Águas muito límpidas. Local extremamente difícil de se encontrar poríferos. Amostras encontradas em sua maioria em frestas e buracos nas rochas ou em folhas, todas rasteiras, diferente dos demais locais onde os poríferos apresentam-se em forma de cupinzeiro ou vespeiro (lago).	S02° 28.484 W054 56.065
Região 12	Jacundá	Lago altamente antropizado, com a presença de embarcações e banhistas, além de residências em seu entorno, apesar de ser muito arborizado (rio e lago).	S02° 30.512 W054 57.413
Região 13	Muretá	O local mais afastado, não urbanizado, preservado e com um lago que se comunica com o rio no período das águas altas. Presença de muitas árvores e arbustos. Ausência de instalações e acesso apenas via fluvial (rio e lago).	S02° 31.335 W054 58.494

Os lagos que foram considerados no presente estudo, no sentido do mais próximo ao centro urbano de Santarém ao mais distante, com suas respectivas áreas superficiais (AS), foram os seguintes: Juá (AS = 0,69 Km²), Carapanarí (AS = 0,10 Km²), Taparí (AS = 0,13 Km²), Ponta do Cururú (AS = 0,83 Km²), Lago Verde (AS = 5 Km²), Jacundá (AS = 0,12 Km²) e Muretá (AS = 0,11 Km²). A área média de superfície obtida a partir dos sete lagos foi de 1 Km².

Todos os sete lagos enquadram-se na classe geomorfológica tipo *dish-lakes* ou lagos de depressão (Sippel *et al.*, 1992; Melack e Forsberg, 2001). Porém variaram quanto ao formato, a maioria predominando a forma redondo-oval (Juá, Carapanarí, Taparí, Ponta do Cururú e Muretá); dendrítico-alongado (Lago Verde) e alongado (Jacundá) (Projeto Radam Brasil, 1976).

3.3 Métodos de campo

A coleta dos exemplares de poríferos se deu por meio de mergulho livre e exploratório, com o auxílio de um mergulhador profissional, devidamente paramentado e equipado (óculos de mergulho; luvas de borracha para proteção contra as espículas livres no ambiente aquático), pertencente ao Corpo de Bombeiros local (Figura 3A).

A coleta deu-se de forma manual. Exemplares aderidos a substratos menores foram coletados por inteiro; àqueles aderidos a substratos maiores (troncos, árvores, rochas ou concreto) foram removidos com o auxílio de faca de lâmina delgada, de tal maneira que se pudesse obter a maior parte possível do organismo. As técnicas de coleta seguiram metodologia proposta por Volkmer-Ribeiro (1985).

As coletas ocorreram nos meses de julho e agosto de 2017, entre o período das águas altas e o início da vazante. Todas as amostras coletadas estavam submersas (Figura 3B), uma vez que, o HgT sofre volatilização quando em contato com o ar e a radiação solar. Ainda em campo, as amostras foram lavadas com a própria água do local, para a retirada de possíveis sujidades e corpos estranhos, e então acondicionadas em sacos plásticos com fechamento hermético (tipo zíper), apenas com um pouco de água do local.

Todo o material foi etiquetado e transportado em caixa térmica sob refrigeração até o Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, *Campus Rondon*, Santarém, Pará, onde foram conservadas em freezer numa temperatura média de -10 °C (adaptado de Perez *et al.*, 2005), até o momento da análise.



Figura 3 - Equipe de coleta (A). Poríferos aderidos ao substrato (árvores) (B)

Em campo, foram aferidas as seguintes variáveis limnológicas: pH (pHTest Basic Waterproof-OAKTON[®]), temperatura e oxigênio dissolvido (Season Direct), condutividade elétrica (POLICONTROL[®]), SDT (condutivímetro WWR modelo 2052), a transparência ao disco de Secchi (disco de Secchi) e profundidade (trena métrica). Também foram coletadas amostras de água, em frascos de polipropileno com capacidade de 1 l em cada região fluviolacustre, para análise, em laboratório, das demais variáveis limnológicas (Sílica, Sódio, Potássio, Ferro Total, Ferro Dissolvido, Manganês e turbidez).

3.4 Métodos de laboratório

3.4.1 Separação das frações de tecidos corporais dos poríferos

Em laboratório foi procedida a separação das frações de Tecido Vegetativo Externo (TVE), Tecido Vegetativo Interno (TVI) e de Tecido Reprodutivo - gêmulas (TR) (Figura 4). A separação se deu, em bandejas plásticas, com o auxílio de pinça anatômica. Entre o tratamento de cada amostra, as bandejas, pinças e luvas foram higienizadas com água corrente e álcool etílico 96%. As frações de tecidos foram acondicionadas em tubos *eppendorf* devidamente identificados, guardados em sacos plásticos com fechamento hermético (tipo zíper) e depositadas

em freezer (-10 °C), juntamente com as amostras matrizes, até o momento das análises. Os tubos *ependorf* foram preparados em triplicatas, sendo um para análise de HgT, outro para preparação de lâminas e identificação das espécies e ainda, um terceiro como reserva para análises posteriores, se e quando necessárias.

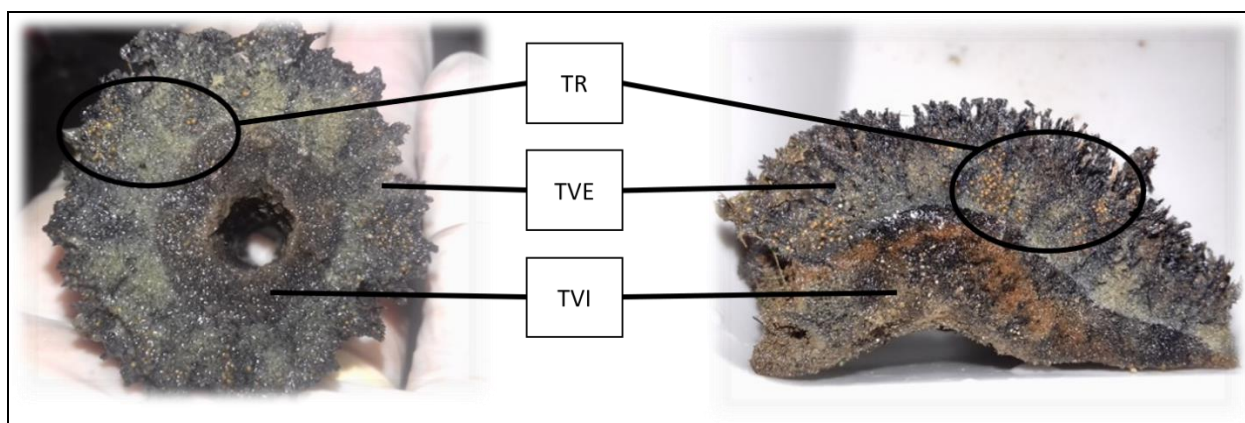


Figura 4 - Frações de tecidos em um porífero dulcícola. TR (Tecido Reprodutivo), TVE (Tecido Vegetativo Externo) e TVI (Tecido Vegetativo Interno)

3.4.2 Análise de HgT

As análises de HgT foram realizadas utilizando a técnica de digestão ácida seguida por determinação em espectrometria de fluorescência atômica a vapor frio (CVAFS), segundo Pichet e colaboradores (1999).

Primeiramente procedeu-se a pesagem de 15mg a 45mg da massa corporal seca do porífero, em balança de precisão, o material, já pesado, foi reservado em tubos de ensaio. Em capela procedeu-se a adição de ácidos. Para cada tubo de ensaio, foi acrescentado 3 ml de ácido nítrico e 0,3 ml de ácido clorídrico 6N para a digestão. Foram acrescentados, mais dois tubos de ensaio, apenas com os ácidos, para os brancos. Em seguida os tubos foram agitados e postos em chapa aquecedora a 160 °C, sob ventilação constante, por 4 horas, sendo que a cada hora os tubos foram novamente agitados para homogeneização. Após o período de 4 horas, a chapa aquecedora foi desligada e os tubos foram deixados em temperatura ambiente por mais 20 minutos na própria chapa e mais 30 minutos fora da chapa até esfriarem.

O próximo passo foi a diluição da solução obtida nos tubos de ensaio, com a adição de água ultrapura até a marca de 9 ml da solução total em cada tubo. Todos os tubos foram vedados com parafilme e homogeneizados em agitador vortex.

Em seguida, em balança de precisão, foi pesado 1,25 g do Cloreto de Estanho Diidratado ($\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), adicionado em cubeta com mais 12,5 ml de água ultrapura. Em capela adicionou-se na cubeta mais 400 µl de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4). A cubeta foi vedada com parafilme e a solução foi homogeneizada e reservada até a decantação da parte sólida. Foi então pipetado 3 ml do sobrenadante e injetado no reator, com mais 500 µl de água ultrapura até a captação da linha de base no monitor da leitura do espectrômetro de fluorescência atômica de HgT.

Para a calibração do fluorímetro injetou-se, no reator, em duplicata 200 µl do padrão 2 ppb, 200 µl do padrão 5 ppb e 200 µl do padrão 10 ppb. A cada injeção dos padrões injetou-se logo na sequência 200 µl de água ultrapura. Após a calibração do fluorímetro, foram injetados o DORM 3 (200 µl cada) e os brancos (500 µl cada). Somente após este processo foram injetadas as amostras dos poríferos, sempre intercaladas por 200 µl de água ultrapura, para que toda a amostra fosse injetada no reator e arrastada por gás argônio até o detector do espectrômetro de fluorescência atômica a vapor frio (CVAFS). A fórmula para a determinação do HgT é apresentada na Figura 5.

$$\text{(Hg) Pb} = \frac{(\text{Superfície da amostra} - \text{Superfície do branco}) \times \text{Volume Final (ml)}}{\text{Peso(mg)} \times \text{Coeficiente} \times \text{Volume injetado}}$$

$$\text{Coeficiente} = \frac{\text{Média do Padrão}}{[\text{Hg do padrão}] \text{pg}} = \frac{\text{Média do Padrão}}{200}$$

Figura 5 - Fórmula para a determinação do HgT em amostras biológicas

Todas as vidrarias utilizadas durante as análises laboratoriais foram lavadas e escovadas 3 vezes com água corrente e detergente EXTRAN[®] 5%. Em seguida, postas em banho ácido (ácido clorídrico (HCL a 10%). Decorridas 24 h as vidrarias foram retiradas do banho ácido, em capela, e lavadas 3 vezes com água ultrapura, vedadas com papel alumínio e postas, para secagem em estufa a 150 °C por 24 h. Após este período foram guardadas em sacos plásticos com fechamento hermético (tipo zíper) em caixas plásticas até o momento da próxima análise.

3.4.2.1 Validação do método analítico do HgT

O laboratório de Biologia Ambiental possui metodologias bem estabelecidas para análises de HgT em diversas matrizes ambientais. Atualmente o laboratório está credenciado e participa, desde o ano de 1999, de dois ensaios anuais de intercalibração em um dos mais respeitados programas de qualidade analítica internacional de mercúrio, o “*The Mercury in Hair Interlaboratory Comparison Program*”, organizado pela Divisão de Pesquisa Ambiental do Canadá tendo como laboratório chefe o *Laboratório da Saúde dos Índios e das Populações do Norte – Canadá*.

Como forma de verificar a confiabilidade dos resultados, assim como, a precisão do método analítico, foram realizadas análises, em duplicata, de uma amostra padrão de referência Internacional (DORM 3) do *National Research Council of Canadá*, bem como duplicata do branco dos reagentes (solução adicionada de ácidos, sem qualquer amostra biológica), com a finalidade de se avaliar possível contaminação dos reagentes.

3.5 Análise dos Parâmetros Limnológicos

Os parâmetros limnológicos investigados, assim como o método analítico e os equipamentos utilizados neste, estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos analisados em laboratório com discriminação do método analítico, segundo APHA *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (APHA, 2005)

Parâmetros Físico-Químicos	Método (Código <i>Standard Methods</i> 2005)	Equipamento
Ferro Dissolvido	Orto-Fenatrolina (Cód.: 3500-Fe A)	Espectrofotômetro
Ferro Total	Orto-Fenatrolina (Cód.: 3500- Fe A)	Espectrofotômetro
Manganês Dissolvido	Método do Persulfato (Cód.: 3500-Mn B)	Espectrofotômetro
Sódio	Fotometria de Chama (Cód.: SMEWW 3111 B)	Espectrofotômetro
Potássio Total	Fotometria de Chama (Cód.: SMEWW 3500-K B)	Espectrofotômetro
Turbidez	Nefelométrico (Cód.: 2510 A)	Turbidímetro

3.6 Identificação taxonômica das espécies de poríferos

Poríferos são organismos extremamente diversos, que apresentam, relativamente, poucos caracteres morfológicos, suficientemente estáveis, nos quais se basear para uma identificação segura. Além disso, sua fisiologia é pouco conhecida, o que torna difícil estabelecer

corretamente parâmetros de variabilidade de seus caracteres, mesmo intraespecificamente, daí serem, historicamente, considerados um grupo de taxonomia complexa (Boury-Esnault, 2006).

Os padrões de crescimento em poríferos dependem, em grande parte, da forma do substrato, da direção e velocidade das correntes de água, e da disponibilidade de espaço, de tal modo que, sob condições ambientais diversas, uma mesma espécie pode apresentar indivíduos com elevado polimorfismo interespecie (forma, tamanho e cor) (Cleveland e Hickman, 2013), por isso, a identificação taxonômica desses animais ocorre por meio da caracterização e mensuração de suas espículas (Batista *et al.*, 2007), que podem ser classificadas em três tipos: megascleras, microscleras e gemoscleras, cada tipo pode se apresentar de diversas formas, arranjos e tamanhos.

A identificação das espécies se deu em bandeja plástica com o auxílio de uma pinça anatômica para a retirada de uma pequena fração (mais ou menos do tamanho de um grão de arroz) das amostras guardadas em tubos *ependorf*. Essa fração foi posta em lâmina para microscopia, como proposto por Volkmer-Ribeiro (1985).

As lâminas foram levadas à capela sem ventilação e flambadas em chama de lamparina, abastecida com álcool etílico 96%. As lâminas foram mantidas seguras por grampos de madeira e em movimentos circulares (afim de se evitar o superaquecimento e consequente quebra das mesmas). Durante esse processo, foram adicionadas sobre a amostra de 2 a 5 gotas de ácido nítrico (HNO_3) a 65%, gradativamente até a fervura e evaporação do ácido. A variação no número de gotas se deu em função do grau de rigidez do tecido, uma vez que algumas amostras requereram uma quantidade maior de HNO_3 para obterem completa desintegração da matéria orgânica.

Em sequência, as lâminas foram deixadas para resfriar em temperatura ambiente, por 30 minutos. O processo de flambagem foi então repetido, mas com o gotejamento de 2 a 5 gotas de água corrente para a remoção dos resíduos do ácido. As lâminas foram novamente deixadas para resfriar, em temperatura ambiente, por 30 minutos. Após este período foi procedida a adição de verniz vitral sobre as lâminas e a fixação de cada amostra com lamínula, obtendo-se assim, lâminas permanentes, que ficaram em temperatura ambiente, para secagem completa, durante 48h. Para cada amostra foram preparadas três lâminas, referentes às três frações de tecido corporal (TVE, TVI e TR), afim de se obter um número significativo de espículas para visualização, contabilização e mensuração.

As lâminas (Figura 6) foram visualizadas em microscópio óptico eletrônico com câmera acoplada, para captura de imagens, ligada ao computador, onde por meio do programa Toup View 3.0 foi possível capturar as imagens e medir as espículas, sempre 20 espículas (no mínimo)

por tipo espicular em cada amostra. Em seguida foram tabuladas as medidas mínimas, médias e máximas de comprimento e largura, compondo assim, o conjunto espicular de cada amostra (Figura 13).



Figura 6 - Caixas de lâminas – espículas de poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós

Não há um guia de identificação de poríferos, nem um catálogo com medidas espiculares, portanto, a identificação dos poríferos, se deu por meio de comparação das medidas espiculares obtidas neste trabalho com àquelas disponíveis em outros trabalhos (Bowerbank, 1863; Carter, 1881; Carvalho, J.P., 1942; Bonetto e Ezcurra de Drago, 1962, 1966, 1969, 1973; Penney e Racek, 1968; Volkmer-Ribeiro, 1970, 1976, 1979, 1984; Volkmer-Ribeiro e Rosa-Barbosa, 1972, 1979; de Rosa Barbosa, 1980, 1988; Volkmer-Ribeiro e Mothes de Moraes, 1981; Mothes de Moraes, 1983; Volkmer-Ribeiro e Maciel, 1983; Volkmer-Ribeiro e Tavares, 1995; Tavares e Volkmer-Ribeiro, 1997; Manconi e Prozato, 2002; Pinheiro, U. *et al.*, 2003; Tavares *et al.*, 2003; Pinheiro, 2007; Volkmer-Ribeiro *et al.*, 2010; Batista, 2012; Machado *et al.*, 2012; Martins, 2016). Daí foi possível a elaboração de um catálogo dos poríferos do baixo Tapajós a ser publicado posteriormente.

As coletas realizadas neste trabalho estão respaldadas por meio de autorização do ICMBio (Anexo A).

3.7 Métodos estatísticos

Para analisar as concentrações de HgT e a distribuição espacial dos poríferos foi utilizada a Análise de Variância ANOVA one-way, e o teste de Tukey a posteriori, para constatar se as diferenças foram significativas a um nível de significância $< 0,05$. Para avaliar as concentrações de HgT, nas matrizes: regiões fluviolacustres, ambientes e tecidos, foi utilizada a ANOVA fatorial, e o teste de Tukey a posteriori. As interações entre as concentrações de HgT nas três frações de tecido corporal de poríferos (Vegetativo Interno, Vegetativo Externo e Reprodutivo) em função da distância de colonização da margem do ambiente (horizontal) e em função da profundidade de colonização dos substratos (vertical) na coluna d'água, foram mensuradas por meio da Correlação Linear de Pearson.

As variáveis estudadas foram agrupadas da seguinte forma: (1) Variáveis dependentes - concentrações de HgT; (2) Variáveis independentes - distribuição espacial (gradientes horizontal e vertical) e os parâmetros limnológicos; e (3) Variáveis categóricas - região fluviolacustre, ambiente, espécie, tecido corporal.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Aspectos limnológicos da seção do rio Tapajós em estudo

As regiões fluviolacustres amostradas apresentaram, visualmente, diferenças fisiográficas, indo desde áreas aparentemente preservadas à potencialmente antropizadas, o que poderia influenciar nos parâmetros limnológicos de cada região, e por sua vez no modo de vida dos poríferos ou mesmo na dinâmica do Hg. Por isso, fez-se necessário a investigação dos parâmetros limnológicos, por região fluviolacustre (Tabela 3).

Tabela 3 - Parâmetros limnológicos (médias±desvio padrão) em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós ($n = 121$) (continua)

Parâmetro*	pH		Temperatura		Oxigênio Dissolvido		Condutividade Elétrica		Turbidez	
	(°C)		(mg/L)		(μS/cm)		(NTU)			
Ambiente**										
Região***	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L
CDP	7,4±0,1		30,6±0,4		6,1 ±0,1		27,9±3,8		50,4±11,0	
Maracanã	7,0±0,1		30,0±0,1		7,4 ±0,2		79,6±19,3		64,0±37,8	
Juá	7,2±0,0	7,2±0,0	29,7±0,8	30,2±0,7	7,2 ±0,0	7,2 ±0,1	66,3±35,0	85,8±29,0	13,5±4,0	5,6±2,1
Maria José	7,4±0,2		29,8±0,4		7,1 ±0,2		52,5±20,8		62,9±23,5	
Pajuçara	7,1±0,1		29,8±0,3		7,1 ±0,0		38,4±18,0		4,7±2,1	
Carapanarí	7,4±0,0	7,7±0,3	29,0±0,3	29,0±0,8	7,0 ±0,0	6,3 ±1,0	31,2±5,4	77,6±40,4	6,0±1,4	3,6±0,8
Taparí	7,5±0,1	7,6±0,2	27,9±0,2	29,2±1,0	7,0 ±0,1	6,5 ±0,9	76,5±3,9	86,0±26,8	4,4±0,3	3,6±0,3
P. Pedras	7,6±0,3		30,4±0,3		7,3 ±0,1		76,5±10,9		49,6±4,7	
P. Cururú	7,6±0,4	7,5±0,0	29,9±0,2	29,0±0,6	7,3 ±0,2	7,0 ±0,1	54,2±6,7	75,5±12,3	5,8±0,5	4,9±0,3
Alter	7,5±0,3		29,8±0,4		6,7 ±0,5		38,7±8,7		7,0±7,0	
L. Verde		7,1±0,2		30,2±0,4	6,4 ±0,3		26,5±4,7		7,6±9,9	
Jacundá	7,8±0,1	8,0±0,2	30,6±0,3	30,0±0,6	7,0 ±0,1	6,6 ±0,2	57,6±29,6	40,3±1,1	6,8±1,1	7,1±3,3
Muretá	8,3±0,2	8,0±0,1	28,5±0,7	29,4±0,4	7,1 ±0,1	6,6 ±0,1	34,4±3,5	43,2±0,7	4,0±0,1	8,0±0,7
Tapajós	7,4±0,3	7,5±0,3	29,7±0,8	29,5±0,8	7,0 ±0,4	6,6 ±0,6	51,2±23,2	62,6±33,1	26,1±29,3	5,7±4,7

Parâmetro*	Secchi		Profundidade		Sólidos Totais Dissolvidos		Sílica		Sódio	
	(m)		(mg/L)							
Ambiente**										
Região***	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L
CDP	1,9±0,0		17,2±1,0		11,0 ±1,0		9,3 ±0,0		3,7±0,0	
Maracanã	1,4±0,6		1,6±0,8		42,9 ±11,6		7,9±0,0		3,0±0,0	
Juá	1,6±0,5	1,4±0,6	1,9±1,0	1,9±1,3	36,5 ±27,3	48,2 ±20,2	8,3±0,0	8,3±0,0	1,3±0,0	1,3±0,0
Maria José	1,4±0,4		1,6±0,7		23,6 ±8,3		7,9±0,0		1,7±0,0	
Pajuçara	1,4±0,5		2,0±1,2		21,9 ±11,7		8,4±0,0		0,3±0,0	
Carapanarí	2,0±0,1	1,7±0,6	2,5±0,9	2,3±1,4	32,3 ±10,0	51,7 ±28,0	8,6±0,0	8,6±0,0	0,3±0,0	0,3±0,0
Taparí	1,8±0,2	1,9±0,2	2,4±0,8	2,6±1,0	50,4 ±2,6	53,4 ±13,0	8,1±0,0	8,1±0,0	0,3±0,0	0,3±0,0
P. Pedras	1,7±0,5		2,4±1,1		37,0 ±3,9		8,7±0,0		0,5±0,0	
P. Cururú	1,8±0,1	1,7±0,2	2,6±0,8	2,7±1,2	24,1 ±2,7	34,9 ±3,9	8,0±0,0	8,0±0,0	0,3±0,0	0,3±0,0
Alter	1,7±0,5		2,8±1,4		25,6 ±5,7		8,0±0,0		0,3±0,0	
L. Verde	0,8±0,3		0,8±0,3		11,3 ±2,1		6,7±0,0		1,3±0,0	
Jacundá	1,5±0,5	1,9±0,2	2,2±1,3	3,5±1,1	31,6 ±10,2	26,6 ±0,8	7,9±0,0	7,9±0,0	0,3±0,0	0,3±0,0
Muretá	1,8±0,2	1,9±0,1	2,8±1,1	3,3±0,8	20,5±0,0	28,7 ±0,1	7,7±0,0	7,7±0,0	0,5±0,0	0,5±0,0
Tapajós	1,6±0,5	1,5±0,5	3,6±4,5	2,3±1,3	28,3 ±13,5	36,5 ±21,8	8,1±0,0	8,1±0,0	1,0±0,0	1,0±0,0

Tabela 3 - Parâmetros limnológicos (médias±desvio padrão) em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós ($n = 121$) (conclusão)

Parâmetro*	Potássio		Ferro Total		Ferro Dissolvido		Manganês	
	(mg/L)							
Ambiente**	R	L	R	L	R	L	R	L
Região***	R	L	R	L	R	L	R	L
CDP	1,1±0,0		0,4±0,0		0,09±0,0		0,0±0,0	
Maracanã	0,7±0,0		0,1±0,0		0,01±0,0		0,0±0,0	
Juá	0,6±0,0	0,6±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Maria José	0,5±0,0		0,0±0,0		0,0±0,0		0,0±0,0	
Pajuçara	0,6±0,0		0,0±0,0		0,0±0,0		0,0±0,0	
Carapanarí	0,6±0,0	0,6±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Taparí	0,6±0,0	0,6±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
P. Pedras	0,6±0,0		0,1±0,0		0,0±0,0		0,0±0,0	
P. Cururú	0,5±0,0	0,5±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Alter	0,4±0,0		0,1±0,0		0,0±0,0		0,0±0,0	
L. Verde	0,0±0,0		0,1±0,0		0,01±0,0		0,0±0,0	
Jacundá	0,5±0,0	0,5±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Muretá	0,6±0,0	0,6±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
Tapajós	0,6±0,0	0,6±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,01±0,0	0,01±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0

*pH (Potencial Hidrogeniônico); Secchi (Transparência ao Disco de Secchi);

**Ambientes: R (Rio); L (Lago)

***CDP (Pilares de concreto da Companhia Docas do Pará); P. Pedras (Ponta de Pedras); P. Cururú (Ponta do Cururú); Alter (Alter-do-Chão); L. Verde (Lago Verde)

4.1.1 pH

No baixo rio Tapajós, os valores de pH variaram, significativamente, entre as regiões fluviolacustres ($F_{12, 214} = 34,740$, $p = 0,0000$) (Figura 7A), com mínima no Lago Verde (6,9), máxima no Muretá (rio) (8,4) e valor médio de $7,5 \pm 0,3$ para a seção do rio Tapajós em estudo, valor médio este, semelhante a outros já reportados: $7,2 \pm 0,5$ (Silva, 2012); 6,7 (Schmidt, 1982); 6,8 (Rudorff *et al.*, 2007) e 6,5 (Bacelar, 2014). Guyot e colaboradores (1998), reportaram pH ácido para rios de águas claras (rio Trombetas, 6,3; rio Curuá-Úna, 6,1; rio Xingú, 6,1 e rio Tapajós, 6,2).

O rio Tapajós possui águas menos ácidas, dada a ocorrência de pequenos afloramentos de calcário em sua bacia hidrográfica (Cunha e Pascoaloto, 2006), e como observado na maioria das regiões fluviolacustres amostradas. Por outro lado, o pH levemente alcalino não é comum para os rios amazônicos, mas foi observado tal comportamento no Jacundá ($7,9 \pm 0,2$) e no Muretá ($8,1 \pm 0,2$) (Tabela 3), corroborando com os registros de Schmidt (1982) (8,7), Guyot e colaboradores (1997) e (7,5), Miranda e colaboradores (2009). O pH levemente alcalino em algumas regiões de coleta pode estar associado a atividade fotossintética fitoplânctônica, uma vez que, pela assimilação do CO_2 algas podem elevar o pH do meio (Esteves, 2011).

4.1.2 Temperatura

Ocorreram variações significativas ($F_{12, 214} = 24,225$, $p = 0,0000$) (Figura 7B) na temperatura, com mínima no Carapanari (lago) ($27,6\text{ }^{\circ}\text{C}$) e máxima na CDP ($30,6 \pm 0,4\text{ }^{\circ}\text{C}$) (Tabela 3). A temperatura média verificada para o rio Tapajós foi de $29,7 \pm 0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$, semelhante ao observado por Silva (2009) ($29,8 \pm 3,5\text{ }^{\circ}\text{C}$), e Miranda e colaboradores (2009) ($29,7\text{ }^{\circ}\text{C}$). Schmidt (1982), para a década de sessenta, registrou $29,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ e Bacelar (2014), mais recentemente, $30,7\text{ }^{\circ}\text{C}$. A ocorrência de altas temperaturas, bem como suas variações no decorrer do ano, é típica da região tropical em função da intensidade de radiação incidente na superfície da água (Esteves, 2011).

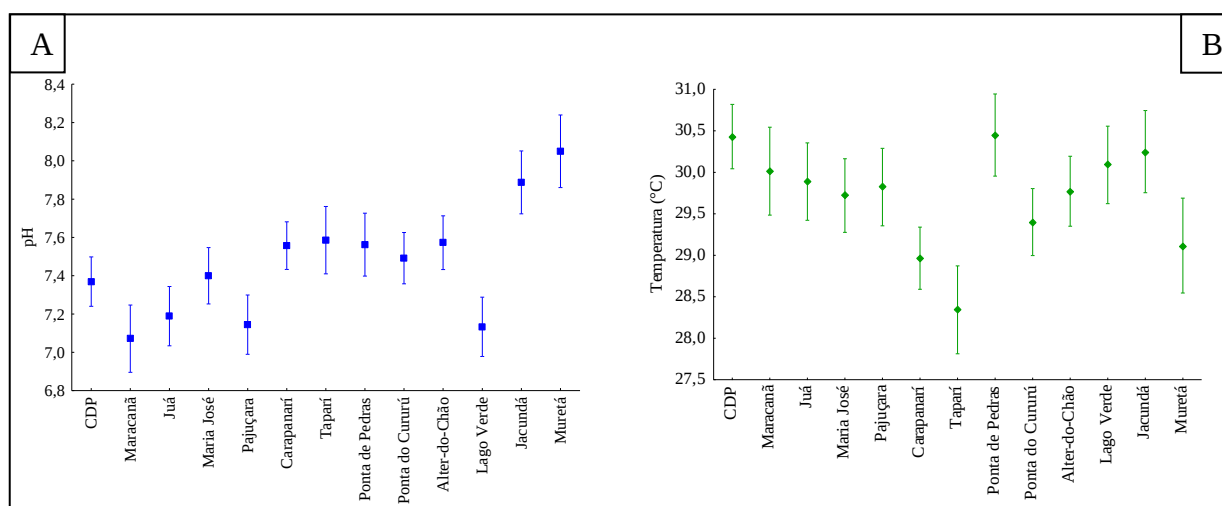


Figura 7 – Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós: (A) pH e (B) Temperatura

4.1.3 Oxigênio Dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido variaram entre as regiões amostradas ($F_{12, 214} = 16,431$, $p = 0,0000$) (Figura 8A), apresentando seus extremos entre CDP ($6,1\text{ mg/L}$) e Maracanã, Ponta do Cururú e Alter-do-Chão ($7,5\text{ mg/L}$), com valor médio de $6,9 \pm 0,5\text{ mg/L}$ (Tabela 3). Outros autores reportaram valores de $4,5$ e $6,1\text{ mg/L}$ (Miranda, R. *et al.*, 2009), $3,9$ e $6,8\text{ mg/L}$ (Silva, 2012) e $5,7\text{ mg/L}$ (Bacelar, 2014).

4.1.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica para o rio Tapajós, com média de $55,5 \pm 27,2$ $\mu\text{S/cm}$, reflete o perfil dos STD, também variou entre as regiões ($F_{12, 214} = 15,232$, $p = 0,0000$) (Figura 8B), com mínima no Lago Verde (21,3 $\mu\text{S/cm}$) e máxima no Juá (lago) (108,3 $\mu\text{S/cm}$) (Tabela 3). Trabalhos pretéritos registraram valores mais basais, da ordem de 13,8 $\mu\text{S/cm}$ (Schmidt, 1982); 15,0 $\mu\text{S/cm}$ (Guyot *et al.*, 1998); $28,7 \pm 31,7$ $\mu\text{S/cm}$ (Silva, 2012) e 17,4 $\mu\text{S/cm}$ (Bacelar, 2014).

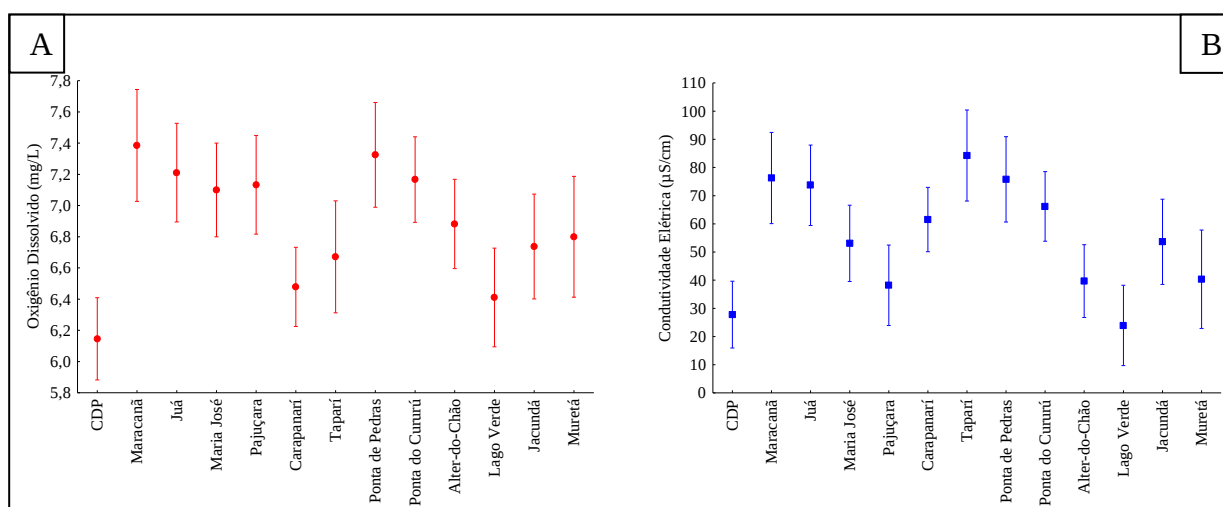


Figura 8 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Oxigênio Dissolvido e (B) Condutividade Elétrica

4.1.5 Turbidez

A turbidez média para o rio Tapajós foi de $19,3 \pm 26,0$ NTU (Tabela 3), diferente de outros trabalhos, onde se mediu 2 NTU (Rudorff *et al.*, 2007); 76 NTU (Miranda, R. *et al.*, 2009); $10 \pm 4,8$ NTU (Silva, 2009); 11 ± 6 NTU (Silva, 2012) e 3 NTU (Bacelar, 2014). Estas diferenças podem ter ocorrido por influência antrópica, variando significativamente em função do local amostrado ($F_{12, 214} = 65,521$, $p = 0,0000$) e período do ano. Nota-se que, em Alter-do-Chão ocorreram as menores concentrações (2 NTU), enquanto que, na Maria José (86,6) as maiores (Figura 9A).

4.1.6 Transparência ao Disco de Secchi

Quanto a transparência ($1,6 \pm 0,6$ m), houve diferença entre as regiões amostradas ($F_{12, 214} = 7,8034$, $p = 0,00000$) (Figura 9B), destacando-se o Carapanarí (lago) (2,2 m) com a máxima e o Lago Verde (0,5 m) com a mínima (Tabela 3), local onde os poríferos foram mais raros e de crescimento peculiar. A maioria dos parâmetros limnológicos aferidos apresentou valores mais basais no Lago Verde (Condutividade, Turbidez, OD, STD e Transparência ao Disco de Secchi, por exemplo), o que pode ser um indicativo do baixo desenvolvimento e baixa abundância de poríferos nesta região. Os exemplares amostrados no Lago Verde colonizavam substratos muito próximos à superfície (<1 m) e em locais com visibilidade total da coluna da água.

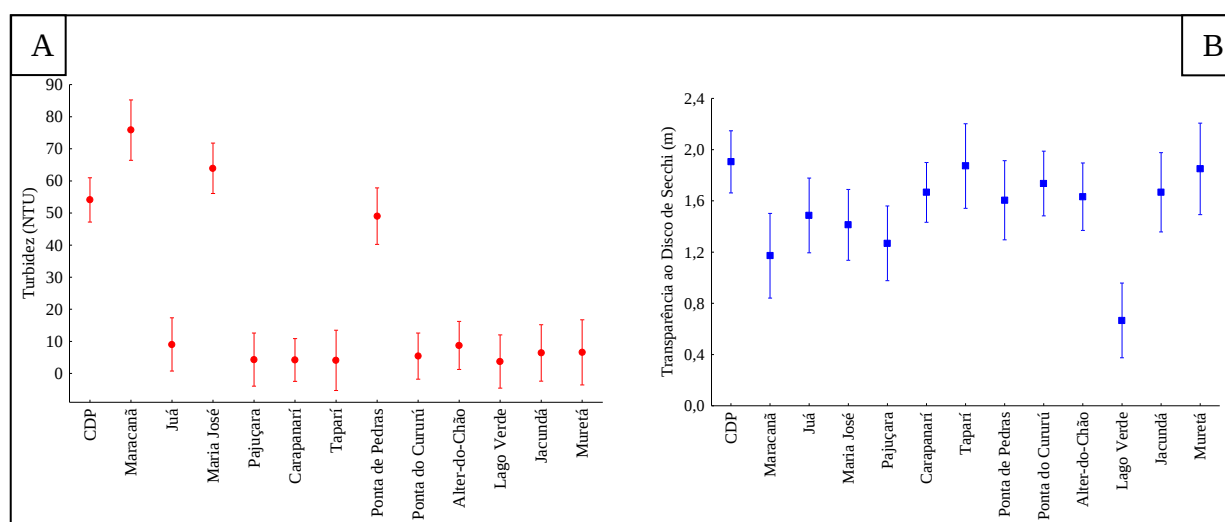


Figura 9 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Turbidez e (B) Transparência ao Disco de Secchi

4.1.7 Profundidade

A profundidade dos locais amostrados também variou ($F_{12, 202} = 204,56$, $p = 0,0000$) (Figura 10A), com destaques para o porto da CDP (18 m), onde foi observada a maior profundidade (Tabela 3). Vale ressaltar que na CDP as coletas foram realizadas em pilares de concreto, portanto, em substrato artificial, o que é um indicativo de colonização por poríferos em substratos tanto naturais quanto artificiais. A menor profundidade local foi registrada no Lago Verde (0,5 m), acompanhando os valores para a transparência.

4.1.8 Sólidos Totais Dissolvidos - STD

As águas do baixo rio Tapajós são relativamente pobres no conteúdo de Sólidos Totais Dissolvidos, com valor médio de $31,1 \pm 17,0$ mg/L, porém houve variação entre as regiões amostradas ($F_{12, 214} = 19,115$, $p = 0,0000$) (Figura 10B), haja vista que o Lago Verde (9,0 mg/L) apresentou os menores valores e o Carapanarí (lago) (88,9 mg/L) os maiores (Tabela 3). Os valores obtidos para o Lago Verde são semelhantes mais próximos de registros pretéritos para o rio Tapajós: $11,9 \pm 1,1$ mg/L (Silva, 2009); $14,6 \pm 16,2$ mg/L (Silva, 2012) e 8,7 mg/L (Bacelar, 2014).

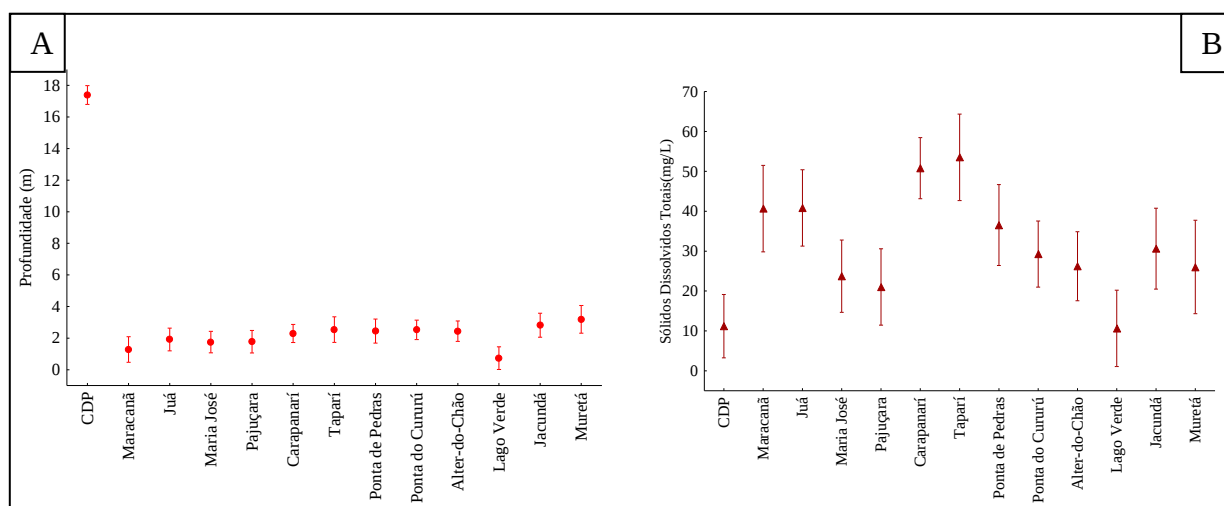


Figura 10 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Profundidade e (B) Sólidos Dissolvidos Totais

4.1.9 Sílica

A Sílica apresentou concentração média de $8,1 \pm 0,5$ mg/L e variação entre as regiões do Lago Verde (6,68 mg/L) e o porto da CDP (9,28 mg/L) ($F_{12, 214} = 80,207$, $p = 0,0000$) (Tabela 3 e Figura 11A). A menor disponibilidade de sílica no Lago Verde pode explicar a baixa ocorrência de poríferos nesta região, uma vez que, é sabido que, poríferos da classe Demospongiae tem espículas formadas, principalmente, por Sílica (Sandford, 2003; Uríz *et al.*, 2003; Müller *et al.*, 2007; Schröder *et al.*, 2008).

4.1.10 Sódio

O Sódio apresentou valores mais elevados nas águas do porto da CDP (3,7 mg/L) e as menores (0,3 mg/L) em diversas regiões (Pajuçara, Carapanarí, Taparí, Ponta do Cururú, Alter-do-Chão e Jacundá) ($F_{12, 214} = 412,17$, $p = 0,0000$) (Figura 11B).

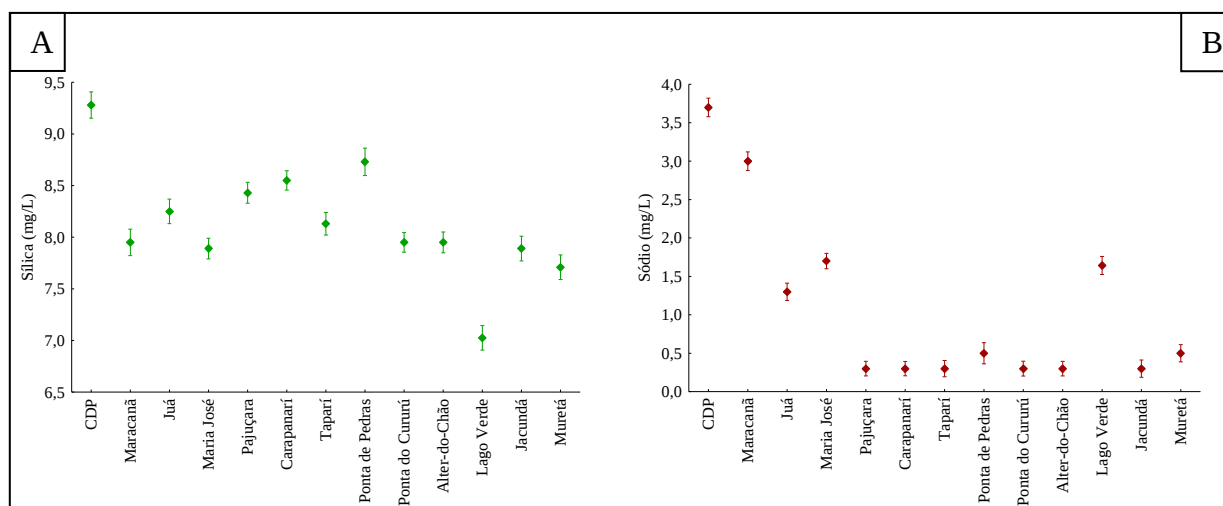


Figura 11 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Sílica e (B) Sódio

4.4.11 Potássio

O Potássio, também variou de forma significativa entre as regiões ($F_{12, 214} = 64,025$, $p = 0,0000$) (Figura 12A). Semelhantemente ao Sódio, registrou valores mais elevados na CDP (1,1 mg/L). O Lago Verde, por sua vez, não apresentou valores detectáveis de Potássio (0,0 mg/L) (Tabela 3). Seyler e Boaventura (2003), reportaram concentração de Potássio de 0,8 mg/L para as águas da região de Alter-do-Chão.

4.1.12 Ferro e Manganês

O Fe variou significativamente entre as regiões amostradas, FeT ($F_{12, 214} = 198,77$, $p = 0,0000$) e FeD ($F_{12, 214} = 142,15$, $p = 0,0000$) (Figura 12B). As águas do porto da CDP apresentaram as maiores concentrações de FeT (0,373 mg/L) em detrimento ao Carapanarí (0,013 mg/L) que apresentou as menores (Tabela 3). Semelhantemente ao FeT, o FeD apresentou suas maiores concentrações no porto da CDP (0,091 mg/L). Maracanã (0,008 mg/L) e Lago

Verde (0,005 mg/L) também registraram valores para o FeD, enquanto que, as demais regiões não apresentaram valores detectáveis (0,0 mg/L) (Tabela 3). O Ferro destaca-se por estar presente na composição elementar de poríferos da classe Demospongiae, quer sejam dulcícolas (Barros, 2013) ou marinhos (Sandford, 2003; Uríz *et al.*, 2003; Müller *et al.*, 2007; Schröder *et al.*, 2008).

O Manganês, por outro lado, não foi detectado em nenhum dos locais de coleta, Miranda e colaboradores (2009), reportaram concentrações de 0,01 mg/L no rio Tapajós.

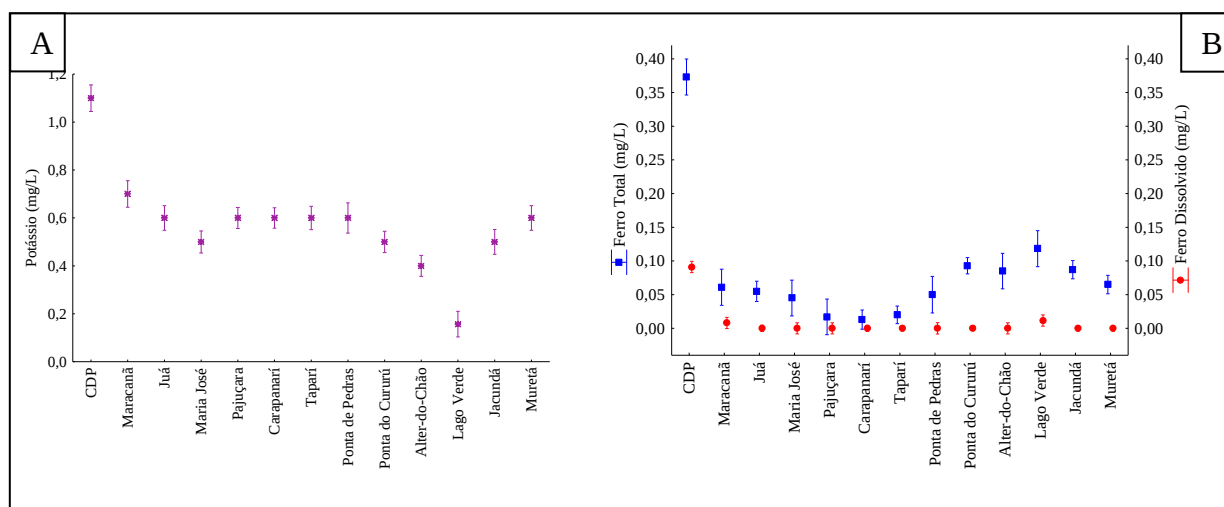


Figura 12 - Parâmetros limnológicos em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós. (A) Potássio (B) Ferro Total e Ferro Dissolvido

4.2 Táxons de Poríferos do trecho do rio Tapajós em estudo

Foram identificadas 16 espécies de poríferos para o rio Tapajós, neste trabalho, pertencentes as principais famílias de poríferos dulcícolas que ocorrem no Brasil: Spongillidae GRAY (1867), Potamolepidae BRIEN (1967) e Metaniidae VOLKMER-RIBEIRO (1986) (Volkmer-Ribeiro, 1999; Batista *et al.*, 2003; Mostardeiro, 2008). Como apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Espécies de poríferos, por Família, amostradas no Hidrossistema baixo Tapajós

Família	Espécie
Spongillidae	<i>Corvospongilla seckti</i>
	<i>Pottsiela pesae</i>
	<i>Pottsiela spoliata</i>
	<i>Radiospongilla amazonensis</i>
	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>
	<i>Tubella paulula</i>
	<i>Tubella lanzamirandai</i>
Potamolepidae	<i>Oncosclera navicella</i>
	<i>Uruguayaya corallioides</i>
Metaniidae	<i>Drulia brownii</i>
	<i>Drulia conifera</i>
	<i>Drulia cristata</i>
	<i>Drulia ctenosclera</i>
	<i>Drulia uruguayensis</i>
	<i>Metania fittkai</i>
	<i>Metania reticulata</i>

Na Tabela 5 são apresentadas as ocorrências de poríferos por espécie, por região e por ambiente límnic (rio ou lago). Destacam-se, *D. uruguayensis*, como a mais abundante (44 ocorrências), ocorrendo em quase todos os locais amostrados e ambientes límnicos, exceto no ambiente fluvial da região do Juá; *D. brownii* (21 ocorrências), ambas sendo endêmicas na Região Amazônica (Pinheiro, 2007); e *T. paulula* (11 ocorrências). As demais espécies obtiveram ocorrência inferior a 10.

Ao todo foram amostrados 121 exemplares de poríferos, independente de espécie ou região, destes, 2/3 (82) foram coletados nos pontos do canal fluvial, enquanto que, 1/3 (39) foi coletado nos pontos lacustres. Notou-se que, *D. conifera*, *D. cristata*, *D. ctenosclera*, *P. pesae*, *P. spoliata*, *O. navicella* e *U. corallioides*, ocorreram apenas nos pontos fluviais. As demais espécies foram encontradas tanto em lago, quanto em rio.

Tabela 5 - Ocorrência de poríferos, por ambiente*, em 13 regiões fluviolacustres no Hidrossistema baixo Tapajós

Região fluviolacustre		CDP		Maracanã		Juá		Maria José		Pajuçara		Carapanari		Tapari		Ponta de Pedras	
Espécie	Ambiente	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L
		R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L
<i>Drulia uruguayensis</i>		4		3		0		3		1		3		3		3	
<i>Drulia brownii</i>		0		0		3		0		1		1		0		2	
<i>Drulia conifera</i>		0		0		0		0		1		0		0		0	
<i>Drulia cristata</i>		0		0		0		0		2		0		0		0	
<i>Drulia ctenosclera</i>		0		0		0		0		1		0		0		0	
<i>Metania fittkaui</i>		0		0		1		0		0		1		0		0	
<i>Metania reticulata</i>		0		1		0		0		1		0		1		0	
<i>Pottsiela pesae</i>		1		1		0		0		0		0		0		1	
<i>Pottsiela spoliata</i>		0		0		0		0		0		0		0		0	
<i>Corvospongilla seckti</i>		1		0		0		0		1		1		2		0	
<i>Oncosclera navicella</i>		6		0		0		0		0		0		0		0	
<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>		0		0		0		0		1		0		0		0	
<i>Uruguay corallioides</i>		0		1		0		0		0		0		0		0	
<i>Radiospongilla amazonensis</i>		0		0		0		1		0		0		0		1	
<i>Tubella paulula</i>		1		1		0		0		3		1		0		0	
<i>Tubella lanzamirandai</i>		0		0		0		0		1		0		0		0	
Total x Região		13		7		4		4		10		9		4		10	

Região fluviolacustre		Ponta do Cururú		Alter-do-Chão		Lago Verde		Jacundá		Muretá		Rio		Lagos		Rio + Lagos associados	
Espécie	Ambiente	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L
		R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L
<i>Drulia uruguayensis</i>		3		2		4		3		1		3		1		2	
<i>Drulia brownii</i>		1		1		2		1		2		1		1		1	
<i>Drulia conifera</i>		0		0		0		0		0		0		0		0	
<i>Drulia cristata</i>		0		0		0		0		0		0		0		0	
<i>Drulia ctenosclera</i>		0		0		0		0		0		0		0		0	
<i>Metania fittkaui</i>		0		0		1		0		0		0		0		3	
<i>Metania reticulata</i>		0		0		1		0		0		0		0		3	
<i>Pottsiela pesae</i>		0		0		0		0		0		0		0		3	
<i>Pottsiela spoliata</i>		0		0		1		0		0		0		0		1	
<i>Corvospongilla seckti</i>		0		0		0		0		1		0		0		4	
<i>Oncosclera navicella</i>		0		0		1		0		0		0		0		7	
<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>		0		0		0		2		0		0		0		1	
<i>Uruguay corallioides</i>		0		0		0		0		0		0		0		2	
<i>Radiospongilla amazonensis</i>		0		0		1		0		0		0		0		2	
<i>Tubella paulula</i>		1		2		0		0		0		0		1		7	
<i>Tubella lanzamirandai</i>		1		1		0		2		0		0		0		3	
Total x Região		6		6		11		8		4		4		2		4	

* R (Rio); L (Lago)

Quanto à identificação taxonômica de poríferos é importante destacar que estes animais podem coexistir na forma de colônias com mais de uma espécie em epibiose, como é o caso de um exemplar coletado na região do Juá, no ponto lacustre, que apresentou componentes espiculares de *Drulia uruguayensis* e *Radiospongilla amazonensis* (Figura 13).

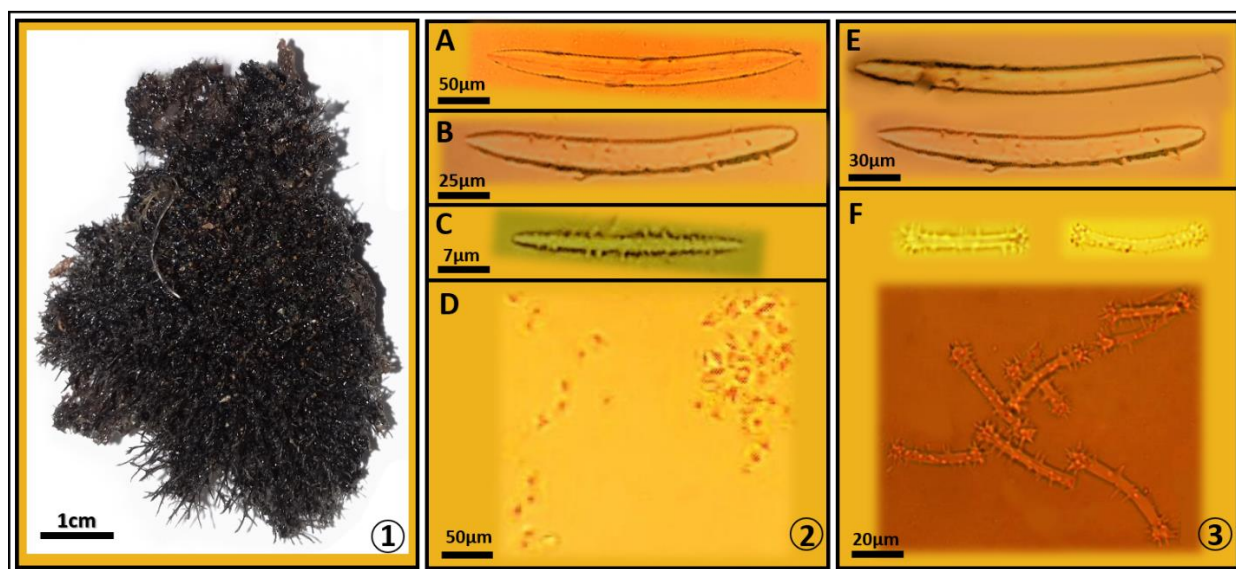


Figura 13 - (1) Porífero coletado no Juá (lago), aderido ao tronco de uma árvore. Nesta colônia foram identificadas duas espécies em epibiose: (2) *Drulia uruguayensis* (Bonetto e Ezcurra de Drago, 1969). Componentes espiculares: Megasclera Óxea α (A); Megasclera Óxea β (B); Microsclera Acantóxea (C) e Gemosclera Escuteliforme (D), além de (3) *Radiospongilla amazonensis* (Volkmer-Ribeiro e Maciel, 1983). Componentes espiculares: Megasclera Estrôngilo-Óxea (E) e Gemosclera Acantoestrôngilo (F)

4.3 Colonização vertical e horizontal dos poríferos no ambiente aquático

Poríferos encontram-se distribuídos em diversos ambientes aquáticos (Muricy e Hajdu, 2006), dependendo do substrato disponível (Volkmer-Ribeiro, 1999; Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000), podem colonizar diferentes extratos da coluna d'água e diferentes distâncias das margens dos corpos d'água (Melão e Rocha, 1999). Apesar dessas informações não há registro de trabalhos nos rios amazônicos, ou mesmo no Brasil, que reportem possíveis padrões de distribuição vertical e horizontal dos poríferos.

A Tabela 6, evidencia, independente de espécies e de ponto fluvial ou lacustre, que no Hidrossistema baixo Tapajós, no período das águas altas e início da vazante, os poríferos colonizam substratos em média na faixa de 1,5 m de profundidade na coluna d'água e 18 m de distância das margens.

Constatou-se que poríferos colonizam substratos em diferentes gradientes espaciais, não apresentando um caráter de distribuição uniforme. Independente da espécie e do ambiente ocorreu diferença significativa na colonização vertical de poríferos ($F_{12, 202} = 2,5039$, $p = 0,00438$) (Figura 14), para as regiões amostradas, com destaque para a colonização em maior profundidade no porto da CDP (6 m) e a menor também na CDP, além do Jacundá (rio), que apresentaram indivíduos na interface água-ar.

Tabela 6 – Distribuição vertical e horizontal de poríferos no Hidrossistema baixo Tapajós

Local	Colonização*	
	Vertical (m)	Horizontal (m)
CDP	1,8±1,7	177,4±12,7
Maracanã	1,1±0,7	4,4±2,6
Juá	1,0±0,5	7,9±5,1
Maria José	1,8±0,9	5,0±2,3
Pajuçara	1,5±1,0	6,3±5,3
Carapanari	1,8±1,3	7,4±5,9
Tapari	1,6±0,9	9,3±5,7
Ponta de Pedras	1,2±0,7	6,5±3,9
Ponta do Cururú	1,7±1,1	7,5±3,8
Alter-do-Chão	1,6±1,0	7,6±4,1
Lago Verde	0,6±0,3	3,2±1,3
Jacundá	1,6±1,5	10,1±6,1
Muretá	2,1±0,9	13,6±7,9
Média (Rio Tapajós)	1,5±1,1	17,7±41,0

* Média e desvio padrão (n= 121)

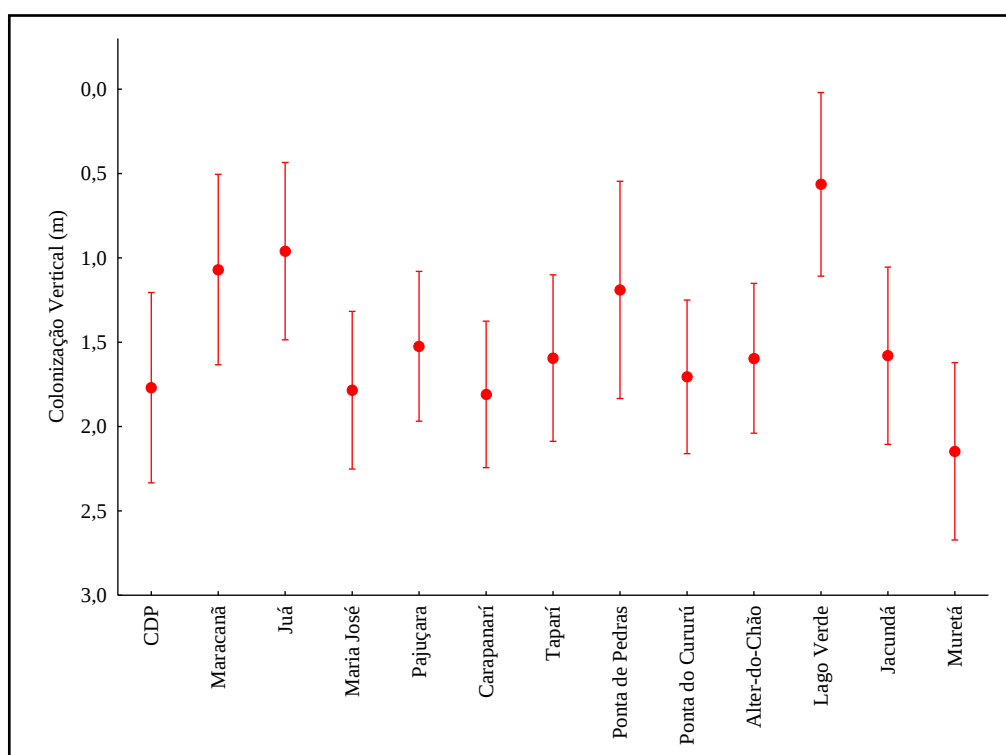


Figura 14 - Colonização Vertical de poríferos no Hidrossistema baixo Tapajós

A colonização horizontal de poríferos apresentou diferenças altamente significativas ($F_{12, 202} = 920,29$, $p = 0,0000$), o que ocorreu, em grande parte, pela presença de poríferos aderidos nos pilares de concreto da CDP ($177,4 \pm 12,7$ m) (Figura 15), no entanto, esse padrão de diferenciação foi também observado no Muretá ($13,6 \pm 7,9$ m), o que demonstra que a colonização de poríferos dulcícolas no ambiente ocorre, em grande parte, em função da disponibilidade de substratos, independente de estes estarem mais próximos ou distantes da margem (gradiente de colonização horizontal) ou ainda mais próximos à lâmina da água ou do sedimento de fundo (gradiente de colonização vertical). No Maracanã, por exemplo, a maioria dos indivíduos encontravam-se mais próximos à margem (0,5 m).

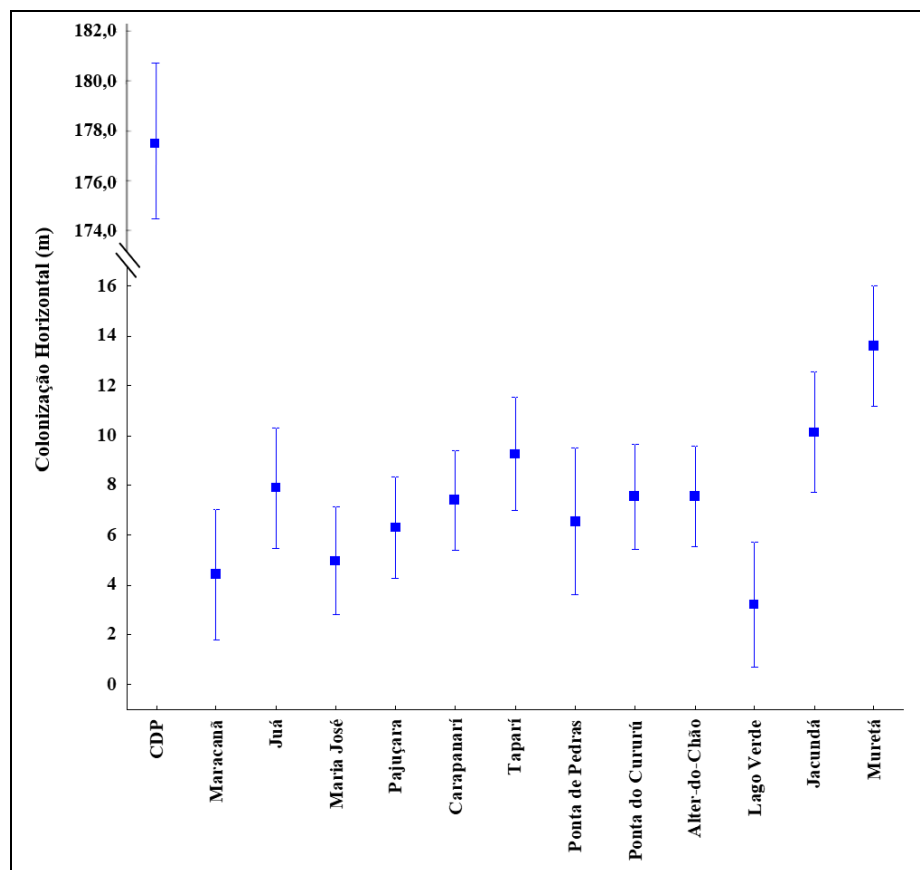


Figura 15 - Colonização Horizontal de poríferos no Hidrossistema baixo Tapajós

4.4 Concentrações de HgT por espécies de Porífera

Todos os exemplares de poríferos coletados neste trabalho apresentaram alguma concentração de HgT além de níveis traços. No anexo B são apresentados os valores absolutos de HgT por ambiente, espécie e tecido em cada região.

Independente das concentrações de HgT por tipo de tecido e região de coleta, *Saturnospongilla carvalhoi* foi a espécie que apresentou a menor concentração de HgT ($15,6 \pm 3,0$ ng.g.⁻¹) e *Corvospongilla seckti* a maior ($92,3 \pm 49,2$ ng.g.⁻¹). A concentração média obtida a partir das 16 espécies foi de $40,8 \pm 3,9$ ng.g.⁻¹. No entanto, a fonte de variação entre as médias de todas as espécies não foi estatisticamente significativa ($F_{15, 212} = 1,1145$, $p = 0,344$) (Figura 16).

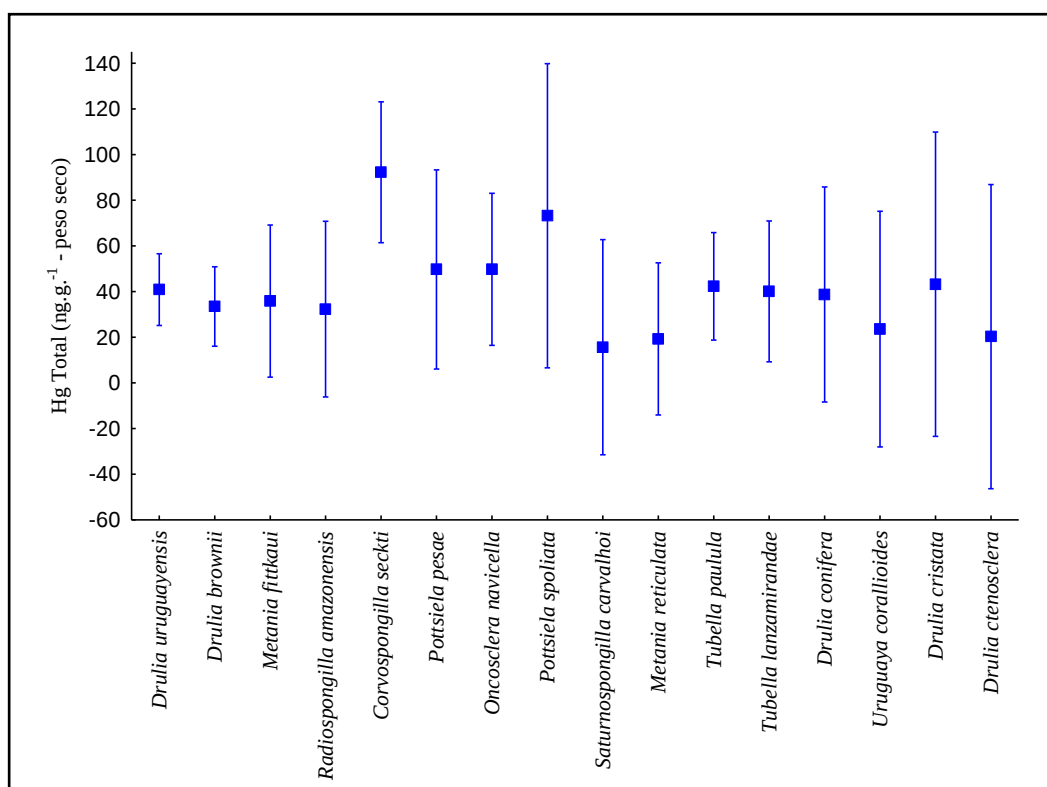


Figura 16 - HgT em poríferos, por espécie, no Hidrossistema baixo Tapajós

A acumulação mercurial nos organismos aquáticos está diretamente relacionada ao hábito alimentar. As concentrações de HgT em invertebrados poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós são consideradas baixas quando comparadas às concentrações de HgT em outros organismos da teia trófica aquática do mesmo sistema (Tabela 7).

Em poríferos, a fisiologia depende do fluxo de água através do corpo, de onde se retira oxigênio, alimento e se remove detritos (Ruppert *et al.*, 2005). Estes se alimentam filtrando partículas do tamanho de bactérias e algas fitoplanctônicas em suspensão na coluna d'água, sendo as bactérias o seu alimento preferencial (Frost, 1987; Melão e Rocha, 1996). Também se alimentam de substâncias químicas presentes na água (Hooper, 2000).

A ausência de diferenças significativas das concentrações médias de HgT entre as espécies coletadas no baixo rio Tapajós sugere que o tipo de alimento ou a estratégia alimentar,

ou ainda, a via de incorporação e o substrato de HgT disponível na seção fluviolacustre sejam semelhantes entre as espécies.

Devido ao histórico de garimpagem na região do alto rio Tapajós, este tem recebido bastante atenção de pesquisas na vertente da contaminação por Hg. Assim, comparando-se os níveis de HgT encontrados em poríferos com os de outros organismos do mesmo rio e, de hábitos alimentares semelhantes aos dos poríferos, observa-se que ambos apresentam valores bem próximos (Tabela 7).

Tabela 7 - Concentrações médias de HgT (ng.g.⁻¹) registradas para diferentes organismos no Hidrossistema baixo Tapajós

Espécie	Hábito alimentar	HgT	Referência
Plâncton (<40µm)	-	264	Peleja, 2002
Plâncton (>40µm)	-	150	Peleja, 2002
Perifiton	-	158	Roulet <i>et al.</i> , 2000
Seston	-	345	Roulet <i>et al.</i> , 2000
<i>Paspalum</i> sp. (macrófita)		231	Pinto, 2016
<i>Eichhornia</i> sp. (macrófita)		210	Pinto, 2016
Poríferos	Filtrador	40,8	Presente trabalho
<i>Anodontites</i> sp. (Molusco bivalve)	Filtrador	48	Viana, 2007
<i>Paxyodon symmatoforus</i> (Molusco bivalve)	Filtrador	47	Viana, 2007
<i>Triplodon corrugatus</i> (Molusco bivalve)	Filtrador	45	Viana, 2007
<i>Paxyodon symmatophurus</i> (Molusco bivalve)	Filtrador	30,3	Mendonça, 2005
<i>Anodontites</i> sp. (Molusco bivalve)	Filtrador	27,2	Mendonça, 2005
<i>Monocondylaea jaspidea</i> (Molusco bivalve)	Filtrador	25,6	Mendonça, 2005
<i>Mycetopoda siliquosa</i> (Molusco bivalve)	Filtrador	25,4	Mendonça, 2005
<i>Triplodon corrugatus</i> (Molusco bivalve)	Filtrador	18	Mendonça, 2005
<i>Pellona castelnaeana</i> (Apapá-amarelo)	Piscívoro	216	Oliveira, 2007
<i>Hypophthalmus</i> sp. (Mapará)	Planctívoro	351*	Roulet e Maury-Branchet, 2001
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Jaraqui escama fina)	Detritívoro	37	Roulet e Maury-Branchet, 2001
<i>Curimata</i> sp. (Branquinha)	Detritívoro	61*	Roulet e Maury-Branchet, 2001
<i>Hemiodus argentus</i> (Charuto)	Detritívoro	65	Roulet e Maury-Branchet, 2001
<i>Semaprochilodus</i> sp. (Jaraqui)	Detritívoro	14	Oliveira, 2007
<i>Colossoma macropomum</i> (Tambaqui)	Onívoro	53	Sena, 2007
<i>Geophagus proximus</i> (Caratinga)	Onívoro	24	Oliveira, 2007
<i>Triporthus</i> sp. (Sardinha)	Onívoro	78	Oliveira, 2007
<i>Schizodon fasciatum</i> (Aracu-comum)	Herbívoros	23	Oliveira, 2007
<i>Mylossoma duriventre</i> (Pacu-comum)	Herbívoros	17	Oliveira, 2007
<i>Podocnemis expansa</i> (Tartaruga da Amazônia)	Herbívoros	55	Carvalho, J.L., 2012
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Pescada)	Piscívoro	131	Oliveira, 2007
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Surubim)	Piscívoro	66,7	Oliveira, 2007
<i>Pellona castelnaeana</i> (Apapá-amarelo)	Piscívoro	216	Oliveira, 2007

* níveis de Hg total em espécies de Brasília Legal.

Estudos sobre a acumulação de HgT em plâncton nos lagos do rio Tapajós (Peleja *et al.*, 2002) reportaram níveis relativamente altos (Plâncton (<40µm) = 264 ng.g.⁻¹ e Plâncton (>40µm) = 150 ng.g.⁻¹) quando comparados com os níveis de HgT aqui registrados nos poríferos. Roulet e colaboradores (2000) reportaram para o rio Tapajós concentrações de 345 ng.g.⁻¹ para o seston (partícula organomineral que representa fração de destaque no conteúdo filtrado por poríferos) e

de 158 ng.g.⁻¹ para o perifíton, valores também altos quando comparados com a acumulação nos poríferos. Os níveis de HgT reportados por Roulet e colaboradores (1999), em uma espécie de peixe planctívoro (*Hypophthalmus* sp.), para a área de Brasília Legal, mostraram-se bem superiores (351 ng.g.⁻¹) à concentração média dos poríferos no presente. Já espécies de peixes que se alimentam de detritos no rio Tapajós, tiveram valores reportados próximos aos dos poríferos, variando de 37 ng.g.⁻¹ na espécie *Semaprochilodus taeniurus*, 61 ng.g.⁻¹ na espécie *Curimata* sp. a 65 ng.g.⁻¹ para a espécie *Hemiodus argenteus* (Roulet, 1999).

Conforme confrontado na Tabela 7, as concentrações de HgT nos poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós são consideradas basais em relação às concentrações de HgT em plâncton (Peleja, 2002), seston, perifíton (Roulet *et al.*, 2000) e em peixes planctívoros (Roulet, 1999). Essa variação sugere que os poríferos, no trecho estudado, não estejam bioacumulando HgT significativamente através de sua alimentação. Por serem filtradores seletivos, eles podem estar selecionando partículas orgânicas que carregam pouca quantidade de Hg, como por exemplo, a fração de plâncton de maior diâmetro, citado por Roulet e colaboradores (2000) e Peleja (2002), que contem níveis discretos de HgT, se comparado à fração fina. Outra hipótese é que as partículas em suspensão não representem item de destaque na alimentação desses organismos e sim os nutrientes dissolvidos. Por esta perspectiva, infere-se que estes animais não estejam bioacumulando o HgT via partículas filtradas, mas sim bioconcentrando em seus tecidos o Hg dissolvido na água, pois, segundo Roulet e colaboradores (2000), a fração de HgT dissolvido na coluna d'água do rio Tapajós está na ordem de parte por trilhão, extremamente baixa (2,5 ppt), sendo que, a fração particulada em suspensão é que transporta as maiores cargas de Hg neste sistema.

Berthet e colaboradores (2005), em estudos na costa do Mediterrâneo, avaliaram os níveis de contaminação dos metais Ag, Cd, Cu e Hg em *Spongia officinalis* coletadas em três regiões: Cortiou, Niolon e Port Cross, sendo esta última utilizada como sítio de referência. Os níveis de Hg encontrados para os três locais de coleta foram de 400±100 ng.g.⁻¹ para Cortiou, e 300±100 ng.g.⁻¹ para Port Cross, não sendo detectados em Niolon. Nesse estudo, os níveis de HgT foram considerados os mais baixos quando comparados com os demais metais estudados. Por fim, as concentrações de HgT reportadas em poríferos para regiões naturais e remotas, como na Baía de Terra Nova na Antártica, variaram de 30 a 180 ng.g.⁻¹ (Bargagli *et al.*, 1998) e para o lago Malawi na África Oriental na ordem de 11 ng.g.⁻¹ (Kidd *et al.*, 2003).

Perez e colaboradores (2005), realizaram um estudo comparativo da contaminação ambiental por 12 metais traço em nove pontos amostrais no sul da França, após a implantação de uma ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) para se aferir diferença nas concentrações de Hg

antes e após a instalação da estação. Foi utilizado o porífero marinho *Spongia officinalis* como biomonitor dessa contaminação ambiental. Os valores obtidos foram elevados, variando entre 500 ng.g.⁻¹ e 1.100 ng.g.⁻¹, no entanto, em relação aos demais metais, o Hg apresentou os menores valores de acumulação. Nesse estudo, foi utilizada a mesma espécie de porífero relatada para o estudo anteriormente citado (Berthet *et al.*, 2005), inclusive, utilizando dois pontos amostrais em comum.

Mais recentemente, foi realizada uma avaliação da contaminação por seis metais, dentre eles o Hg, em quatro lagos na Austrália, utilizando-se para tal, duas espécies de poríferos marinhos (*Mycale* sp. e *Suberites* cf. *diversicolor*), objetivando-se saber se esses poderiam ser considerados bons biomonitores da contaminação ambiental por metais traço, por meio da análise das variações espaciais e interespecie. A concentração de HgT média revelada para as duas espécies foi de 4.700±200 ng.g.⁻¹ – peso seco (Mestre *et al.*, 2012), confirmando o potencial desses organismos como bons bioindicadores.

4.5 Concentrações de HgT em Tecidos Vegetativos e Reprodutivo de poríferos

Independente de espécie e de região de coleta, as concentrações de HgT variaram entre as três frações de tecido dos poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós, sendo a concentração média de 56,4±11,1 ng.g.⁻¹ obtida no Tecido Reprodutivo (gêmulas), significativamente mais elevada que aquelas registradas para as frações de Tecido Vegetativo Externo (34,8±3,5 ng.g.⁻¹) e Interno (32,4±2,9 ng.g.⁻¹), já entre estas duas últimas não houve diferença significativa ($F_{2, 225} = 3,8466$, $p = 0,0227$) (Figura 17).

O Hg é considerado uma neurotoxina (Ebinghaus *et al.*, 1994; Morel *et al.*, 1998; Barkay *et al.*, 2003) e o MeHg, prejudicial ao desenvolvimento de embriões, em vertebrados (Clarkson *et al.*, 2003), demonstrando a afinidade do metal por células com intensa atividade metabólica. O Tecido Reprodutivo dos poríferos gemulíferos são as gêmulas, que por serem constituídas por aglomerados de células totipotentes (amebócitos e arqueócitos) (Araújo e Bossolan, 2006), apresentam alta capacidade de diferenciação celular, podendo originar os demais tipos celulares que compõem o corpo de um porífero. Portanto, acredita-se que a predisposição celular do Hg, observada em vertebrados possa ter paralelo com o observado nos poríferos.

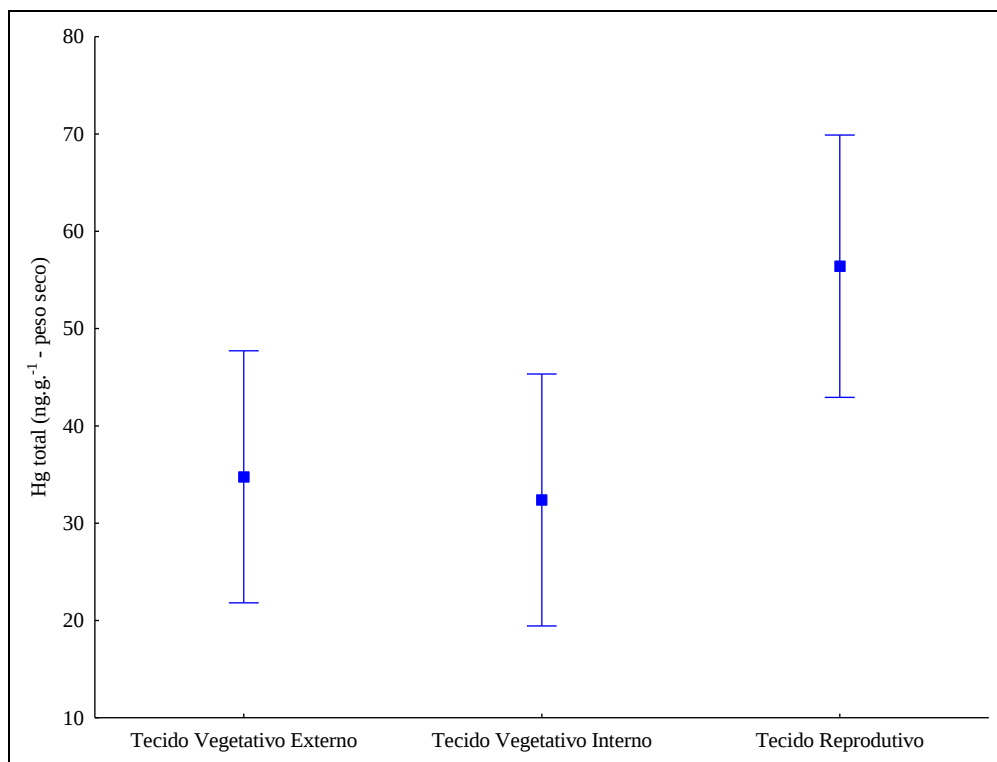


Figura 17 - HgT nos tecidos corporais de poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós

Para poríferos de água doce, Richelle e colaboradores (1995), analisando as espécies *Ephydatia fluviatilis*, *Ephydatia muelleri* e *Spongilla lacustris*, revelaram que não foram acumulados metais (Ba, Cd, Cr, Mn, Mo, Ni e Pb) no esqueleto mineral (espículas), mas sim no esqueleto orgânico (espongina). No rio Tapajós, a distribuição de HgT em componentes teciduais de moluscos bivalves, também já foi relatada. Neste sentido, Viana (2007), em estudos das concentrações de Hg em moluscos no baixo rio Tapajós verificou que a acumulação do metal era duas vezes maior no músculo que a acumulação na concha.

Mysing-Gubala e Porrier (1981), em estudos com a indução de contaminação de Hg e Cd no porífero de água doce *Ephydatia fluviatilis*, em diferentes concentrações (variando entre 0,001 e 1.000 ppm), verificaram que, dependendo da disponibilidade dos metais, estes podem causar desde malformações nas gemoscleras, inibição da gemulação e até morte do animal. Os autores apontaram estudos que confirmaram a malformação espicular em espécies de poríferos expostas a contaminação química. Entretanto, ao contrário do que é reportado em estudos por contaminação de metais em poríferos, o Hg é encontrado naturalmente no ambiente amazônico, a níveis mais baixos que o que foi reproduzido em laboratório no experimento realizado pelos referidos autores, o que pode predispor os poríferos a um desenvolvimento adaptado ao HgT encontrado no ambiente.

Segundo Ehrlich e colaboradores (2018), nos poríferos de água doce, a espongina é responsável pela proteção do revestimento das gêmulas, as quais são compostas por uma densa massa de células idênticas e rodeadas por um revestimento orgânico chamado de concha. As conchas das gêmulas são fortificadas com espículas silicosas e gemoscleras, que são incorporadas em uma matriz composta de quitina e uma proteína colágena. Este colágeno tem sido referido como espongina. Cebrian e Uríz (2007b), relataram que as fibras de poríferos marinhos pertencem à classe do colágeno e que concentram alguns metais em maior extensão do que outros tecidos celulares. Neste sentido poderia ser esta a explicação para as maiores concentrações de HgT nas gêmulas dos poríferos investigados no presente trabalho.

4.6 HgT em poríferos por região fluviolacustre

A região do Carapanarí, independente de espécie, no ambiente fluvial, foi a única em que a concentração média de HgT ($70,0 \pm 24,1 \text{ ng.g}^{-1}$) se diferenciou de todas as outras ($F_{18, 196} = 3,9426$, $p = 0,00000$). Entre as demais regiões de coleta não houve diferença significativa (Figura 18). A concentração média na região mais próxima da desembocadura do rio Tapajós no rio Amazonas, representada pelo local de coleta no porto da CDP, já na orla urbanizada de Santarém foi de $35,0 \pm 6,6 \text{ ng.g}^{-1}$, concentração esta, muito semelhante à concentração média de HgT ($34,7 \pm 7,0 \text{ ng.g}^{-1}$) registrada para o ponto mais a montante da foz (cerca de 65 Km), região de Muretá (lago), a qual pelas feições fisiográficas fora considerada como a mais natural e preservada no presente estudo. A concentração mais basal ($7,6 \pm 6,8 \text{ ng.g}^{-1}$) foi registrada na região de Ponta de Pedras, localizada em posição intermediária entre o ponto mais urbanizado (CDP) e o mais pristino (Muretá).

Alguns estudos defendem que o uso do solo influencia no exporte de Hg de bacias hidrográficas (Hurley *et al.*, 1995; Grigal, 2002) e que alterações no uso do solo elevam as taxas de erosão aumentando o fluxo de Hg para os lagos. Pesquisas a cerca de balanço de massa apontam que a produção de Hg de bacias urbanas e agrícolas podem exceder em muito os das bacias florestais naturais (Balogh *et al.*, 1998; Lockhart *et al.*, 1998; Mason e Sullivan, 1998). Do mesmo modo, parte significativa do Hg transportado a partir dessas bacias hidrográficas antropizadas se move durante os eventos de chuva e está associado a altas cargas de sedimentos suspensos derivados do solo (Engstrom *et al.*, 2007).

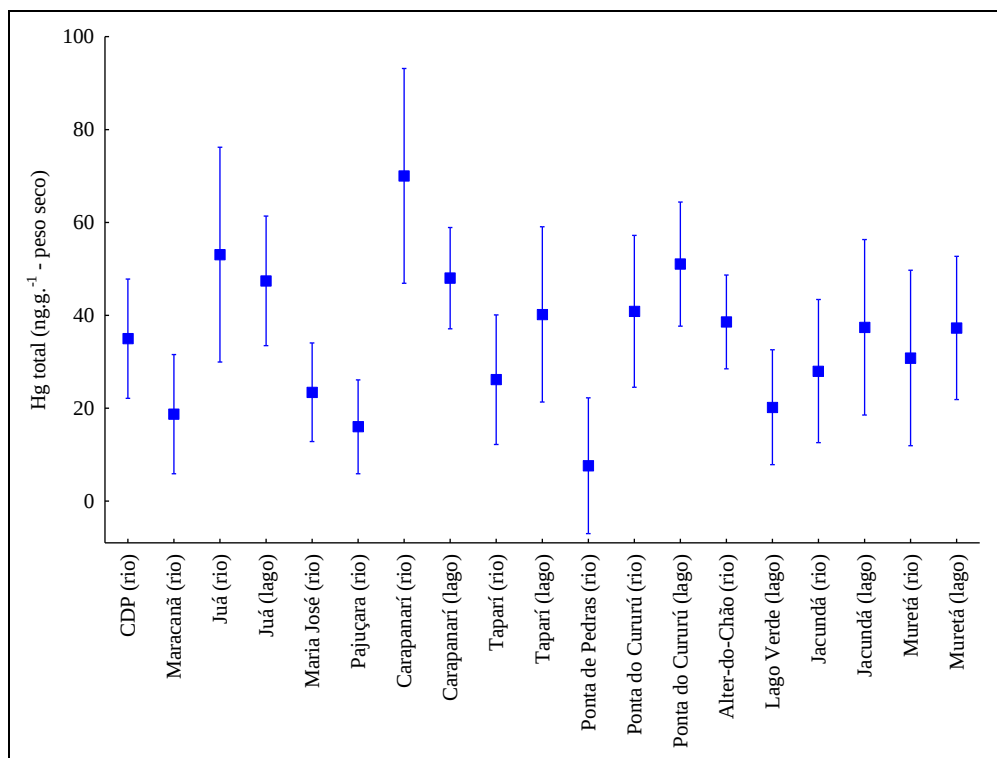


Figura 18 - Concentrações médias de HgT por Região (trecho fluvial e lagos associados) no Hidrossistema baixo Tapajós

Roulet e colaboradores (1996), defenderam que os solos ferralíticos da região do baixo rio Tapajós acumularam naturalmente quantidades consideráveis de Hg e que a erosão desses solos, após o desmatamento e o cultivo, promove o intemperismo do Hg acumulado nesse compartimento. Esses autores sugeriram que tal processo de intemperismo pode influenciar a carga de Hg no sistema aquático de qualquer área de captação perturbada na bacia. A recente colonização das sub-bacias de drenagem e a crescente exploração de novas parcelas de terra no baixo Tapajós perturbam os ciclos mineral e de matéria orgânica, assim como o do Hg. O resultado é o aumento da exportação de Hg particulado fino da superfície dos solos para as águas de drenagem que os transportam para os sistemas flúviolacustres, onde eles finalmente se estabelecem (Roulet *et al.*, 2000).

No caso de bacias de drenagem colonizadas, como as do trecho em estudo, é importante levar em consideração inúmeras alterações possíveis de cobertura do solo e seus efeitos na quantidade e qualidade do material drenado. O desenvolvimento de práticas florestais, culturas, pastagens e estradas promove a perda de cobertura florestal e é seguido pela exploração progressiva dos solos subjacentes. Estas perturbações, por sua vez, podem resultar em aumento e fonte de variação da contaminação por Hg nos diferentes corpos d'água da mesma região.

Ao redor do planeta, as áreas de drenagem e de superfície dos lagos, a cobertura vegetal e a topografia são parâmetros ambientais que também tem sido associados com variações

de teores de Hg em corpos d'água de uma mesma região (Engstrom *et al.*, 2007), todavia estes fatores não foram testados no presente trabalho, o que talvez esclarecesse os valores mais elevados de HgT nos poríferos da região do Carapanarí.

4.7 HgT em poríferos por Ambiente

No presente, ao agrupar-se os pontos de coleta nas categorias ambiente fluvial (amostras coletadas ao longo do canal principal do rio) e ambiente lacustre (amostras coletadas nos lagos associados à margem direita do rio), a concentração média de HgT foi significativamente mais elevada no ambiente lacustre ($40,6 \pm 23,4 \text{ ng.g}^{-1}$) do que no fluvial ($28,1 \pm 29,2 \text{ ng.g}^{-1}$) ($F_{1, 214} = 11,624$, $p = 0,00078$) (Figura 19).

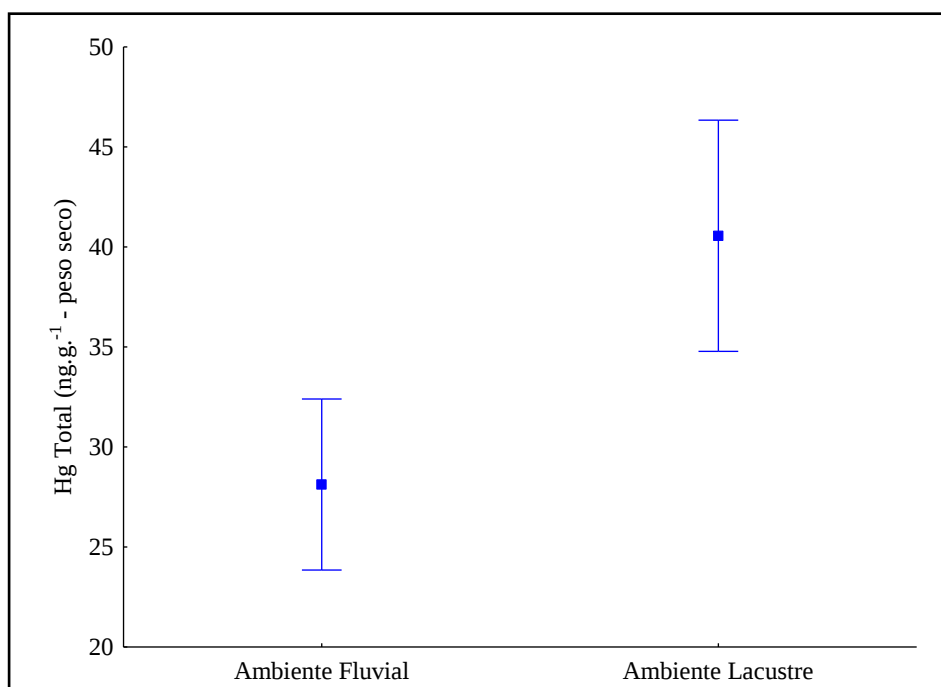


Figura 19 - Concentrações médias de HgT após agrupamento das amostras por pontos de coleta no canal do rio e em seus lagos associados, na margem direita do Hidrossistema baixo Tapajós

Existem várias fontes de Hg para os lagos. Estas incluem a atmosfera, o escoamento das bacias terrestres e a produção no lago. A importância relativa dessas fontes varia de acordo com situações indiferentes. Estudos geoquímicos de perfis verticais de sedimentos superficiais, de 30 a 80 cm, de ecossistemas lênticos do rio Tapajós permitiram a observação de mudanças ambientais responsáveis pela contaminação por Hg de sistemas aquáticos explorados pela população ribeirinha humana (Roulet *et al.*, 2000).

O tipo de bacia também pode influenciar nas entradas de HgT nos lagos, porque as captações removem quantidades variáveis de HgT à medida que a água flui através delas (St. Louis *et al.*, 1996).

A presença de áreas alagadas na bacia de captação de corpos d'água do Hemisfério Norte (Rudd, 1995) e do Brasil (Belger e Forsberg, 2006) têm sido identificadas como fonte de HgT e MeHg para os ambientes aquáticos.

Concentrações de Hg elevadas foram observadas em áreas úmidas e em solos hidromórficos, e acredita-se que este Hg esteja amplamente associado ao carbono orgânico do solo, sugerindo que a distribuição de carbono orgânico, em uma paisagem de captação, controla a distribuição de Hg (Grigal, 2003). Bodaly e colaboradores (1984), encontraram uma relação positiva entre o acúmulo de Hg em peixes e a inundação de solos húmidos e de turfa no Canadá. Driscoll e colaboradores. (1995), por sua vez, descobriram que a porcentagem de área alagada em uma bacia hidrográfica influencia a concentração de HgT em lagos da região de Adirondack, em Nova York.

O tempo de residência da água em lagos é maior do que em rios, e o tempo de residência nas áreas alagadas em planícies de inundação é maior ainda, ou seja, à medida que a proporção de áreas úmidas em uma bacia hidrográfica aumenta, os picos de fluxo de água (inundação) são atenuados devido ao armazenamento temporário de água nesses elementos de paisagem relativamente planos, fornecendo assim condições importantes para a mobilização e produção de MeHg (Bishop e Lee, 1997).

Assim, os solos alagados das florestas de igapó marginais aos lagos do baixo rio Tapajós podem aumentar o fluxo de MeHg do sistema terrestre para os lagos, porque atuam como locais de produção e porque aumentam o tempo de residência da água, o que poderia explicar as maiores concentrações de HgT nos poríferos coletadas no ambiente lacustre.

No presente trabalho, a análise dos parâmetros limnológicos e físico-químicos aferidos na água superficial dos lagos e na seção paralela do canal fluvial que foram confrontados revelou perfil bastante distinto entre os dois ambientes. A saber, os valores médios dos parâmetros Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Sílica, Sódio e Potássio foram significativamente mais baixos na água interna dos lagos do que na água do canal fluvial (Tabela 3). Já a Condutividade Elétrica apresentou valor médio mais baixo no rio do que nos lagos, e os valores de pH foram semelhantes entre ambiente fluvial ($7,4 \pm 0,3$) e lacustre ($7,5 \pm 0,3$).

Na Amazônia as áreas de inundação com locais de ambientes sub-óxicos como sedimentos de lagos, igapós e solos hidromórficos, já foram apontadas como potenciais áreas de metilação (Guimarães *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 2001). O trabalho de Belger e Forsberg (2006),

realizado no Rio Negro, com espécies de peixes carnívoros, concluiu que o tamanho do peixe, o pH e a percentagem da área de inundação foram os fatores que explicaram em pelo menos 85% a variação nos níveis de HgT nesses peixes, e que a área de inundação se perfila como um importante fator do meio ambiente por se tratar de área de metilação, influenciando a bioacumulação de Hg.

Flutuações no nível da água podem aumentar a redistribuição de Hg para lagos de suas bacias circundantes, tornando o Hg mais disponível para a metilação. Flutuações do nível da água são comuns e extremas nos lagos da Amazônia e do rio Tapajós e desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes, minerais e material orgânico (Forsberg *et al.*, 1988) . Assim os lagos que recebem uma maior entrada de material orgânico dissolvido e particulado da bacia de captação podem receber maiores cargas de Hg.

4.8 Colonização vertical e horizontal dos poríferos no ambiente aquático versus acumulação de HgT

A análise de correlação proporciona um meio de se verificar o grau de associação entre duas ou mais variáveis, neste sentido, utilizou-se a correlação linear de Pearson para calcular os valores de *r* entre as concentrações de HgT nas três frações de tecido corporal destas (Vegetativo Externo, Vegetativo Interno e Reprodutivo) em função da distância de colonização da margem do lago ou rio e em função da profundidade de colonização dos substratos verticalmente na coluna d'água. As espécies *Drulia uruguayensis*, *Drulia brownii*, *Tubella paulula* e *Oncosclera navicella* apresentaram número amostral representativo ao longo do trecho estudado, possibilitando os testes de correlação referidos.

Para as três últimas espécies supracitadas, as concentrações de HgT presentes nas três formas de tecido analisados não apresentaram correlação significativa em função de suas ocorrências horizontais e verticais nos ambientes aquáticos. Já na espécie *Drulia uruguayensis* as concentrações de HgT no Tecido Vegetativo Interno foram diretamente proporcionais à distribuição vertical na coluna d'água dos ambientes, ou seja, o aumento da profundidade de colonização da espécie na coluna d'água explicou 43% da fonte variação de HgT entre os exemplares ($r = 0,4271$, $p = 0,0038$) (Figura 20).

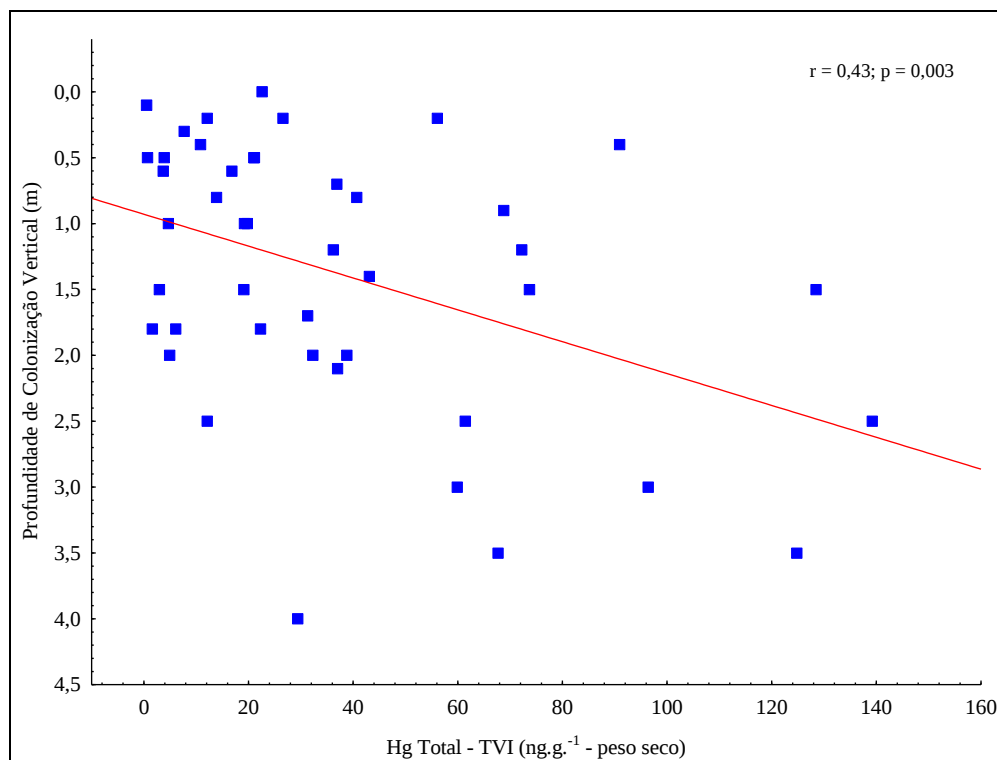


Figura 20 - Correlação entre as concentrações de HgT no Tecido Vegetativo Interno (TVI) com a profundidade de colonização vertical na coluna d'água de *Drulia uruguayensis*

Uma vez que a preocupação com a contaminação por Hg tem aumentado, também há a intenção de melhor compreensão dos mecanismos de produção e do movimento do contaminante através dos compartimentos dos sistemas aquáticos (Herrin *et al.*, 1998). Observou-se assim, no presente trabalho, que a colonização em profundidade na coluna d'água da maioria das espécies de poríferos estudadas parece não favorecer a acumulação de HgT nestas. Porém a espécie *Drulia uruguayensis* respondeu de forma positiva a esta realidade no sistema do baixo rio Tapajós.

Já se observou em outros países que as concentrações de Hg orgânico na água de lagos são significativamente maiores em águas hipolimnéticas anóxicas do que em águas epilimnéticas oxidas (Bloom *et al.*, 1991; Verta *et al.*, 1994; Watras *et al.*, 1994).

Alguns substratos de Hg em lagos são removidos da coluna d'água pela volatilização de Hg⁰ e pela deposição de sedimentos no fundo. Em lagos de água doce, processos fotoquímicos são amplamente responsáveis pela redução de Hg iônico a Hg⁰ (Amyot *et al.*, 1997). Sellers e colaboradores (1996), observaram decréscimos nas taxas de fotodegradação de MeHg dissolvido com a profundidades em lagos canadenses em função da diminuição exponencial na intensidade de luz. Para Zhang e Kim (2010), altas concentrações de MeHg não são sustentadas em camadas epilimnicas devido à desmetilação e fotorredução que influenciam na menor produção e entrada

de MeHg. Larson e colaboradores (2014), determinaram que as relações entre as concentrações de Hg em peixes em lagos com diferentes cotas variaram substancialmente.

As transformações do enxofre em profundidade também estão intimamente ligadas à dinâmica do Hg, pois a sua solubilidade aumenta com o aumento das concentrações de sulfeto em águas anóxicas e mais profundas através de reações de complexação, aumentando potencialmente o *pool* de Hg disponível para a metilação (Benoit *et al.*, 2003), a biodisponibilidade e a bioconcentração. Um suprimento elevado de matéria orgânica dissolvida para águas superficiais a jusante de áreas alagadas (por exemplo igapós, no rio Tapajós) pode estimular a metilação e limitar a fotodegradação de MeHg e a fotorredução de Hg iônico (Benoit *et al.*, 2003).

4.9 Parâmetros limnológicos e a acumulação de HgT nos poríferos

Quatro espécies (*Drulia brownii*, *Drulia uruguayensis*, *Corvospongilla seckti* e *Tubella paulula*) que apresentaram número amostral variando de 8 a 24 tiveram seus valores de HgT nos Tecidos Vegetativos (Externo e Interno) e Reprodutivo confrontados com parâmetros limnológicos e físico-químicos da água. No entanto, apenas a primeira apresentou valores significativos, uma vez que, as concentrações de HgT no Tecido Reprodutivo de *Drulia brownii* correlacionaram-se negativamente com o pH ($r = -0,55$, $p = 0,042$), a Sílica ($r = -0,58$, $p = 0,028$) e o Potássio ($r = -0,76$, $p = 0,001$). As concentrações de HgT, desta mesma espécie, no Tecido Vegetativo Interno se correlacionaram, apenas, com o Sódio, também de forma negativa ($r = -0,55$, $p = 0,033$) (Figura 21).

Pesquisas relacionando as variáveis físico-químicas e limnológicas com a acumulação de HgT em poríferos de água doce são escassas. Em ecossistemas sensíveis, tais como zonas húmidas ou lagos com áreas hidrologicamente ligadas, as condições físico-químicas e biogeoquímicas nestas áreas tendem a favorecer a conversão bacteriana de Hg^{2+} (inorgânico) em MeHg (Wiener *et al.*, 2006).

Em ecossistemas de clima temperado, correlações negativas de níveis de Hg dissolvido na água com o pH têm sido reportadas (Jackson, 1986; Stepanova e Komov, 1996). Segundo Fitzgerald e colaboradores (1991), a volatilização de Hg^0 (elementar) está positivamente relacionada com o pH da água de lagos, e este cenário pode diminuir os substratos de Hg^{2+} para metilação em água de pH mais alcalino.

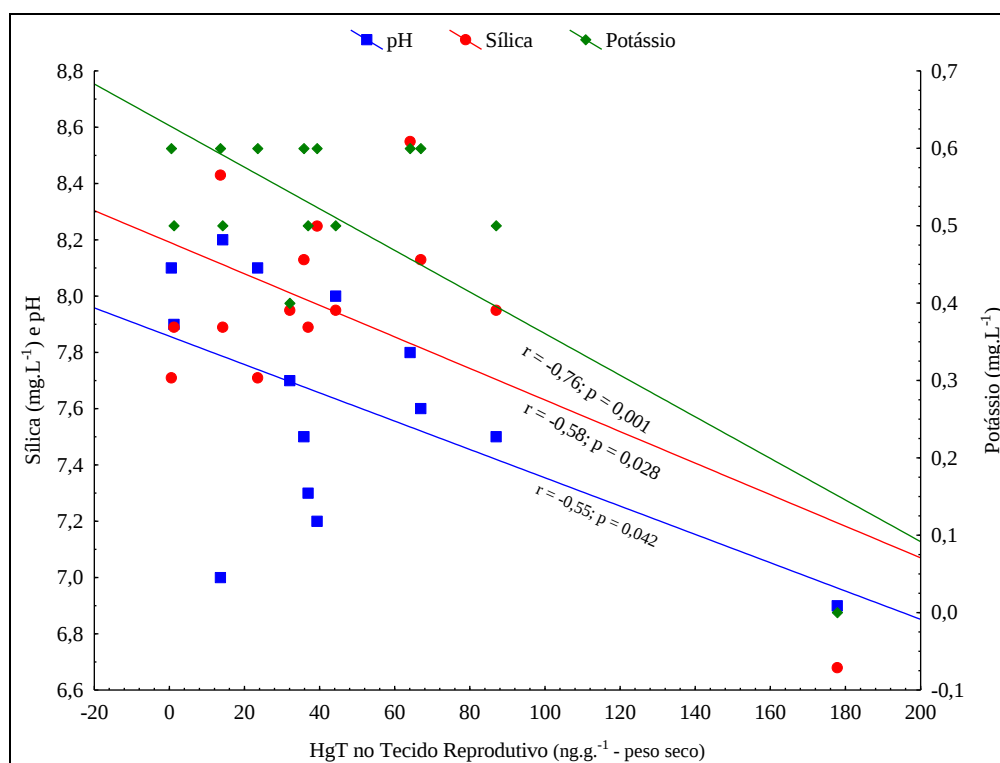


Figura 21 - Correlação entre as concentrações de HgT no Tecido Reprodutivo de *Drulia brownii* com os valores de pH, Sílica e Potássio da água dos locais de coleta

Valores menores de pH e alcalinidade tem demonstrado forte correlação inversa com as concentrações de Hg em peixes. Condições neutras e levemente alcalinas podem reduzir as concentrações de MeHg, enquanto águas de baixo pH podem conter uma participação relativamente maior de MeHg (Ullrich *et al.*, 2001). Isto parece concordar com estudos suecos de campo, que mostraram que o tratamento de lagos com cal para aumentar o pH da água pode ajudar a reduzir o teor de Hg dos peixes (Andersson e Hakanson, 1992).

Na Amazônia, Silva-Forsberg e colaboradores (1999), relataram forte correlação entre a concentração média de Hg em peixes consumidos e os níveis de pH em tributários do rio Amazonas. No médio rio Tapajós, há relato de que lagos com baixos valores de pH, mais profundos e com valores baixos do disco de Secchi apresentaram maiores níveis de Hg dissolvido na água (Peleja 2002).

Na seção fluviolacustre estudada no presente estudo, o Hg pode estar sendo metilado nos locais onde se registrou valores menores de pH, situação que somada à decomposição da matéria orgânica nos pontos de colonização mais profundos pelos poríferos, onde foram observados os maiores níveis de HgT, pode aumentar o tempo de residência do elemento na coluna d'água, favorecendo assim, a exposição destas à forma biodisponível, o que pode ter acontecido com *Drulia uruguayensis*. Este cenário pode contribuir com a sequência de bioacumulação do Hg

para os níveis tróficos aquáticos subsequentes que utilizem os poríferos como fonte de alimento no sistema fluviolacustre do rio Tapajós.

A Figura 21 evidencia que, além dos valores menores de pH, Sílica e Potássio atuam para uma maior acumulação de HgT no Tecido Reprodutivo de *Drulia brownii*. Já as concentrações de Sódio se associam com a acumulação no Tecido Vegetativo Interno, também de forma inversa. Isto revela que no baixo rio Tapajós o gradiente de concentração destes íons catiônicos na água do habitat em que estes poríferos silicosos estão fixados é determinante para mediar a acumulação do Hg nas células das mesmas. Ressalte-se que, nos poríferos as trocas iônicas celulares são realizadas através do contato direto de suas membranas permeáveis com a água do meio.

A permeabilidade de membranas biológicas ao MeHg e a íons metálicos bivalentes é inversamente correlacionada com a concentração de cátions na água, como o Cálcio, por exemplo. Processos biogeoquímicos que aumentam a biodisponibilidade de certos metais em águas de baixas concentrações de sais podem operar no lago e na bacia hidrográfica (Wiener e Turnheim, 1990).

A área lateral de drenagem da margem direita, da seção do rio Tapajós estudada, compreende uma faixa de floresta de savana com trechos significativos de solos arenosos e podzolizados, mas com faixas de latossolos em processo de podzolização com manchas de floresta ombrófila (Magnusson *et al.*, 2008). Estas proporções de feições florestais e de solo não foram aferidas no presente, o que talvez contribuísse para uma melhor interpretação das correlações inversas dos teores de Hg nos poríferos com as concentrações de Sílica, Potássio e Sódio na água.

Segundo Lucas e colaboradores (1996), a liberação de matéria orgânica e de complexos organo-metálicos dos latossolos e podzóis amazônicos para os rios ocorre gradativamente através do intemperismo químico e físico via podzolização. Nos latossolos ferralíticos, durante o pico de atividade biológica que sucede os eventos de chuvas, a microfauna e a atividade microbial no solo superficial promovem a mineralização da liteira e produzem compostos orgânicos complexantes, os quais são agressivos para com os minerais dos solos amazônicos, naturalmente ricos em Fe, Al e Hg. Isto resulta em altas concentrações de Si, Fe, Al e Hg e baixo pH na solução do solo (Peleja, 2007). A solução de solo se infiltra lentamente e regularmente até às camadas mais profundas, que por drenagem lateral alimentam em seguida os cursos d'água. Os materiais orgânicos complexantes ficam adsorvidos nas superfícies de trocas dos minerais argilosos nas camadas superficiais do perfil sendo condensados ou mineralizados. O resultado é que a maior parte do Fe, Al (Lucas *et al.*, 1996) e Hg (Roulet *et al.*, 1998a; Zeidemann, 1998)

ficam imobilizados dentro do perfil do solo. Assim, as águas que brotam ou drenam dos latossolos são ricas em Si, mas pobres em matéria orgânica, Fe, Al (Lucas *et al.*, 1996; McClain *et al.*, 1997) e com relativamente menores concentrações de Hg (Peleja, 2007).

Em contraste, nos Podzóis, os compostos organo-metálicos migram rapidamente através das camadas superficiais do solo devido à alta permeabilidade e a fraca superfície de trocas dos horizontes arenosos. Em solos bem drenados a migração é favorecida pela drenagem lateral nos solos, o que permite uma exportação precoce de Fe, Al e matéria orgânica para o sistema fluvial, restando uma acumulação de grãos de quartzo residuais (areia). Em consequência, os compostos organo-metálicos formados no perfil superficial são exportados do sistema antes da completa degradação microbiana. Assim, as águas que brotam ou drenam dos Podzóis apresentam baixa concentração de Si, mas altas concentrações de matéria orgânica, Fe, Al e outros metais (Lucas *et al.*, 1996; McClain *et al.*, 1997), como o Hg (Peleja, 2007).

Por outra via, no baixo curso do Tapajós, já foi bastante demonstrado que o Hg de origem natural se acumula nos solos e vem sendo liberado deste compartimento pelo intemperismo e pela erosão das superfícies terrestres (Roulet *et al.*, 1996, 1998b). O aumento da erosão após a colonização por humanos na bacia do Tapajós parece ser responsável pelo aumento do transporte e deposição de HgT particulado no meio aquático, o que foi defendido por medições na coluna d'água (Roulet *et al.*, 1998a, 1999) e sedimentos (Roulet *et al.*, 2000) do rio Tapajós.

Essas observações geoquímicas têm importantes implicações para a interpretação dos padrões de contaminação de Hg observados no interior dos ambientes aquáticos amazônicos que podem estar ligados a diferentes fontes de drenagem de Hg da superfície terrestre da bacia. Já Farela e colaboradores (2006), defendem que o desmatamento e a agricultura afetam as camadas superficiais do solo e promovem a erosão muito seletiva de partículas finas enriquecidas com óxidos de metais (Fe e Al), Hg e cátions trocáveis (K, Ca, Mg e Na), podendo a erosão do solo ser responsável por uma importante liberação de Hg transportada em forma de partículas pelas águas de drenagem da bacia do Tapajós. Nesta bacia, quase que para todos os usos do solo, o primeiro impacto neste consiste na queima da biomassa florestal, liberando altos níveis de cátions armazenados na vegetação (Mackensen *et al.*, 2000). Após sua liberação, milhares desses novos átomos de cátion base competem com átomos de Hg por locais específicos no solo. Com uma relação de 30.000 átomos de K, Ca e Mg para um átomo de Hg em solos não perturbados. Este valor aumenta para 215.000 átomos em solos desmatados. Esta entrada cria um grande desequilíbrio para os solos, provavelmente levando a uma forte competição com o Hg (Farela *et al.*, 2006). Estes resultados sugerem que a entrada constante de cátions de base relacionados aos

vários usos antropogênicos da terra na Amazônia pode desestabilizar o Hg em todo o perfil do solo, contaminando rios e lagos.

Assim o uso desordenado da terra, especialmente com agricultura de corte e queima, fazendo com que o Hg seja deslocado do solo por um excesso de cátions de base neste, pode então contribuir para um vazamento constante deste reservatório quase infinito de Hg e ser também uma das explicações para o cenário da dinâmica de acumulação do Hg nos poríferos aqui observado.

Além disso, os ecossistemas aquáticos da Amazônia são bastante eficientes na metilação do Hg e na bioconcentração na teia trófica. A abundância de macrófitas, altas temperaturas (Guimarães *et al.*, 2000) e a presença de solos florestais alagados (igapós) estão entre as condições favoráveis que possibilitam a transformação do Hg inorgânico do solo em sua forma orgânica nos corpos d'água.

5 CONCLUSÕES

Das 16 espécies estudadas de poríferos, todas revelaram concentrações de HgT além de níveis traços, porém, são concentrações que podem ser consideradas relativamente baixas quando comparadas com outros organismos da teia trófica aquática do rio Tapajós.

Os poríferos são formados por uma massa corporal de células vegetativas, que se distribui do interior da colônia até à sua periferia, e células reprodutivas encaixadas na massa vegetativa e no esqueleto de espículas. Desta forma as células vegetativas mais internas e mais antigas não se diferenciaram das mais externas e mais recentes em termos de acumulação de HgT. Porém as células reprodutivas (gêmulas) revelaram concentrações de HgT significativamente mais elevadas que as outras duas vegetativas.

Os Poríferos do Hidrossistema baixo Tapajós, que habitam ambientes lacustres, acumulam significativamente mais HgT que aqueles que habitam o canal fluvial, na mesma seção de abrangência fluviolacustre.

Para a espécie *Drulia uruguayensis*, as concentrações de HgT no Tecido Vegetativo Interno foram diretamente proporcionais à colonização vertical da mesma na coluna d'água dos ambientes, ou seja, o aumento da profundidade de colonização da espécie na coluna d'água é fator determinante para potencializar a acumulação do HgT.

As variáveis limnológicas pH e as concentrações de Sílica e Potássio foram significativamente correlacionadas com as concentrações mais elevadas de HgT no Tecido Reprodutivo (gêmulas) da espécie *Drulia brownii*, sendo que, a relação destas variáveis limnológicas com as concentrações de HgT foi do tipo inversa. No Tecido Vegetativo Interno, desta mesma espécie, as concentrações de HgT se correlacionaram com as concentrações de Sódio na água do ambiente e, também de forma inversa.

As amostragens do presente estudo contribuíram para que o número de espécies de poríferos dulcícolas para o rio Tapajós fosse ampliado de 16 para 20, com o incremento de 4 novos registros: *Drulia ctenosclera*, *Saturnospongilla carvalhoi*, *Tubella lanzamirandai* e *Metania reticulata*, bem como forneceu subsídios pontuais para o entendimento da dinâmica do Hg em um trecho do baixo rio Tapajós. Recomenda-se, para novos estudos, a ampliação da área de coleta e dos parâmetros limnológicos e físico-químicos, aliada a análise integrada das concentrações de HgT nos demais compartimentos e matrizes orgânicas no baixo rio Tapajós.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agell, G.; Uríz, M.J.; Cebrian, E.; Martí, R. 2001. Does stress proteins induction by copper modify natural toxicity in sponges? *Environ. Toxicol. Chem.*, 20: 2588-2593.
- Akagi, H. *et al.* 1995. Mercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 85-95.
- Akagi, H.; Naganuma, A. 2000. Human exposure to mercury and the accumulation of methylmercury that is associated with gold mining in the Amazon Basin. *Brazilian Journal of Health Sciences*, 46: 323-328.
- Almeida, M.D.; Lacerda, L.D.; Bastos, W.R.; Herrmann, J.C. 2005. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, 137 (2): 179-186.
- Amyot, M., *et al.* 1997. Effect of solar radiation on the formation of dissolved gaseous mercury in temperate lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61 (5): 975-987.
- Andersson, T.; Håkanson, L. 1992. Mercury content in lake sediments and suspended matter-temporal variation and relation to water chemistry. *Sediment/Water Interactions*. Springer, Dordrecht, 1: 685-696.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. *American Public Health Association*, Washington, DC.
- Araújo, A.P.U.; Bossolan, N.R.S. 2006. *Noções de Taxonomia e Classificação. Introdução à Zoologia. Biologia II*. Instituto de Física de São Carlos/Licenciatura em Ciências Exatas, São Paulo-SP. 54pp.
- Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. 2000. *Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting*. (www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/#monitor). Acesso: 20/02/05.
- Azevedo, F.A. 2003. *Toxicologia do mercúrio*. RIMA, São Paulo, Brasil. 292pp.
- Bacelar, R. de J. 2014. *Avaliação espacial longitudinal dos níveis de mercúrio total em sedimentos do rio Tapajós, Pará, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará. 54pp.
- Balogh, S.; Meyer, M.; Johnson, K. 1998. Diffuse and point source mercury inputs to the Mississippi, Minnesota, and St. Croix Rivers. *Science of the total Environment*, 213 (1-3): 109-113.

Barbosa, A.C. *et al.* 2003. Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45: 235-246.

Bargagli, R.; Monaci, F.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Cateni, D. 1998. Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Marine Ecology Progress Series*, 169: 65-76.

Barkay, T.; Miller, M.S.; Summers, A.O. 2003. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. *FEMS Microbiology Review*, 27: 355-384.

Barros, I.B. 2013. *Estudos químicos de aproveitamento do cauxí, esponja-de-água doce da Amazônia*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 190pp.

Batista, G.N. 2012. *Taxonomia de esponjas de águas continentais do Estado de Pernambuco*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal/Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco. 98pp.

Batista, T.C.A.; Volkmer-Ribeiro, C.; Darwich, A.; Alves, L.F. 2003. Freshwater sponge as indicators of floodplain lake environments and of river rocky bottoms in Central Amazonia. *Amazoniana*, 17: 525-549.

Batista, T.C.A.; Volkmer-Ribeiro, C.; Melão, M.G.G. 2007. Espongofauna da área de proteção ambiental meandros do rio Araguaia (GO, MT, TO), Brasil, com descrição de *Heteromeyenia cristalina* sp. nov. (Porífera, Demospongiae). *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 24 (3): 608-630.

Belger, L.; Forsberg, B. R. 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 367: 451-459.

Benoit, J. *et al.* 2003. Geochemical and Biological Controls Over Methylmercury Production and Degradation in Aquatic Ecosystems. *ACS Symp Ser.* 835: 262-297.

Berthet, B.; Mouneyrac, C.; Perez, T.; Amiard-Triquet, C. 2005. Metallothionein concentration in sponges (*Spongia officinalis*) as a biomarker of metal contamination. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 141: 306-313.

Bishop, K.; Lee, Y. 1997. Catchments as a source of mercury/methylmercury in boreal surface waters. In: Sigel, A.; Sigel, H. (Eds.). *Metal Ions in Biological Systems. Mercury and Its Effects on Environment and Biology*, Marcel Dekker, New York, 34: 113-130.

Bisinoti, M.C.; Jardim, W.F. 2004. O comportamento do metilmercúrio (MetilHg) no Ambiente. *Química Nova*, 27: 593-600.

Bloom, N.S.; Watras, C.J.; Hurley, J.P. 1991. Impact of acidification on the methylmercury cycle of remote seepage lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, 56 (1): 477-491.

Bodaly, R.A.; Hecky, R. E.; Fudge, R.J.P. 1984. Increases in Fish Mercury Levels in Lakes Flooded by the Churchill River Diversion, Northern Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41 (4): 682-691.

Boischio, A.A.P; Barbosa, A. 1993. Exposição ao Mercúrio Orgânico em Populações Ribeirinhas do Alto Madeira, Rondônia, 1991: Resultados Preliminares. *Cad. Saúde Públ.*, Rio de Janeiro, 9 (2): 155-160.

Bonetto, A.A.; Ezcurra de Drago, I.D. 1962. Dos nuevas esponjas para el Paraná medio. *Physis*, 23 (65): 209-214.

Bonetto, A.A.; Ezcurra de Drago, I.D. 1966. Nuevos aportes al conocimiento de las esponjas argentinas. *Physis*, 26 (71): 129-140.

Bonetto, A.A.; Ezcurra de Drago, I.D. 1969. Notas sistemáticas sobre el género *Uruguayia* Carter (Porifera, Spongillidae). *Physis*, 28 (77): 351-357.

Bonetto, A.A.; Ezcurra de Drago, I.D. 1973. Aportes al conocimiento de las esponjas del Orinoco. *Physis*, 32 (84): 19-27.

Boury-Esnault, N. 2006. Systematics and evolution of Demospongiae. *Can. J. Zool.*, 84 (2): 205-224.

Bowerbank, J.S. 1863. A monograph of the Spongillidae. *Proceedings of the Zoological Society of London*, p. 440-472.

Brasil. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2018. (<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/panorama>). Acesso: 29/04/18.

Brasil. Ministério dos Transportes. Informações do rio Tapajós. 2007. (<http://www2.transportes.gov.br/bit/04-hidro/3-rios-terminais/rios/01-RH-Amaz%C3%B4nica/griotapajos.htm>). Acesso: 19/08/17.

Brasil. MMA Ministério do Meio Ambiente. 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. Resolução 357, de 17 de Março de 2005.

Carter, H.J. 1981. History and classification of the known species of *Spongilla*. *Annals and Magazine of Natural History*, 7 (5): 77-107.

Carvalho, J.L. 2012. *Ecotoxicologia do mercúrio (Hg) em Podocnemis expansa (Schweigger, 1812) (Testudines, Podocnemididae) do Tabuleiro de Monte Cristo no rio Tapajós, Pará, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia/Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará. 88pp.

Carvalho, J.P. 1942. Ocorrência de *Ephydatia crateriformis* (Potts) na América do Sul. *Boletim da Faculdade Filosofia Ciências Letras, Universidade São Paulo, Zoologia*, São Paulo, 6: 267-269.

Castro, S.V. 2006. *Efeitos de metais pesados presentes na água sobre a estrutura das comunidades bentônicas do alto rio das Velhas-MG*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia da UFMG/Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 110pp.

Cebrian, E.; Uríz, M.J. 2007a. Contrasting effects of heavy metals and hydrocarbons on larval settlement and juvenile survival in sponges. *Aquatic Toxicology*, 81 (2): 137-143.

Cebrian, E.; Uríz, M.J. 2007b. Contrasting Effects of Heavy Metals on Sponge Cell Behavior. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 53: 552-558.

Cebrian, E.; Uríz, M.J.; Martí, R.; Agell, G. 2006. Response of the Mediterranean sponge *Chondrosia reniformis* Nardo to heavy metal pollution. *Environ. Pollut.*, 141: 452-458.

Cebrian, E.; Uríz, M.J.; Martí, R.; Turon, X. 2003. Sublethal effects of contamination on the Mediterranean sponge *Crambe crambe*: metal accumulation and biological responses. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 1273-1284.

Clarkson, W.T.; Magos, L.; Myers, G.J. 2003. The Toxicology of Mercury – Current Exposures and Clinical Manifestations. *The New England Journal of Medicine*, 349: 1731-1737.

Cleveland, P.; Hickman, Jr. 2013. *Princípios Integrados de Zoologia*. 15 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro-RJ. 976pp.

Coelho-Souza, S.A. *et al.* 2006. The importance of aquatic macrophyte roots in Hg cycle in Tapajós river basin, Brazilian Amazon. In: *Proceedings of the XIII th Conference of Mercury as a Global Pollutant*. Abstract M-110.

Cordeiro, R.C. *et al.* 2002. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of the Total Environment*, 293: 247-256.

Cunha, H.B.; Pascoaloto, D. 2006. *Hidroquímica dos Rios da Amazônia*. Manaus: Centro Cultural dos Povos da Amazônia. 147pp.

Domingos, F.X.V. 2009. Contaminação da biota por mercúrio e metais pesados. *Anais da 61ª Reunião Anual da SBPC - Manaus, Amazonas*.

Driscoll, C.T. *et al.* 1995. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water, Air and Soil Pollut.*, 80: 499-508.

Ebinghaus, R.; Hintelmann, H.; Wilken, R.D. 1994. Mercury-cycling in surface waters and in the atmosphere species analysis for the investigation of transformation and transport properties of mercury. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 350: 21-29.

Ehrlich, H. *et al.* 2018. Collagens of Poriferan Origin. *Mar Drugs.*, 16 (3), 79: 1-21.

Engstrom, D.R.; Steven J.B.; Edward, B.S. 2007. History of mercury inputs to Minnesota lakes: influences of watershed disturbance and localized atmospheric deposition. *Limnology and Oceanography*, 52 (6): 2467-2483.

Esteves, F.A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro-RJ, Interciência. 826pp.

Fadini, P.S.; Jardim, W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *The Science of the Total Environment*, 275: 71-82.

Faial, R.F. 2005. Níveis de mercúrio em peixes do Rio Trombetas no Baixo Amazonas; uma área sem influência da garimpagem. *Cadernos Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro-RJ, 13 (1): 237-248.

Farella, N.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Daigl, S. 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *Sci Total Environ.*, 368: 19-29.

Fitzgerald, W.F.; Mason, R.P.; Vandal, G.M. 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water, Air and Soil Pollution*, 56 (1): 745-767.

Forsberg, B.R., *et al.* 1988. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. *Limnology and Oceanography*, 33: 41-56.

Frost, T.M. 1987. Porifera. In: *Animal energetics*. New York, Academic Press, 11: 27-53.

Gilmour, C.C.; Henry, E.A. 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environmental Pollution*, 71: 131-169.

Gilmour, C.C.; Henry, E.A.; Mitchell, R. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environmental Science and Technology*, 26: 2281-2287.

Goeij, J.M. *et al.* 2008. Major bulk dissolved organic carbon (DOC) removal by encrusting coral reef cavity sponges. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 357: 139-151.

Gonçalves, A.; Gonçalves, N. da S.E. 2004. Exposição humana ao mercúrio na Amazônia brasileira: Uma perspectiva histórica. *Rev. Panam. Salud. Publica*, 16 (6): 415-419.

Grigal, D.F. 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. *Environ. Rev.*, 10: 1-39.

Grigal, D.F.J. 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: a review. *Environ Qual.* 32 (2): 393-405.

Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Malm, O.; Brito, E.M.S. 1998. Hg methylaaion in sediments and floating meadows of a tropical lake in Pantanal floodplain, Brazil. *Science of the Total Environment*, 213: 165-175.

Guimarães, J.R.D. *et al.* 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, 261: 99-107.

Guimarães, J.R.D.; Mauro, J.B.N.; Coelho-Souza, S.A.; Poirier, H. 2004. *Study of methylation sites and factors in contaminated aquatic systems in the Amazon using an optimized radiochemical technique.* p. 17-27.

Guyot, J.L. *et al.* 1998. *Oitava campanha de medições de vazão e amostragem de água e sedimentos na bacia do rio Solimões e no rio Amazonas.* Brasília: HiBAm. 93pp.

Guyot, J.L.; Filizola, N.P.; Guimarães, V.S. 1997. *Sexta campanha de medições de vazão e amostragem de água e sedimentos na bacia do rio Purus e no rio Amazonas.* Brasília: HiBAm. 47pp.

Hacon, S. *et al.* 1997. Risk assessment of mercury in Alta Floresta, Amazon Basin-Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, 97: 91-105.

Hacon, S. *et al.* 2009. Um panorama dos estudos sobre contaminação por mercúrio na Amazônia Legal no período de 1990 a 2005 - avanços e lacunas. *Geochimica Brasiliensis*, 23 (1): 29-48.

Hansen, I.V.; Weeks, J.M.; Depledge, M.H. 1995. Accumulation of copper, zinc, cadmium and chromium by the marine sponge *Halichondria panicea* PALLAS and the implications for biomonitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, 31: 133-138.

Herrin, R.T. *et al.* 1998. Hypolimnetic methylmercury and its uptake by plankton during fall destratification: A key entry point of mercury into lake food chains? *Limnology and Oceanography*, 43 (7): 1476-1486.

Hillert, M. 1997. ICME - International Council on Metals and the Environment, Newsletter, 5 (4). Ottawa, Canada. (www.icmm.com/industry_questdetail.php?rcd=4). Acesso:16/03/05.

Hooper, J.N.A. 2000. Sponguide: Guide to sponge collection and identification. 2 ed. *Queensland, Australia. Publicação On line*, 129pp.

Hooper, J.N.A.; Van Soest, R.W.M.; Willenz, P. 2002. *Systema Porifera. A Guide to the classification of Sponges. Kluwer Academic/Plenum Publishers (Springer)*. p. 191-212.

Hurley, J.P. *et al.* Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Environmental Science and Technology*, 29 (7): 1867-1875.

Jackson, T.A. 1986. Methyl mercury levels in a polluted prairie river-lake system: seasonal and site-specific variations, and the dominant influence of trophic conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43 (10): 1873-1887.

Karadede-Akin, H.; Unlu, E. 2007. Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris River, Turkey. *Environ. Monit. Assess.*, 131: 323-337.

Kasper, D. *et al.* 2007. O. Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. *Oecol. Bras.*, 11 (2): 228-239.

Kasper, D. *et al.* 2012. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, 694: 87-98.

Kehrig, H.A.; Palermo, E.F.A.; Malm, O. 2004. Inorganic and methyl mercury in food chain from a Brazilian reservoir. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 51: 1103-1106.

Kidd, C.H.R. 1983. A water resources evaluation of Lake Malawi and the Shire River. *UNDP project report MLW/77/012*. 135pp.

Kükenthal, W.G.; Matthes, E.; Renner, M. 1986. *Guia de trabalhos práticos de zoologia*. 19 ed. Almedina, Coimbra. 474pp.

Lacerda, L. D.; Malm, O. 2008. Contaminação por Mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, 22 (63): 173-190.

Lacerda, L.D. 1997. Contaminação por mercúrio no Brasil: Fontes industriais vs garimpo de ouro. *Química Nova*, 20 (2), 196-199.

Larson, J.H.; Maki, R.P.; Knights, B.C.; Gray, B.R. 2014. Can mercury in fish be reduced by water level management? Evaluating the effects of water level fluctuation on mercury accumulation in yellow perch (*Perca flavescens*). *Ecotoxicology*, 23: 1555-1563.

Lima, A.P. de S. 2005. *Avaliação do impacto de uma atividade garimpeira no Município de Cachoeira do Piriá, Estado do Pará*. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo. 131pp.

Lockhart, W.L.P. 1998. Fluxes of mercury to lake sediments in central and northern Canada inferred from dated sediment cores. *Biogeochem.*, 40: 163-173.

- Lucas, Y. *et al.* 1996. Genèse et fonctionnement des sols en milieu équatorial. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Série 2a: Sciences de la Terre...*, 322 (1): 1-16.
- Machado, O.X.D.B. 1947. *Zoologia. Espongiários (Porífera)*. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, Brasil.
- Machado, V.S.; Volkmer-Ribeiro, C.; Iannuzzi, R. 2012. Inventory of the Sponge Fauna of the cemitério Paleolake, Catalão, Goiás, Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.*, 84 (1): 17-34.
- Mackensen, A.; Schumacher, S.; Radke, J.; Schmidt, D.N. 2000. Microhabitat preferences and stable carbon isotopes of endobenthic foraminifera: clue to quantitative reconstruction of oceanic new production? *Marine Micropaleontology*, 40: 233-258.
- Magnussum, W.E.A.P. *et al.* 2008. Composição florística e cobertura vegetal das savanas na região de Alter-do-Chão, Santarém-PA. *Revista Brasileira de Botânica*, 31:165-177.
- Malm, O. *et al.* 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River Basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 141-150.
- Malm, O. *et al.* 2004. Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 51: 1195-1198.
- Manconi, R.; Pronzato, R. 2002. Sub-order Spongillina subord. nov.: Freshwater sponges. In: Hooper, J.N.A.; Van Soest, R.W.M. (Eds.). *Systema Porifera: A guide to the classification of sponges*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p. 921-1019.
- Marcovecchio, J.E. 2004. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. *Sci. Total. Environ.*, 323: 219-226.
- Martins, C.S. 2016. *Taxonomia e distribuição das esponjas (Porifera: Spongillida) do rio Xingu*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal/Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco. 113pp.
- Mason, R.P.; Sullivan, K.A. 1998. Mercury and Methylmercury transport through an urban watershed. *Water Research*, 32 (2): 321-330.
- Matta, A.D. 1932. Epidermatite erythematosa devida a espongiário de água doce. *Brasil-Médico*, 46: 435-436.
- Mauro, J.B.N.; Guimarães, J.R.D.; Melamed, R. 1999. Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameters. *Applied organometallic chemistry*, 13: 1-6.

McClain, M.E. *et al.* 1997. Dissolved organic matter and terrestrial-lotic linkages in the Central Amazon Basin of Brazil. *Global Biogeochemical Cycles*, 11 (3): 295-311.

Melack, J.M.; Forsberg, B.R. 2001. Biogeochemistry of Amazon Floodplain. *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*; Oxford University Press: New York, NY, USA, 1: 235-274.

Melão, M.D.G.; Rocha, O. 1999. Biomass and productivity of the freshwater sponge *Metania spinata* CARTER (1881) (Demospongiae: Metaniidae) in a Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*, 390 (1-3): 1-10.

Melão, M.G.G.; Rocha, O. 1996. Consumo e taxas de filtração de *Metania spinata* (Porifera, Metaniidae). In *Anais do VII Seminário Regional de Ecologia*. São Carlos, SP, Brasil, 7: 87-93.

Mendonça, A.B. 2005. *Estudo dos níveis de mercúrio total em moluscos bivalves no baixo rio Tapajós, Santarém, Pará, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará. 47pp.

Mestre, C. de, *et al.* 2012. Sponges as sentinels: patterns of spatial and intra-individual variation in trace metal concentration. *Mar. Pollut. Bull.*, 64: 80-89.

Miranda, M. *et al.* 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: Fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasilienses - Ecologia de micropoluentes orgânicos e metais pesados*, 11 (2): 240-251.

Miranda, R.G. *et al.* 2009. Quality of water resources in the Amazon region - Rio Tapajós: assessing the case for chemical elements and physical-chemical parameters. *Ambiente and Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 4 (2): 75-92.

Morel, F.M.M.; Krapiel, A.M.; Amyot, M. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 543-566.

Mostardeiro, C.C. 2008. *Diversidade e dinâmica de comunidades de esponjas (Porífera, Demospongiae) em sistemas de arroz irrigado na planície costeira do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul. 36pp.

Mothes de Moraes, B. 1983. Revisão do gênero *Drulia* Gray, 1867 (Porifera, Spongillidae). *Iheringia Ser. Zool.*, 62: 13-36.

Müller, W.E.G. *et al.* 2007. Silicateins, the major biosilica forming enzymes present in demosponges: Protein analysis and phylogenetic relationship. *Gene*, 395 (1-2): 62-71.

Muricy, G. *et al.* 2011. *Catalogue of Brazilian Porífera*. Museu Nacional, Rio de Janeiro-RJ. 300pp.

Muricy, G.; Hajdu, E. 2006. *Porifera Brasilis: guia de identificação das esponjas marinhas mais comuns do sudeste do Brasil*. Ecclesiarte, Rio de Janeiro-RJ. 104pp.

Mysing-Gubala, M.; Poirrier, M.A. 1981. The effects of cadmium and mercury on gemmule formation and gemmosclere morphology in *Ephydatia Fluviatilis* (Porifera: Spongillidae). *Hydrobiologia*, 76: 145-148.

Niagru, J.O. 1992. Mercury pollution in Brazil. *Nature*, 356: 389.

Oliveira, S.R.L. 2007. *Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio total em peixes do lago Juá – Santarém, Pará*. Trabalho de Conclusão de Curso, Ciências Biológicas/Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará. 46pp.

Palermo, E.F.A.; Kehrig, H.A.; Branco, C.W.C.; Malm, O. 2004. Mercury and methylmercury in suspended particulate matter and sediments of a slightly impacted reservoir of Brazil. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 51: 1289-1291.

Patel, B.; Balani, M.C.; Patel, S. 1985. Sponge sentinel of heavy metals. *Sci. Total. Environ.*, 41: 143-152.

Peleja, J.R.P. 2002. *Os fatores que influem no nível de mercúrio na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 75pp.

Peleja, J.R.P. 2007. *Estudo de balanço de massas de Mercúrio (Hg) Total em duas microbacias da Amazônia Central*. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 123pp.

Penney, J.T.; Racek, A.A. 1968. *Comprehensive revision of a worldwide collection of freshwater sponges (Porifera: Spongillidae)*. Bulletin of the United States National Museum. Washington, D.C: Smithsonian Institution Press, 184pp.

Perez, T. 2001. *Qualité de l'environnement marin littoral: étude des spongiaires pour la bioévaluation des peuplements de substrats durs*. PhD University de la Méditerranée, Marseilles, France. 229pp.

Perez, T. et al. 2005. Effects of 12 years operation of a sewage treatment plant on trace metal occurrence within a Mediterranean commercial sponge (*Spongia officinalis*, Demospongiae). *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 301-309.

Perez, T.; Wafo, E.; Fourt, M.; Vacelet, J. 2003. Marine sponges as biomonitor of polychlorobiphenyls contamination: concentration and fate of 24 congeners. *Environmental Science and Technology*, 37: 2152-2158.

Philp, R.B. 1999. Cadmium content of the marine sponge *Microciona prolifera*, other sponges, water and sediment from the eastern Florida panhandle: possible effects on

Microciona cell aggregation and potential roles of low pH and low salinity. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 124: 41-49.

Pichet, P.; Morrison, K.; Rheault, I.; Tremblay, A. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte, M. *et al.* (Eds). *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer. p. 41-52.

Pimentel, D.R. 2011. *Avaliação de Mercúrio Total em peixes de igarapés associados ao Rio Mamuru, Pará, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia/Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará. 62pp.

Pinheiro, M. da C.N. *et al.* 2000. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas da Região do Tapajós, Pará, Brasil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 33 (3): 265-269.

Pinheiro, U.S. 2007. *Contribuições à taxonomia e biogeografia das esponjas de águas continentais brasileiras*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 233pp.

Pinheiro, U.S. 2018. Spongillida. In: *Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD*. (<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunabrasil/372>). Acesso: 21/03/18.

Pinheiro, U.S.; Hajdu, E.; Caballero, M.E. 2003. Três novos registros de esponjas (Porifera, Demospongiae): para águas continentais do Estado de São Paulo. *Bol. Mus. Nac., N.S., Zool.*, 498: 1-14.

Pinto, Y.C. 2016. *Mercúrio total em macrófitas aquáticas dos gêneros Eichhornia e Paspalum do Lago Maicá, Santarém-PA*. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará. 49pp.

Projeto Radam Brasil. 1976. *Folha SA-21-Santarém: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra (Levantamento de Recursos Naturais)*. Rio de Janeiro, 10: 522.

Pronzato, R.; Manconi, R. 1994. Adaptive strategies of sponges in inland waters. *Bollettino di Zoologia*, 61 (4): 395-401.

Putzer, H., 1984. The geological evolution of the Amazon basin and its mineral resources. In: Sioli, H. (Ed.), *The Amazon - Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. p. 15-46.

Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter – a review. *Chemosphere*, 55: 319-331.

Ribes, M.; Coma, R.; Gili, J.M. 1999. Natural diet and grazing rate of the temperate sponge *Dysidea avara* (Demospongiae, Dendroceratida) throughout an annual cycle. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 176: 179-190.

Richelle, E.; Degoudenne, Y.; Dejonghe, L.; Van De Vyver, G. 1995. *Experimental and field studies on the effect of selected heavy metals on three freshwater sponge species: Ephydatia fluviatilis, Ephydatia muelleri and Spongilla lacustris*. (<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=2939387>). Acesso: 13/10/2017.

Roberts, D. A.; Johnston, E. L.; Poore, A. G. B. 2008. Contamination of marine biogenic habitats and effects upon associated epifauna. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1057.

Rosa-Barbosa, R. 1980. Redescritção do material tipo de *Drulia cristata* WELTNER (1895) e identificação do conteúdo espicular associado (Porifera - Spongillidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 56: 87-94.

Rosa-Barbosa, R. 1988. *Corvospongilla volkmeri* sp. nov. e registro de *Corvospongilla seckti* Bonetto e Ezcurra de Drago, 1966 no Brasil (Porifera, Spongillidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 67: 109-122.

Roulet, M. *et al.* 1996. Mercury in Amazonian soils: accumulation and release. In: *IV International Conference on the Geochemistry of the Earth's Surface*. International Association of Geochemistry and Cosmochemistry, Ilkley, Yorkshire, England. p. 453-457.

Roulet, M. *et al.* 1998b. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of the total environment*. p. 203-211.

Roulet, M. *et al.* 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 112: 297-313.

Roulet, M. *et al.* 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemistry Geology*, 165: 243-266.

Roulet, M.; Guimaraes, J.R.D.; Lucotte, M. 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of na Amazonian floodplain-effect of the seasonal inundation. *Water, Air and Soil Pollut.*, 128: 41-60.

Roulet, M.; Lucotte, M. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 1079-1085.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Mergler, D.; Guimarães, J.R.D. 1998a. The geochemistry of mercury in the central Amazonian soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 223: 1-24.

Roulet, M.; Maury-Branchet, R. 2001. Le Mercure Dans les Organismes Aquatiques Amazoniens. In: *Le mercure en Amazonie: rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires*. Paris, IRD Éditions. 494pp.

Rudd, J.W.M. 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 80 (1-4): 697-713.

Rudorff, C.M.; Novo, E.M.L.M.; Galvão, L.S. Pereira-Filho, W. 2007. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. *Acta Amazonica*, 37 (2): 269-280.

Ruppert, E.E.; Fox, R.S.; Barnes, R.D. 2005. Porifera e Placozoa. In: *Zoologia dos Invertebrados*, 7. ed. Roca, São Paulo-SP. p. 89-112.

Salati, E., Marques, J., 1984. Climatology of the Amazon region. In: Sioli, H. (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. p. 85-126.

Sampaio, D.S. *et al.* 2006. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós. *INTERFACEHS*. Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente, 1 (1): Art. 6.

Sandford, F. 2003. Physical and chemical analysis of the siliceous skeletons in six sponges of two groups (Demospongiae and Hexactinellida). *Microscopy Research and Technique*, 62 (4): 336-355.

Santos, I.R. *et al.* 2006. Baseline mercury and zinc concentrations in terrestrial and coastal organisms of Admiralty Bay, Antarctica. *Environmental Pollution*, 140: 304-311.

Schmidt, G.W. 1982. Primary Production of Phytoplankton in the Three Types of Amazonian Water. *Amazoniana*, 7 (3): 335-348.

Schröder, H.C. *et al.* 2000. Purification, cDNA cloning and expression of cadmium-inducible cysteine-rich metallothionein-like protein from the marine sponge *Suberites domuncula*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 200: 149-157.

Schröder, H.C. *et al.* 2008. Biofabrication of biosilica-glass by living organisms. *Natural Product Reports*, 25 (3): 455-474.

Sellers, P. *et al.* 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. *Nature*, 380 (6576): 694.

Sena, E.F. 2007. *Níveis de mercúrio total em tambaqui (Colossoma macropomum) provenientes de piscicultura e de vida livre do baixo rio Amazonas, Pará, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso, Ciências Biológicas/Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará. 57pp.

Seyler, P.T.; Boaventura, G.R. 2003. Distribution and partition of trace metals in the Amazon basin. *Hydrological Processes*, 17 (7): 1345-1361.

Sifeddine, A. *et al.* 2001. Variations of the Amazonian rain forest environment, a sedimentological record covering 30,000 years. *Palaeogeography, Palaeoecology and Palaeoclimate*. 168: 221-235.

Silva, S.C.F. 2009. *Monitoramento de cianobactérias através da análise de densidade celular e clorofila-a no canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso, Ciências Biológicas/Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará. 46pp.

Silva, S.C.F. 2012. *Ecotoxicologia de cianobactérias no canal principal do baixo rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Pará. 93pp.

Silva-Forsberg, M.C.; Forsberg, B.R.; Zeidemann, V.K. 1999. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon Basin. *Ambio*. 1: 519-521.

Sioli, H. 1985. *Amazônia: Fundamentos da Ecologia da Maior Região de Florestas Tropicais*. Editora Vozes, Petrópolis, Rio de Janeiro, 72pp.

Sioli, H. 1991. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. 2 ed., Editora Vozes Ltda., Petrópolis, Rio de Janeiro. 77pp.

Siqueira, G.W.; Aprile, F.M. 2012. Distribuição de mercúrio total em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica – Brasil. *Acta Amazonica*, 42 (2): 259-268.

Sousa, E.B.; Ambrizzi, T. 2003. Pentad precipitation climatology over Brazil and the associated atmospheric mechanisms. *Climanálise*, 1: 1-20.

St. Louis, V.L. *et al.* 1996. Production and Loss of Methylmercury and Loss of Total Mercury from Boreal Forest Catchments Containing Different Types of Wetlands. *Environmental Science and Technology*, 30 (9): 2719-2729.

Stepanova, I.K.; Komov, V.T. 1996. Mercury in abiotic and biotic components of lakes in northwestern Russia. *Ehkologiya. Moscow*, 3: 198-202.

Sumiana. 2016. *Porífera*. (<http://sumiana16.blogspot.com.br/>). Acesso: 17/10/16.

Tavares, M.C.M.; Volkmer-Ribeiro, C. 1997. Redescrição das esponjas de água doce *Oncosclera navicella* (Carter, 1881) (Potamolepidae) e *Spongilla spoliata* Volkmer-Ribeiro e Maciel, 1983 (Spongillidae). *Biociências*, 5 (1): 97-111.

Tavares, M.C.M.; Volkmer-Ribeiro, C.; Rosa-Barbosa, R. 2003. Primeiro registro de *Corvoheteromeyenia australis* (Bonetto e Ezcurra de Drago) para o Brasil com chave

taxonômica para os poríferos do Parque Estadual Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 20 (2): 169-182.

Top 10 beaches in Brazil. 2009. *The Guardian*. (<http://www.guardian.co.uk/travel/2009/apr/15/beach-brazil-top-10>). Acesso: 29/04/2018.

Topçu, N.E.; Perez, T.; Gregori, G.; Harmelin-Vivien, M. 2010. In situ investigation of *Spongia officinalis* (Demospongiae) particle feeding: coupling flow cytometry and stable isotope analysis. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 389: 61-69.

Ullrich, S.M.; Tanton, T.W.; Abdrashitova, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical reviews in environmental science and technology*, 31 (3): 241-293.

Uríz, M.J.; Turon, X.; Becerro, M.A.; Agell, G. 2003. Siliceous spicules and skeleton frameworks in sponges: Origin, diversity, ultrastructural patterns, and biological functions. *Microscopy Research and Technique*, 62 (4): 279-299.

Verdenal, B.; Diana, C.; Arnoux, A.; Vacelet, J. 1990. Pollutant levels in Mediterranean commercial sponges. In: Rützler, K. (Ed.). *New Perspectives in Sponge Biology*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA. p. 516-524.

Verta, M., et al. 1994. Methylmercury sources in boreal lake ecosystems. *Mercury pollution: integration and synthesis*, 1: 119-136.

Viana, A.L. 2007. Níveis de mercúrio (Hg) total em moluscos bivalves do canal principal do baixo rio Tapajós, Pará, Brasil. *XII Congresso Brasileiro de Limnologia*, Gramado, Rio Grande do Sul. 47pp.

Volkmer-Ribeiro, C. 1970. *Oncosclera*, a new genus of freshwater sponges with redescription of two species. *Amazoniana*, 11(4): 435-442.

Volkmer-Ribeiro, C. 1976. A new monotypic genus of neotropical freshwater sponges (Porifera-Spongillidae) and evidence of a speciation via hybridism. *Hydrobiologia*, 50 (3): 271-281.

Volkmer-Ribeiro, C. 1979. Evolutionary study of genus *Metania* Gray, 1867 (Porifera - Spongillidae): I. The new species. *Amazoniana*, 4: 639-649.

Volkmer-Ribeiro, C. 1981. Aquatic Biota of Tropical South America, Part 2: *Anarthropoda*. In: Hurlbert, S.H.; Rodrigues, G.; Santos, D. (Eds.). San Diego State University, San Diego, cap. 2. p. 86-95.

Volkmer-Ribeiro, C. 1984. Evolutionary study of the genus *Metania* GRAY (1867) (Porifera: Spongillidae): 2. Redescription of two Neotropical species. *Amazoniana*, 4 (8): 541-553.

Volkmer-Ribeiro, C. 1985. *Manual de técnicas para preparação de coleção zoológica: esponjas de água doce*. Sociedade Brasileira de Zoologia, São Paulo-SP. 6pp.

Volkmer-Ribeiro, C. 1999. Esponjas. In: Ismael, D.; Valenti, W.C. (Eds.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo - Síntese do conhecimento ao final do século XX*. FAPESP, São Paulo-SP, 4: 1-9.

Volkmer-Ribeiro, C.; Machado, V. de S. 2007. Freshwater sponges (Porifera, Demospongiae) indicators of some coastal habitats in South America: redescrptions and key to identification. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 97 (2):157-167.

Volkmer-Ribeiro, C.; Machado, V.S.; Fürstenau-Oliveira, K.; Soares, F.V. 2010. New genus of freshwaters sponges with a new species form amazonian Waters (Porifera, Demospongiae). *Revista de Ciências Ambientais*, 4 (1): 47-64.

Volkmer-Ribeiro, C.; Maciel, S.B. 1983. New freshwater sponges from Amazonian waters. *Amazoniana*, 8 (2): 255-264.

Volkmer-Ribeiro, C.; Mothes de Moraes, B. 1981. *Drulia ctenosclera*, a new species of neotropical spongillid. (Porifera, Spongillidae). *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 60 (4): 117-121.

Volkmer-Ribeiro, C.; Pauls, S.M. 2000. Esponjas de agua dulce (Porifera, Demospongiae) de Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 20: 1.

Volkmer-Ribeiro, C.; Rosa-Barbosa, R. 1972. On *Acalle recurvata* (Bowerbank, 1863) and an associated fauna of other freshwater sponge. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 32 (3): 303-317.

Volkmer-Ribeiro, C.; Rosa-Barbosa, R. 1979. Neotropical freshwaters sponges of the family Potamolepidae Brien, 1967. *Colloques Internationaux du Centre National De La Recherche Scientifique*, Paris, 291: 501-511.

Volkmer-Ribeiro, C.; Tavares, M.C.M. 1995. Redescrção de *Drulia uruguayensis* BONETTO E EZCURRA DE DRAGO (1968), com redefinição do gênero *Drulia* GRAY (1867) (Porifera: Metaniidae). *Biociências*, 3 (1): 183-205.

Wang, W.-X. *et al.* 2010. Sponges (Porifera) as living metazoan witnesses from the Neoproterozoic: biomineralization and the concept of their evolutionary success. *Terra Nova*, 22: 1-s11.

Wasserman, J.C.; Hacon, S. Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo e Vida*, 2 (1/2): 1-8.

Wasserman, J.C.; Hacon, S. Wasserman, M.A. 2003. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. *Ambio*, 32: 336-342.

Watras, C.J. *et al.* 1998. Bioaccumulation of Mercury in Pelagic Freshwater Food Webs. *The Science of the Environment Total*, 219: 183-208.

Watras, C.J.; Huckabee, J.W. (eds). 1994. *Mercury pollution integration and synthesis*. CRC Press.

Weisz, J.B.; Lindquist, N.; Martens, C.S. 2008. Do associated microbial abundances impact marine demosponge pumping rates and tissue densities? *Oecologia*, 155: 367-376.

Wiener, H.; Turnheim, K. 1990. Calcium-activated potassium channels in basolateral membranes of colon epithelial cells; reconstitution and functional properties. *Wiener Klinische Wochenschrift*, 102 (20): 622-628.

Wiener, J.G., *et al.* 2006. Mercury in soils, lakes, and fish in Voyageurs National Park (Minnesota): importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. *Environmental science and technology*, 40 (20): 6261-6268.

Willenz, P. 1980. Kinetic and morphological aspects of particle ingestion by the freshwater sponge *Ephydatia fluviatilis* L. In. Smith, D.C.; Tiffon, Y. (Eds.). *Nutrition in lower Metazoa*, Pergammon Press, Oxford, England. p. 163-187.

Wright, D.R.; Hamilton, R.D. 1982. Release of methylmercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature and nutrient addition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1459-1467.

Zeidemann, V.K. 1998. A geoquímica de mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio. *Ecologia*. p. 75.

Zhang, T.; Hsu-Kim, H. 2010. Photolytic degradation of methylmercury enhanced by binding to natural organic ligands. *Nature geoscience*, 3 (7): 473.

ANEXO A



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 58584-1	Data da Emissão: 17/07/2017 10:08	Data para Revalidação*: 18/08/2018
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades e ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: FRANCISCO LUTIANO PAIVA EUFRAZIO	CPF: 809.481.942-20
Título do Projeto: ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM PORFÍEROS DO HIDROSSISTEMA BAIXO TAPAJÓS, SANTARÉM ? PARÁ, BRASIL	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Oeste do Pará	CNPJ: 11.118.363/0001-59

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Coleta de campo	07/2017	07/2018

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério da Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exclui o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, possessor ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou exportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES).
5	O titular de licença ou autorização e os membros de sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospeção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/gen .
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contatar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso de infra-estrutura da unidade.

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1	SANTARÉM	PA	rio Tapajós	Fome de UC Federal

Atividades X Taxons

#	Atividade	Taxons
1	Coleta/transporte de espécimes de fauna silvestre in situ	Porteira ("Cidade: 30)

* Quantidade de indivíduos por espécie, por localidade ou unidade de conservação, a serem coletados durante um ano.

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Invertebrados Aquáticos)	Outras amostras biológicas (Indiv. A-duo inteiro)
2	Método de captura/coleta (Invertebrados Aquáticos)	Coleta manual

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 37245758



Página 1/4

ANEXO B

Anexo B - Dados absolutos de HgT (ng.g.⁻¹ – peso seco) por ambiente, espécie e tecido de cada região fluviolacustre no Hidrossistema baixo Tapajós (continua)

Região	Ambiente	Espécie	Tecido	HgT
CDP	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	26,1
CDP	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	70,9
CDP	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	12,2
CDP	Rio	<i>Pottsiela pesae</i>	TVE	22,5
CDP	Rio	<i>Pottsiela pesae</i>	TVI	59,7
CDP	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVE	22,5
CDP	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVI	59,7
CDP	Rio	<i>Oncosclera navicella</i>	TVE	18,6
CDP	Rio	<i>Oncosclera navicella</i>	TVI	77,7
CDP	Rio	<i>Oncosclera navicella</i>	TR	17,8
CDP	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVE	5,6
CDP	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVI	28,4
CDP	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TR	32,9
Maracanã	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	13,5
Maracanã	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	34,6
Maracanã	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	39
Maracanã	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TVE	19,2
Maracanã	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TVI	36
Maracanã	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TR	4,8
Maracanã	Rio	<i>Pottsiela pesae</i>	TVE	2,9
Maracanã	Rio	<i>Pottsiela pesae</i>	TVI	16
Maracanã	Rio	<i>Uruguaya corallioides</i>	TVE	11,6
Maracanã	Rio	<i>Uruguaya corallioides</i>	TVI	7,3
Maracanã	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVE	7
Maracanã	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVI	27,3
Maracanã	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TR	24,2
Juá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	43,1
Juá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	39
Juá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	19,2
Juá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	77
Juá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	22,3
Juá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	39,3
Juá	Lago	<i>Metania fittkaui</i>	TVE	96,6
Juá	Lago	<i>Metania fittkaui</i>	TVI	30,5
Juá	Lago	<i>Metania fittkaui</i>	TR	10,3
Juá	Lago	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TVE	75,2
Juá	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TVI	73,7
Juá	Lago	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TR	18,7

Anexo B - Dados absolutos de HgT (ng.g.⁻¹ – peso seco) por ambiente, espécie e tecido de cada região fluviolacustre no Hidrossistema baixo Tapajós (continuação)

Região	Ambiente	Espécie	Tecido	HgT
Maria José	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	33,2
Maria José	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	1,6
Maria José	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	23,3
Maria José	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	8,3
Maria José	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	36,9
Maria José	Rio	<i>Drulia conifera</i>	TVE	33,2
Maria José	Rio	<i>Drulia conifera</i>	TVI	1,6
Maria José	Rio	<i>Drulia cristata</i>	TVE	19,6
Maria José	Rio	<i>Drulia cristata</i>	TVI	13,9
Maria José	Rio	<i>Drulia cristata</i>	TR	96,2
Maria José	Rio	<i>Drulia ctenosclera</i>	TVE	20,1
Maria José	Rio	<i>Drulia ctenosclera</i>	TVI	20,1
Maria José	Rio	<i>Drulia ctenosclera</i>	TR	20,7
Maria José	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVE	23,3
Maria José	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVI	8,3
Maria José	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TR	36,9
Maria José	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVE	12,3
Maria José	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVI	6,8
Maria José	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TR	28,8
Pajuçara	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	6,7
Pajuçara	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	6,4
Pajuçara	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	13,1
Pajuçara	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	2,6
Pajuçara	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	30,4
Pajuçara	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	13,6
Pajuçara	Rio	<i>Metania fittkaui</i>	TVE	28
Pajuçara	Rio	<i>Metania fittkaui</i>	TVI	13,6
Pajuçara	Rio	<i>Metania fittkaui</i>	TR	8,8
Pajuçara	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TVE	3,7
Pajuçara	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TVI	9
Pajuçara	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TR	15,4
Pajuçara	Rio	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>	TVE	8,2
Pajuçara	Rio	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>	TVI	4,5
Pajuçara	Rio	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>	TR	19,6
Pajuçara	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVE	54,3
Pajuçara	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVI	16,7
Pajuçara	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TR	5,2
Pajuçara	Rio	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVE	54,3
Pajuçara	Rio	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVI	16,7
Pajuçara	Rio	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TR	5,2
Carapanarí	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	85,3
Carapanarí	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	64
Carapanarí	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	12
Carapanarí	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	42,8

Anexo B - Dados absolutos de HgT (ng.g.⁻¹ – peso seco) por ambiente, espécie e tecido de cada região fluviolacustre no Hidrossistema baixo Tapajós (continuação)

Região	Ambiente	Espécie	Tecido	HgT
Carapanarí	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	37,2
Carapanarí	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	63,3
Carapanarí	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	20
Carapanarí	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TR	64,1
Carapanarí	Lago	<i>Metania fittkaui</i>	TVE	96,4
Carapanarí	Lago	<i>Metania fittkaui</i>	TVI	29,4
Carapanarí	Lago	<i>Metania fittkaui</i>	TR	29,9
Carapanarí	Lago	<i>Metania reticulata</i>	TVE	31,1
Carapanarí	Lago	<i>Metania reticulata</i>	TVI	6,1
Carapanarí	Lago	<i>Metania reticulata</i>	TR	38,7
Carapanarí	Lago	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVE	63,3
Carapanarí	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVE	101,1
Carapanarí	Lago	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVI	20
Carapanarí	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVI	72,2
Carapanarí	Lago	<i>Corvospongilla seckti</i>	TR	64,1
Carapanarí	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVE	68,1
Carapanarí	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVI	36,7
Carapanarí	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TR	98,5
Taparí	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	13,9
Taparí	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	24
Taparí	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	36,9
Taparí	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	4,9
Taparí	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	79,6
Taparí	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	35,8
Taparí	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	28
Taparí	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	26,6
Taparí	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	47
Taparí	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	19,1
Taparí	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TR	35,8
Taparí	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	66,9
Taparí	Rio	<i>Pottsiela pesae</i>	TVE	23,7
Taparí	Rio	<i>Pottsiela pesae</i>	TVI	21,9
Taparí	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TVE	24
Taparí	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TVI	4,9
Taparí	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TR	35,8
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	8
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	5,2
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	24,5
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	2,3
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	2,3
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia conifera</i>	TVE	7,6
Ponta de Pedras	Rio	<i>Drulia conifera</i>	TVI	11,9
Ponta de Pedras	Rio	<i>Uruguaya corallioides</i>	TVE	8,6
Ponta de Pedras	Rio	<i>Uruguaya corallioides</i>	TVI	0,7

Anexo B - Dados absolutos de HgT (ng.g.⁻¹ – peso seco) por ambiente, espécie e tecido de cada região fluviolacustre no Hidrossistema baixo Tapajós (continuação)

Região	Ambiente	Espécie	Tecido	HgT
Ponta de Pedras	Rio	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVI	5,1
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	90,2
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	52,8
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	55,4
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	40,6
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	17,9
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	81,8
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	11,6
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	13
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	61
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	22
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TR	87
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	44,3
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVE	14,7
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVI	79,5
Ponta do Cururú	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVI	36,2
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TR	55,4
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVE	17,8
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVI	98
Ponta do Cururú	Rio	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVI	36,2
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TR	23,9
Alter-do-Chão	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	7,1
Alter-do-Chão	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	38
Alter-do-Chão	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	21,9
Alter-do-Chão	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	15
Alter-do-Chão	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	44
Alter-do-Chão	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	32
Alter-do-Chão	Rio	<i>Metania fittkaui</i>	TVE	3,1
Alter-do-Chão	Rio	<i>Metania fittkaui</i>	TVI	59,9
Alter-do-Chão	Rio	<i>Metania fittkaui</i>	TR	23,8
Alter-do-Chão	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TVE	9,6
Alter-do-Chão	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TVI	40,7
Alter-do-Chão	Rio	<i>Metania reticulata</i>	TR	17
Alter-do-Chão	Rio	<i>Pottsiela spoliata</i>	TVE	64
Alter-do-Chão	Rio	<i>Pottsiela spoliata</i>	TVI	79,7
Alter-do-Chão	Rio	<i>Pottsiela spoliata</i>	TR	76
Alter-do-Chão	Rio	<i>Oncosclera navicella</i>	TVE	64
Alter-do-Chão	Rio	<i>Oncosclera navicella</i>	TVI	79,7
Alter-do-Chão	Rio	<i>Oncosclera navicella</i>	TR	76
Alter-do-Chão	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TVE	5
Alter-do-Chão	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TVI	32,3
Alter-do-Chão	Rio	<i>Radiospongilla amazonensis</i>	TR	21,4
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	90,2

Anexo B - Dados absolutos de HgT (ng.g.⁻¹ – peso seco) por ambiente, espécie e tecido de cada região fluviolacustre no Hidrossistema baixo Tapajós (continuação)

Região	Ambiente	Espécie	Tecido	HgT
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	52,8
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	55,4
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	40,6
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	17,9
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	81,8
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	11,6
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	13
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	61
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	22
Ponta do Cururú	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TR	87
Ponta do Cururú	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	44,3
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVE	14,7
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVI	79,5
Ponta do Cururú	Rio	<i>Tubella paulula</i>	TVI	36,2
Ponta do Cururú	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TR	55,4
Lago Verde	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	27,4
Lago Verde	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	8,5
Lago Verde	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	72,8
Lago Verde	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	3,8
Lago Verde	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	3,8
Lago Verde	Lago	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>	TVE	21,5
Lago Verde	Lago	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>	TVI	21,5
Lago Verde	Lago	<i>Saturnospongilla carvalhoi</i>	TR	18,5
Lago Verde	Lago	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVE	0,6
Lago Verde	Lago	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TVI	21,6
Lago Verde	Lago	<i>Tubella lanzamirandae</i>	TR	9
Jacundá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	44,4
Jacundá	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	70,7
Jacundá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	79,4
Jacundá	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	21,1
Jacundá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	16,5
Jacundá	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	4,1
Jacundá	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	31,8
Jacundá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	15,9
Jacundá	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	38,3
Jacundá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	43,1
Jacundá	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TR	14,2
Jacundá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	1,2
Jacundá	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVE	70,7
Jacundá	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TVI	21,1
Jacundá	Rio	<i>Corvospongilla seckti</i>	TR	4,1

Anexo B - Dados absolutos de HgT (ng.g.⁻¹ – peso seco) por ambiente, espécie e tecido de cada região fluvialacustre no Hidrossistema baixo Tapajós (conclusão)

Região	Ambiente	Espécie	Tecido	HgT
Muretá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	41,6
Muretá	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVE	44,6
Muretá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	100,3
Muretá	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TVI	22,3
Muretá	Lago	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	19,1
Muretá	Rio	<i>Drulia uruguayensis</i>	TR	0,2
Muretá	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVE	17,4
Muretá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVE	48,2
Muretá	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TVI	48,3
Muretá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TVI	46,1
Muretá	Lago	<i>Drulia brownii</i>	TR	0,5
Muretá	Rio	<i>Drulia brownii</i>	TR	23,5
Muretá	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVE	24,2
Muretá	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TVI	73,9
Muretá	Lago	<i>Tubella paulula</i>	TR	10,3