

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS- GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL
E MEIO AMBIENTE

DIEGO FERREIRA GOMES

OCORRÊNCIA DE MERCÚRIO NA RESERVA EXTRATIVISTA LAGO DO
CUNIÃ – RO: UMA AVALIAÇÃO POR MEIO DE INDICADORES QUÍMICOS
E BIOLÓGICOS

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi
Gorni

ARARAQUARA - SP
2017

DIEGO FERREIRA GOMES

**OCORRENCIA DE MERCÚRIO NA RESERVA EXTRATIVISTA LAGO DO
CUNIÃ – RO: UMA AVALIAÇÃO POR MEIO DE INDICADORES QUÍMICOS
E BIOLÓGICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

ARARAQUARA – SP
2017

FICHA CATALOGRÁFICA

G613o Gomes, Diego Ferreira

Ocorrência de mercúrio na reserva extrativista – Lago do Cuniã- RO: uma avaliação por meio de indicadores químicos e biológicos/ Diego Ferreira Gomes. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2017. 85f.

Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente- Universidade de Araraquara-UNIARA

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1.Amazônia. 2. Avaliação de impacto ambiental. 3. Macrofauna

Aquática. 4. Mercúrio. I. Título.

CDU 504.03



UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA - UNIARA

Rua Mendonças da Silva, 1309 - Centro - Araraquara - SP
CEP 14801-320 - Caixa Postal 68 - Fone/Fax: (16) 3301-7100 | www.uniara.com.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

NOME DO ALUNO: *Diego Ferrelra Gomes*

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara - UNIARA - como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcelo Nivert Schlindwein
UFSCAR - Sorocaba

Profa. Dra. Maria Lucia Ribeiro
UNIARA - Araraquara

Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
UNIARA - Araraquara

Araraquara - SP, 23 de fevereiro de 2017.

*“Porque andei sempre sobre
meus pés, e doeu-me às vezes
viver”*. - Mia Couto

AGRADECIMENTOS

Meu querido pai e minha querida mãe, mais uma vez estou encerrando um ciclo em minha vida, terminar o mestrado vai muito além de simplesmente obter um título, tudo o que eu faço é pensando em vocês, gostaria de deixar registrado aqui o quando vocês foram importantes nesse momento e que eu com certeza não teria conseguido sem o apoio de vocês, então o meu mais sincero obrigado, amo vocês.

Mih, minha barriguda mais linda do mundo, sua companhia, amizade e alegria me alegam e vão continuar me alegrando por muitos anos, você e a Alice também são um dos motivos para que eu continue buscando cada vez mais e mais, não sei o que seria da minha vida sem vocês, então muito obrigado por existirem, independentemente de onde eu estiver te amarei muito, Muito obrigado!

Gabyzinha (Satanás) como sempre uma ótima companheira que esteve ao meu lado em todos os momentos de dificuldade, você sabe que sem você ao meu lado eu não conseguiria nada nessa vida, obrigado por existir e ser essa pessoa incrível, te amo meu amor, obrigado por existir, PS: também amo os pretos.

Como não falar de uma das pessoas mais importantes na minha formação? Betanea, tudo que eu conquistei até hoje foi graças a suas orientações e conselhos, mesmo não sendo mais minha professora e orientadora até hoje me ajuda com seus conselhos e me alegra com suas brincadeiras, saiba que eu sempre estarei do seu lado independentemente de onde eu esteja, conte sempre comigo gatinha, te amo muito, muito obrigado por tudo.

Diógenes, um dos caras mais inteligente e engraçado que eu conheço, sua amizade alegra a minha vida, mesmo longe saiba que eu te considero um grande amigo e espero que nossa amizade continue pelo resto de nossas vidas, obrigado por todo apoio que você me deu durante o mestrado, te amo cara.

Nathy, que dupla formamos em? Saiba que sem você eu não teria conseguido, te considero muito mais que uma amiga, conte sempre comigo para tudo o que precisar, espero que nossa parceria em publicações e um dia orientações durem por muitos e muitos anos, então muito obrigado por tudo o que você fez por mim.

Lucas, obrigado por todo apoio nas coletas de dados, você foi essencial para este trabalho, Obrigado.

Guilherme, obrigado por aceitar orientar este trabalho e confiar em mim, você foi importantíssimo para que eu realizasse esse estudo, Obrigado.

Como agradecer a Família que abriu as portas de sua casa e me abrigou de forma tão gentil e Carinhosa? Cristiano, Gean, Maria e Caio muito obrigado por tudo o que vocês fizeram por mim, espero um dia poder retribuir o carinho recebido no período em que estive com vocês, espero vê-los em breve, Bjos e abraços a todos.

Professor Bastos, não sei nem o que dizer, o pouco tempo em que estive ai pude perceber a qualidade e responsabilidade que o senhor tem para com os estudos desenvolvidos em seu laboratório, então quero dizer o meu muito obrigado pela oportunidade de realizar as minhas análises em seu laboratório, espero revê-lo em breve.

Mari e Davi, mesmo que tenhamos passado pouco tempos juntos sinto uma enorme admiração pelos pesquisadores éticos e responsáveis que vocês são, então conhece-los em 2016 foi um grande presente, espero que possamos fazer muitas coisas juntos ainda, um beijo no coração de vocês.

Queria agradecer a toda equipe do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental – Wolfgang C. Pfeiffer, que me ajudou em todas as análises com muita paciência e respeito, obrigado por tudo.

Agradeço também a todos os professores do programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, por todo conhecimento transmitido e ótimos momentos que passamos juntos.

Agradeço as Secretárias Silvinha e Ivani que em todos os momentos de dificuldade e de duvidas auxiliaram-me de forma eficiente e carinhosa, Muito obrigado.

Agradeço ainda aos amigos e amigas de turma, Alysson, Denisson, Anderson, Guilherme, Larissa Demissiano, Larissa Dias por todos os momentos agradáveis que passamos juntos, o mestrado foi muito mais legal com a presença de vocês.

Agradeço a toda a equipe do ICMBIo por todo suporte prestado para que esse estudo pudesse ser desenvolvido.

A todos os moradores do Cuniã que estiveram ligados direta ou indiretamente a este estudo, a vocês o meu muito obrigado.

A CAPES pelo auxílio financeiro a esta pesquisa.

Resumo

Historicamente o rio Madeira foi a segunda região mais importante na produção de ouro de garimpo na Amazônia durante as duas últimas décadas do século passado. Desta forma a emissão anual de Hg nas bacias amazônicas, devido a esta atividade, chegou na década de 1980 a possíveis 200 toneladas. Localizada na margem esquerda do baixo rio Madeira, a Reserva Extrativista Lago do Cuniã é diretamente influenciada pelo rio. Tal influência é possivelmente maléfica, tanto para os moradores tanto para o ecossistema aquático do lago, tendo em vista que a base alimentar dos moradores da comunidade é composta principalmente por peixes e outros organismos oriundos do lago, a contaminação por Hg pode estar prejudicando não só biodiversidade aquática como também as populações ribeirinhas que ali residem. Desta forma, este estudo tem como principal objetivo verificar a qualidade ambiental do Lago do Cuniã utilizando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores; determinar a concentração de Mercúrio (Hg) e Metil-Mercúrio (MeHg) em amostras de sedimento, peixes e jacarés coletadas na Reserva Extrativista Lago do Cuniã. A coleta de dados foi realizada na estação seca (agosto de 2015) e chuvosa (fevereiro de 2016). Em ambas as coletas foram amostrados 7 pontos de sedimento, em cada ponto, foram aferidas as variáveis ambientais utilizando-se uma sonda multiparâmetros (YSI 556 MPS), a qual foi possível obter os valores das seguintes variáveis: Temperatura da água (°C); Condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) e Oxigênio Dissolvido (Mg/L) e pH. Os macroinvertebrados foram coletados utilizando uma rede em “D” nos mesmos pontos, em seguida levada até a base do ICMbio localizada na própria comunidade para triagem e separação dos organismos. Foi coletado também tecido de peixes - Pacu Branco (*Mylossoma aureum*), Tucunaré (*Cichla monoculus*), crocodilianos – Jacaré Açu (*Melanosuchus niger*) e Jacaré de Tinga (*Caiman crocodilus*) para determinação de mercúrio e metil-mercúrio. O solo e tecido de peixes e crocodilianos foram analisados utilizando o método de Espectrofotometria de Absorção atômica por vapor de gás frio para análise de Hg totais. Já para análise de MeHg foi Espectrofotometria de Fluorescência atômica. Os resultados revelaram que as variáveis ambientais aferidas: Temperatura da água; condutividade elétrica, Oxigênio dissolvido, e o pH, ficaram dentro do padrão já encontrado em outros estudos desenvolvidos em rios e lagos da Amazônia, contudo os valores encontrados associados a macrofauna local indicam um baixo impacto ambiental de origem antrópica local. A identificação macrofauna aquática revelou um total de 1404 organismos, distribuídos em 24 táxons, os quais as principais famílias foram: Naucoridae com 47,19%, a família Naididae foi a segunda mais representativa com (26,26%), sendo dividida em 4 subfamílias: Subfamília Naidinae (2,28%), Pristininae (23,70%), Tubificinae (0,14%) e Rhyacodrilinae (0,14%) e Chironomidae com 8,97%, Os resultados obtidos nas análises de Hg no sedimento ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira. Ainda, os peixes onívoros também apresentaram baixas concentrações de Hg ficando também abaixo dos limites recomendados pela legislação, já os peixes com hábitos carnívoros apresentaram valores acima dos limites permitidos. Ainda, aproximadamente 90% de todo Hg encontrado nos tecidos estava na forma de MeHg que é a forma mais tóxica do Hg, os jacarés apresentaram de modo geral valores altos, porém não ficando acima dos limites recomendados pela legislação.

Palavras-Chave: Amazônia, Avaliação de Impacto Ambiental, Macrofauna Aquática, Mercúrio.

ABSTRACT

Historically the Madeira River was the second most important region in the production of gold mining in the Amazon during the last two decades of the last century. Therefore, the annual emission of Hg in the Amazonian basins, due to this activity, reached in the 1980s the possibility 200 tons. Located on the left bank of the lower Madeira River, the Extractive Reserve Cuniã Lake is directly influenced by the river. Such influence is possibly negative, as much as for the aquatic ecosystem of the lake, considering that a food base of the community dwellers is composed mainly of fish and other organisms originating from the lake, Hg contamination may be damaging not only aquatic biodiversity but also the riverine populations living there. Thus, this study has as main objective to verify the environmental quality of Lake Cuniã using a community of aquatic macroinvertebrates as bioindicators; to determine the concentration of Mercury (Hg) and Methyl Mercury (MeHg) in sediment, fish and alligator samples collected at the Lago Cuniã Extractive Reserve. Data collection was performed in the dry season (August 2015) and rainy (February 2016). In both collections, 7 sediment points were sampled, at each point, the environmental variables were measured using a multiparameter probe (YSI 556 MPS), which was possible to obtain the values of the following variables: Water temperature (°C); Electrical Conductivity ($\mu\text{s/cm}$) and Dissolved Oxygen (Mg / L) and pH. The macroinvertebrates were collected using a "D" network at the same points, then, they was taken to the base of ICMbio located in the community itself for sorting and separation of organisms. It was also collected fish tissue - White Pacu (*Mylossoma aureum*), Tucunaré (*Cichla monoculus*), crocodilians - Jacaré Açu (*Melanosuchus niger*) and Tinga Alligator (*Caiman crocodilus*) for determination of mercury and methyl mercury. The soil and tissue of fish and crocodilians were analyzed using the Cold Gas Atomic Absorption Spectrophotometry method for total Hg analysis. For MeHg analysis, it was Atomic Fluorescence Spectrophotometry. The results showed that the environmental variables measured: Water temperature; Electrical conductivity, dissolved Oxygen, and pH, were within the standard already found in other studies developed in Amazonian rivers and lakes, however, the values found associated with a local macrofauna. The aquatic macrofauna identification revealed a total of 1404 organisms, distributed in 24 taxa, which the main families were: Naucoridae with 47,19%, the Naididae family was the second most representative with (26,26%), being divided in 4 subfamilies: Subfamily Naidinae (2,28%), Pristininae (23,70%), Tubificinae (0, 14%) and Rhyacodrilinae (0.14%) and Chironomidae with 8.97%. The results obtained in the Hg analysis in the sediment were below the limits established by Brazilian legislation. Also, the omnivorous fish also presented low concentrations of Hg being also below the limits recommended by the legislation, while fish with carnivorous habits presented values above the permitted limits. Approximately 90% of all the Hg found in the tissues was in the MeHg form, which is the most toxic form of Hg, the alligators presented high values, but not exceeding the limits recommended by the legislation.

Keywords: Amazon, Environmental Impact Assessment, Macrofauna Aquatica, Mercury.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|------------|
| Figura 1 - Mapa de localização das principais áreas de garimpo da bacia do Rio Madeira potencialmente afetadas pelas emissões do garimpo de ouro..... | 17 |
| Figura 2 – Ilustração do ciclo do mercúrio no ecossistema..... | 21 |
| Figura 3 - Localidade da Reserva Extrativista Lago do Cuniã no municio de Porto Velho – RO..... | 27 |
| Figura 4 - Representação espacial da localização dos núcleos habitacionais do Lago do Cuniã..... | 30 |
| Figura 5 - Pontos de Coleta (Estação Seca)..... | 33 |
| Figura 6 - Pontos de Coleta (Estação Chuvosa)..... | 33 |
| Figura 7 Pontos de coleta localizados na reserva Extrativista lago do Cuniã, próximo a áreas marginais do lago, caracterizada como planícies de inundações..... | 34, 35, 36 |
| Figura 8 - Concentração de Matéria Orgânica (%) em relação as estações seca e chuvosa..... | 44 |
| Figura 09 – Valores de temperatura (°C) em relação as estações seca e chuvosa..... | 45 |
| Figura 10 - Valores de Oxigênio Dissolvido (Mg/L) em relação as estações seca e chuvosa..... | 46 |
| Figura 11 - Valores de Condutividade Elétrica (µS/cm) em relação as estações seca e chuvosa..... | 47 |
| Figura 12 - Valores de pH em relação as estações seca e chuvosa..... | 48 |
| Figura 14 - Diagrama da Análise de Correspondência Canônica da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, Estações de coleta, variáveis ambientais. T: Temperatura da água; OD: Oxigênio Dissolvido; pH: pH; CE: Condutividade Elétrica; MO: Matéria Orgânica..... | 54 |
| Figura 14 – Valores de Hg total em comparação com as concentrações de Metil-mercúrio..... | 59 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 01 – Quadro de distribuição das formações vegetais com respectivas áreas ocupadas no interior da RESEX do Lago do Cuniã..... | 28 |
| Tabela 2 – Coordenadas dos pontos de coleta localizados na Reserva Extrativista Lago do Cuniã – RO..... | 32 |
| Tabela 3 – Média e desvio padrão das variáveis ambientais (medido na estação seca, em agosto de 2015 e estação das chuvas em janeiro de 2016). T .: Temperatura da água (° C); CE .: condutividade elétrica (µS / cm); DO .: Oxigênio dissolvido (mg / L) e o pH; MO.: Matéria Orgânica..... | 43 |
| Tabela 4 – Abundância das Táxons de Macroinvertebrados aquáticos coletados Reserva Extrativista Lago do Cuniã..... | 49 |
| Tabela 5 – Valores de riqueza e abundância de espécies, índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade entre as estações de amostragem..... | 52 |
| Tabela 6 – Limites de tolerância estabelecidos pelas diferentes normas existentes..... | 55 |
| Tabela 7 - Média e desvio padrão nas concentrações de Hg total e Metil-Mercúrio nos diferentes compartimentos analisados..... | 58 |

Lista de Siglas

NAPRA – Núcleo de Apoio as populações ribeirinhas da Amazônia

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

ASMOCUN – Associação de Moradores do Cuniã

Hg – Mercúrio

HgT – Mercúrio Total

MeHg – Metil-Mercúrio

Sumário

| | |
|---|----|
| APRESENTAÇÃO | 16 |
| 1. INTRODUÇÃO | 15 |
| 1.1 O MERCÚRIO E SUAS INTERAÇÕES | 19 |
| 1.2 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO BIOINDICADORES | 23 |
| 2. OBJETIVOS | 26 |
| 2.1 Objetivo Geral..... | 26 |
| 2.2 Objetivos específicos..... | 26 |
| 3. METODOLOGIA | 27 |
| 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 27 |
| 3.1.1 Caracterização do Ambiente e Ecossistemas Florestais..... | 27 |
| 3.1.2 Caracterização Climática..... | 29 |
| 3.1.3 Caracterização da Comunidade Ribeirinha | 29 |
| 3.1.4 Pontos de Coleta..... | 32 |
| 4. MATERIAIS E METODOS DE COLETA | 37 |
| 4.1 Variáveis Ambientais | 37 |
| 4.2 Determinação da concentração de matéria orgânica no sedimento..... | 37 |
| 4.3 Macrofauna Aquática | 37 |
| 4.4 Análise dos Dados..... | 38 |
| 4.5 Determinação do Mercúrio e Metil-Mercúrio nos diferentes compartimentos | 38 |
| 4.5.1 Determinação de Mercúrio Total em Sedimento..... | 39 |
| 4.5.2 Determinação de Metil-Mercúrio em Sedimento | 40 |
| 4.5.3 Determinação de Mercúrio Total em Tecidos | 40 |
| 4.5.4 Determinação de Metil-Mercúrio em Tecidos | 41 |
| 4.5.5 Certificação de Qualidade das amostras..... | 41 |
| 4.5 Análise dos Dados..... | 42 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 43 |
| 4.2.1 Características físico-químicas dos pontos de amostragem | 43 |
| 4.2.3 Análises estatísticas..... | 51 |
| 4.3 Determinação de Hg nas amostras coletadas | 55 |
| 4.3.1 Mercúrio Total e Metil-Mercúrio no sedimento..... | 56 |
| 4.3.2 Mercúrio Total e Metil-Mercúrio nos Peixes e jacarés | 57 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 61 |
| REFERÊNCIAS | 63 |
| APÊNDICES..... | 75 |

APRESENTAÇÃO

O início de minha trajetória no universo acadêmico ocorreu em 2011 quando ingressei no curso de Ciências Biológicas da Universidade de Araraquara – UNIARA. Já minha inserção no contexto amazônico ocorreu em 2012, ao participar do processo seletivo da Organização Não Governamental Núcleo de Apoio as Populações Ribeirinhas (NAPRA), instituição que reúne estudantes e profissionais de várias áreas do conhecimento a fim de pensar e executar projetos socioambientais em comunidades ribeirinhas da Amazônia no estado de Rondônia. Foram vários meses de estudo e formulação de projetos que desenvolveríamos nas comunidades, e paralelamente aos projetos do Napra despertou em mim o desejo de desenvolver um estudo mais aprofundado que pudesse contribuir não só para a comunidade em si, mas também para futuros trabalhos a serem desenvolvidos ali.

Nesse mesmo período conheci a Profa. Dra. Maria Betanea Platzer (docente do curso de Biologia da UNIARA) e o Prof. Ms. Diógenes Valdanha Neto (membro do NAPRA) e juntos escrevemos um projeto de Iniciação Científica com o intuito de compreender as concepções de Meio Ambiente de alunos e professores do 6º ao 9º ano da comunidade Lago Cuniã. Esse estudo buscou ainda entender as práticas de Educação Ambiental que os docentes afirmam desenvolver na escola e investigamos qual a relação que os alunos, professores e membros da comunidade afirmam ter com o Meio Ambiente.

Em julho de 2013 cheguei no Lago do Cuniã, foram cerca de 25 dias de atividades na comunidade desenvolvendo projetos de Educação Ambiental, Educação Sexual, aulas de capoeira entre outras atividades, além da coleta de dados para a iniciação científica que iria desenvolver nos próximos um ano e meio (alguns dias antes da minha viagem para a comunidade, foi divulgada a notícia de que eu havia sido contemplado com a bolsa de Iniciação Científica CNPQ/PIBIC).

O lago do Cuniã possui uma característica singular das demais comunidades que o Napra atua, pois é a comunidade mais isolada e de maior difícil acesso, com isso o fluxo de pessoas é bem reduzido, fazendo com que possua costumes bem tradicionais. Os 25 dias que permaneci no Cuniã foram transformadores; poucas pessoas têm a oportunidade de ficar tanto tempo em uma reserva extrativista, aprendendo e vivenciando experiências para toda a vida. Acredito que essa vivência tenha sido essencial na minha formação; naquele momento eu sabia que queria continuar pesquisando e vivenciando o bioma amazônico.

Após a minha atuação na comunidade, voltei para casa e imediatamente iniciei os estudos para dar continuidade a Iniciação Científica. Foram meses de estudo para começar a escrever e discutir os dados obtidos em campo. Minha orientadora inicialmente sugeriu vários textos importantíssimos para meu desenvolvimento e percebi que a medida em que eu estudava adquiria um senso crítico em relação a diversos assuntos, principalmente os políticos e sociais.

Um ano e meio depois entreguei o Relatório Final para o CNPq e usei a Iniciação Científica como Trabalho de Conclusão de Curso. Então, finalmente em outubro de 2014, defendi o TCC, restando pouco tempo para o final da minha graduação.

Durante todo esse processo fui refletindo se realmente queria continuar pesquisando na área de Educação Ambiental. Mesmo sabendo o quanto estudos voltados para essa temática são extremamente importantes para educação crítica e transformadora, optei por buscar novos conhecimentos em outra área.

Ainda no último ano da graduação comecei a escrever o Projeto para o Mestrado. Tinha muitas dúvidas sobre onde eu iria prestar e o que realmente eu faria no mestrado; a minha única certeza era que o foco de modo geral era verificar as condições ambientais do Lago do Cuniã, ainda analisar os níveis de mercúrio oriundos das atividades garimpeiras no rio Madeira que poderiam estar chegando em concentrações elevadas no lago.

Assim, decidi participar o processo seletivo do Programa de Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente na UNIARA e fui aprovado. Consegui ainda uma bolsa de estudos da CAPES e com essa bolsa consegui desenvolver o Projeto, pois todos os gastos que eu tive para fazer todas as viagens e coletas no Cuniã foram custeados por essa bolsa.

Durante esses dois anos fui quatro vezes para Rondônia, uma delas para uma reunião do conselho do ICMbio, duas vezes para coleta de campo, e a última para analisar o material coletado no lago. Foram muitas horas de voo, barco e etc., mas valeram cada segundo que estive lá.

Acredito que o mestrado esteja sendo uma oportunidade de estudar o universo amazônico, sobretudo a temática pesquisada, com afinco e fundamentação teórica. Além disso, possibilita enxergar as possibilidades que o futuro me reserva.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são, desde o início da civilização humana, um dos elementos mais importantes para sua sobrevivência. Sobretudo com o desenfreado crescimento populacional oriundo do desenvolvimento tecnológico, a demanda por tais recursos aumentou de forma insustentável, intensificando a pressão sobre os ecossistemas aquáticos (ANDRADE, 2012; TUNDISI, 2006).

Desta forma, com a crescente e contínua interferência humana tanto na utilização quanto no desenvolvimento agrícola ou lançamento de efluentes industriais em diversos corpos d'água espalhados pelo mundo, está havendo grandes prejuízos para os ambientes aquáticos e conseqüentemente para toda sua biodiversidade que a cada dia que passa sofre riscos de extinção.

Mesmo que os recursos hídricos possuam uma importância imensurável para toda biodiversidade terrestre, incluindo o próprio ser humano, tendo como principais funções a geração de energia, abastecimento de água, irrigação, navegação (SPERLING, 1993), em curto prazo os recursos hídricos podem ficar impróprios para uso e acabar se tornando um fator limitante para nossa sociedade e toda biodiversidade (ODUM; BARRET, 2011).

Ainda assim, nas últimas décadas, os recursos hídricos vêm sofrendo inúmeras interferências antrópicas, causando graves impactos para o ambiente (TUNDISI, 2006; MORAES; JORDÃO, 2002). O que está causando uma significativa queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, devido à desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART; CALLISTO, 2003).

Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 01 de 23/01/86 (BRASIL, 1986), impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

Os fatores que levam a essas interferências são variados, tais como mineração; construção de barragens e represas; retificação e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; superexploração de

recursos pesqueiros; introdução de espécies exóticas, entre outros (GOULART; CALLISTO, 2003).

Destacamos neste estudo a mineração e, em especial, o garimpo do ouro, visto que estão diretamente relacionados aos fatores poluentes que afetam o lócus para a realização da pesquisa proposta. Segundo Silva (2007), as atividades garimpeiras de ouro na Amazônia causam grandes impactos para o meio ambiente, entre eles: desmatamento e queimadas, alteração nos aspectos qualitativos e no regime hidrológico dos cursos d'água, queima da mistura ouro-mercúrio (azougue) ao ar livre, desencadeamento de processos erosivos, aumento da turbidez da água, mortalidade da ictiofauna, fuga dos animais silvestres, poluição química provocada pelo mercúrio metálico na biosfera (fase vapor para a atmosfera e fase líquida para os cursos d'água) (IPT, 1992).

No Brasil diversos rios sofrem com o garimpo, um dos principais é o Rio Madeira que em 1980 no auge da mineração possuía 1500 dragas em atividade percorrendo uma distância de 300 quilômetros, indo de Porto Velho até a fronteira Boliviana (BASTOS et al., 2006) (Figura 1) até que em 1990 sofreu um declínio, porém ainda em 2006 existia cerca de 171 dragas em atividades (FREITAS, 2006).

A bacia superior do Rio Madeira foi a segunda região mais importante na produção de ouro de garimpo na Amazônia durante as duas últimas décadas do século passado (BASTOS et al., 2006; BASTOS; LACERDA 2004). A corrida pelo ouro no rio Madeira iniciou-se em 1975 em atividades individuais, não mecanizadas, principalmente em bancos nas margens dos rios durante a seca. Esse processo foi rapidamente substituído por balsas, manuseadas em conjunto com mergulhadores, posteriormente foram introduzidas as grandes dragas mecânicas, capazes de trabalhar a grandes profundidades.

No Brasil o principal metal utilizado no processo de amalgamação do ouro e prata é o Mercúrio (Hg). Na bacia Amazônica, em específico, esta técnica é utilizada por representar uma opção simples e de baixo custo, além de ser confiável na produção de ouro (BASTOS et al., 2006; BASTOS; LACERDA 2004), tal técnica chegou a produzir cerca de 2.000 toneladas de ouro entre os anos e 1975 a 2002, porém para isso despejando cerca de 300 toneladas de Hg no meio ambiente (LACERDA; SALOMONS, 1998; THORNTON et al., 1992).

Atualmente as emissões de mercúrio diminuíram devido à redução de atividades garimpeiras que esbarraram na exaustão dos depósitos de mineração de mais fácil acesso, aumento no custo do Mercúrio o que obrigou aos garimpeiros a utilizarem retortas (destilador de Hg) que possibilita a reutilização e também da desvalorização do ouro pela bolsa mercantil durante o governo Fernando Collor de Mello (BASTOS et al., 2006).

Mesmo com um grande histórico negativo de emissões de mercúrio para o meio ambiente não podemos afirmar que todo o mercúrio existente na região amazônica é proveniente somente de atividades antrópicas, pois, como Lacerda et al. (1999) pontua em avaliações das características climáticas, há 30.000 anos atrás foi possível associar o clima mais seco predominante na Amazônia a este período de emissões mais importantes de mercúrio. A explicação de Lacerda para este fenômeno é que a presença intensa de incêndios florestais lançaria o mercúrio presente no solo e na biomassa vegetal na atmosfera, aumentando assim as concentrações de mercúrio nos ambientes menos sujeitos a queimas como igarapés.

A grande problemática da presença de mercúrio em limites acima dos permitidos no meio ambiente é o seu potencial risco para a comunidade aquática e populações humanas que dependem desse ecossistema para sobreviver (BOISCHIO; BARBOSA, 1993). O grande responsável por causar problemas à saúde humana não é o mercúrio em sua forma inorgânica (Hg(0), Hg(I), Hg(II)), mas sim sua forma orgânica, o Metil-Mercúrio (MeHg). Sua disponibilidade no meio ambiente está relacionada com sua interação com bactérias presentes no ambiente (JESSEN; JERNOLOV, 1969). Quando o mercúrio está disponível no ambiente é prejudicial para as bactérias que tentam eliminá-lo, transformando-o em MeHg. O MeHg por sua vez é tóxico para o ser humano em concentrações de $0,5 \text{ mg}^{-1}$ (limite máximo para consumo de peixes segundo Who, 1990).

Desta forma, tem-se observado elevadas concentrações de Metil-mercúrio em peixes topo de cadeia na Amazônia (AKAGI et al., 1995; BIDONE, 1997; BARBOSA et al., 2000), isso ocorre devido ao grande potencial de bioacumulação, do Metil-mercúrio ao longo da cadeia trófica (AULA et al., 1994), geralmente as algas apresentam concentrações poucas vezes maiores das encontradas na água, conseqüentemente os peixes que consomem essas algas apresentam concentrações pouca acima das encontradas nas algas, porém peixes topo de cadeia que apresentam uma longevidade maior apresentam concentrações milhões de vezes maior das encontradas nas água, isso ocorre pois o mercúrio orgânico é extremamente difícil de ser eliminado (TRUDEL, 1997).

Outro problema na bioacumulação de peixes é que na medida em que se transfere na cadeia trófica, as concentrações de mercúrio aumentam, oferecendo ainda mais riscos. Segundo Malm et al. (1995), em um peixe adulto mais de 90% do mercúrio encontrado está na forma de metil-mercúrio. Bastos e Lacerda (2004) reafirmam ainda que entre 60 a 90% do mercúrio presente nestes peixes está na forma de Metil-Mercúrio. Todavia, esses valores nas águas não ultrapassam 2% (DE DIEGO et al., 1999).

A pesca é uma das atividades extrativistas mais importantes da Amazônia, gerando anualmente cerca de US\$ 200 milhões, fornecendo mais de 70.000 empregos diretos (BASTOS; LACERDA, 2004; AMARAL, 1998). Desta forma, os peixes são um dos recursos mais importantes das populações amazônicas, pois são de fácil acesso aos habitantes (SANTOS et al., 1991). Em questionário sobre espécies preferidas para a alimentação aplicado por Bastos e Lacerda (2004) para populações ribeirinhas do Rio Madeira com 660 participantes, segundo esse levantamento a preferência por Pacú (*Mylossoma* sp.) apresenta 23% já o Tucunaré (*Cycla* spp.) tem uma preferência de 6%. Ainda nesse levantamento o consumo diário de peixes varia de 250g por dia para adultos e 150g por dia para crianças.

Inserida neste contexto, localizada a margem esquerda do baixo rio Madeira, a Reserva Extrativista Lago do Cuniã é diretamente influenciada por esse rio, esse fator é visivelmente notado na estação chuvosa. Nesse período, o lago costuma subir vários metros e mudar a sua coloração escura para uma coloração mais clara (mais carregada de sedimentos) aproximando-se da cor do Rio Madeira. Entretanto, essa ocorrência é possivelmente maléfica, tanto para os moradores quanto para o ecossistema aquático do lago, devido ao histórico de emissões de Hg no rio Madeira.

1.1 O MERCÚRIO E SUAS INTERAÇÕES

De todos os elementos químicos conhecidos hoje na tabela periódica, 84 são metais, muitos apresentam uma certa toxicidade, porém com baixa ocorrência natural, quase não apresentam ameaça para a saúde pública e ao meio ambiente (REIDLER; GUNTHER, 2003).

Todavia, a contínua emissão de metais pesados de maneira irresponsável no meio ambiente, representa uma grande fonte de poluição causando vários prejuízos para os organismos aquáticos chegando até o ser humano. Dentre eles, o Mercúrio (Hg) é um dos principais elementos que apresenta maior toxicidade e por sua vez é um dos mais

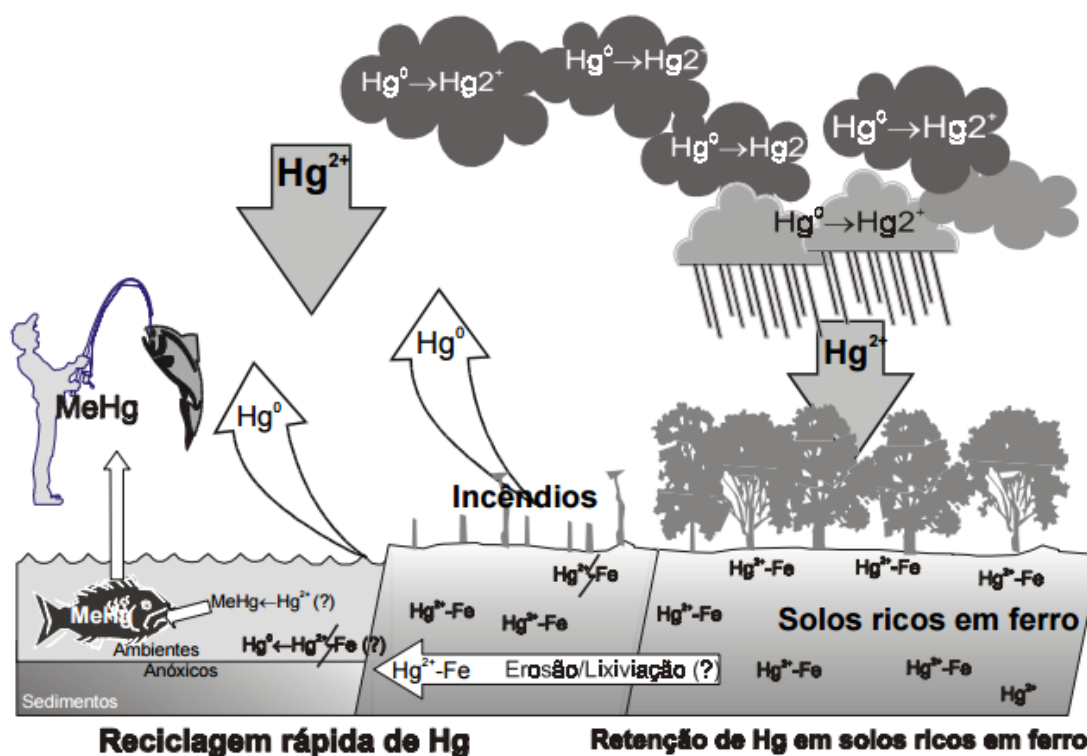
utilizados em atividades garimpeiras na Amazônia, isso ocorre devido a sua capacidade de amálgama, tornando possível a extração do ouro granulométrico disponível no sedimento de fundo (BOISCHIO; BARBOSA, 1993).

Ainda que as altas concentrações de Mercúrio encontradas nos ecossistemas Amazônicos sejam atribuídas à mineração do ouro (PFIFFER; LACERDA, 1988; MALM et al., 1990; NRIAGU, 1992), existe presença de solos com concentrações relativamente elevadas de mercúrio de origem natural (ROULET; LUCOTTE, 1995; LECHLER et al., 2000).

O ciclo do mercúrio por sua vez é extremamente completo tendo várias vias de entrada e saída do ecossistema, o mercúrio por sua vez apresenta baixa solubilidade o que faz com que suas concentrações permaneçam baixas em ambientes aquáticos, (SANEMASA, 1975), porém no compartimento atmosférico o ciclo do mercúrio tem importância significativa, pois o Hg no compartimento atmosférico possui grande mobilidade nos ecossistemas, desta forma a Figura 2 indica que o mercúrio é volatilizado para atmosfera na forma de mercúrio metálico (Hg^0), que em seguida sofre oxidação retornando com água da chuva, na forma iônica (Hg^{+2}) (LACERDA; SALOMONS, 1998). O solo por sua vez representa um grande reservatório para o mercúrio na qual sua permanência pode ser mais longa do que nos outros compartimentos, justificando assim grandes concentrações de mercúrio encontrada em solos na Amazônia, já no ambiente aquático as concentrações de mercúrio são relativamente mais baixas demonstrando que o ambiente aquático não é uma via rápida de transporte (PFEIFFER et al., 1993; LECHLER, 1997; LECHLER et al., 2000).

A grande preocupação dos pesquisadores no mundo todo é que o Hg é o único metal capaz de biomagnificar em quase todas as cadeias alimentares, o que acarreta no aumento de sua concentração conforme aumenta o nível trófico (UNEP, 2002). Isso ocorre por que o Hg tem capacidade de sofrer mudanças mediante diferentes condições ambientais, que segundo Fagerstrom (1972) pH, condutividade elétrica, disponibilidade de oxigênio, temperatura, atividade biológica e concentração de nutrientes, são importantes no processo de organificação do Hg no ambiente. Lacerda e Malm (2008) afirmam ainda que algumas condições ambientais contribuem para aumentar os mecanismos de metilação no meio ambiente resultando em processos de contaminação diferenciados.

Figura 2 – Ilustração do ciclo do mercúrio no ecossistema



Fonte: Wasserman; Hacon; Wasserman, (2001)

O resultado desse processo é o Hg^0 se transformando em MeHg que por sua vez é lipossolúvel e facilmente absorvido pelas membranas biológicas de modo geral, bem como pelos tratores digestivos de praticamente todas as cadeias alimentares (LACERDA; MALM, 2008), o que é ainda mais preocupante, pois alguns estudos relatam que a principal via de intoxicação por humanos é através do consumo de peixes que possuem os índices mais altos de mercúrio devido à bioacumulação da cadeia trófica (KITAHAHA et al., 2000). Para Malm et al. (1995) o MeHg tem uma taxa de ingestão de aproximadamente 95%, o que pode ser crítico para pessoas que ingerem esse contaminante cotidianamente.

Segundo Miranda et al. (1997), o MeHg é, de longe, a forma mais tóxica apresentada pelo Hg. O fato do Hg poder sofrer mudanças e se transformar em um elemento orgânico permanecendo ainda mais disponível no meio ambiente é reconhecidamente um grande contaminante ambiental (KEHRIG et al., 2006).

Em alguns casos 85% do Hg encontrados em peixes estão na forma de MeHg, esse valor pode chegar até 100% em piranhas coletadas na região amazônica (AKAGI et al., 1995). Em pesquisas desenvolvidas comparando diferentes concentrações de MeHg em

peixes de diferentes hábitos mostraram que de 57% a 96% do Hg encontrado nos peixes está na forma de MeHg (PALERMO et al., 2002).

Entretanto, as concentrações de Hg disponível nos peixes variam muito de acordo com seus hábitos alimentares e sua posição na cadeia trófica (NIKLASSON, 2005). Geralmente peixes predadores são os que correm mais riscos de bioacumular maiores concentrações de Hg sendo assim bons indicadores de contaminação nos sistemas aquáticos (DOREA et al., 2004; DURRIEU et al., 2004; VIEIRA et al., 2004). Os predadores de forma geral são os que apresentam maiores níveis de Hg em seus tecidos podendo bioacumular em média cinco vezes mais do que peixes não predadores (VIEIRA et al., 2004; SAMPAIO DA SILVA et al., 2006).

O problema é que o Hg não faz parte de qualquer processo metabólico, contudo pode ser rapidamente acumulado na maioria dos organismos que o ingere (WINDMÖLLER et al., 2007).

Diversos estudos já evidenciaram que a principal forma de contaminação pelo homem é através da ingestão de peixes contaminados (WHO, 1990; LACERDA et al., 1990; MALM et al., 1995; UNEP, 2002, BISINOTI; JARDIM, 2004). Por outro lado, as concentrações no ar, sedimento e água, contribuem diretamente para o aumento nas concentrações de Hg nas populações humanas (BISINOTI; JARDIM, 2004), o que é ainda mais alarmante visto que as populações ribeirinhas têm o peixe como principal fonte de renda e alimentação (MALM et al., 1995).

Os problemas gerados pelos altos índices de contaminação são diversos, em alguns estudos pesquisadores pontuam uma variação no desenvolvimento embrionário de fetos expostos ainda na gestação e em crianças recém-nascidas (COSTA et al., 2004). Segundo Barbosa et al. (1998), contaminações desta natureza podem causar diversos efeitos neurológicos, pois a alta taxa de contaminação por MeHg causa danos no desenvolvimento nervoso central, podendo causar retardamento psicomotor no feto (KEHRIG et al., 1998).

Segundo Goyer e Clarkson (2001), Metilmercúrio provoca ainda danos cerebrais, prejudica a coordenação motora, danos a fala, parestesia, neurastenia, tremores, falta de equilíbrio, fraqueza, fadiga, dificuldade de concentração, diminuição do campo visual e auditivo, e outros efeitos, tais como a teratogenicidade, e podendo levar até a morte.

Ainda que as atividades garimpeiras tenham reduzido drasticamente suas atividades na Amazônia, atualmente ainda são encontrados altos níveis de mercúrio em peixes e na população humana (BASTOS; LACERDA, 2004; BASTOS et al., 2006;

BARBOSA et al., 2003), o que sugere que o mercúrio da região está sofrendo uma grande remobilização no ecossistema, alguns estudos afirmam que essa remobilização acontece devido ao grande desmatamento da floresta por queimadas para sua conversão a pasto e/ou atividades agrícolas (LACERDA et al., 2004; ALMEIDA et al., 2005). Desta forma o aumento do desmatamento para áreas agropecuárias pode ser a grande responsável pelo aumento das elevadas concentrações de mercúrio na Amazônia.

Desta forma, a contaminação com Hg deve ser monitorada visto que pode gerar sérios problemas à saúde de várias espécies que entram em contato com esse contaminante, inclusive o ser humano (YILMAZ, 2003).

1.2 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO BIOINDICADORES

O ser humano historicamente causa diversos danos para o meio ambiente, em específico os recursos hídricos como: rios, córregos, lagos vem sofrendo fortes impactos devido a inúmeras atividades antrópicas, o que conseqüentemente afeta também a biodiversidade local. Esses danos transformam a paisagem podendo levar a exclusão de espécies-chaves que são extremamente importantes para o ecossistema, afetando assim a toda flora e fauna, além de afetar a relação ecológica entre os organismos que em longo prazo prejudicarão a qualidade de vida do planeta (DIDHAM, 1997). Desta forma, atualmente pesquisadores do mundo todo estão utilizando organismos bioindicadores na busca de avaliar com maior precisão a qualidade ambiental.

O que destaca os bioindicadores como uma ótima ferramenta de avaliação é que geralmente são espécies com amplitude estreita em resposta a uma ou mais condições ecológicas, e quando presentes no ambiente podem indicar determinada condição ambiental (ALLBY, 1992). Segundo Thomanzini e Thomanzini (2000) e Büchs (2003), os bioindicadores precisam ter sua taxonomia e ciclo de vida bem conhecidos e possuir características adequadas em diferentes condições ambientais ou serem especificamente restritos. Além disso, devem ser sensíveis a alterações no ambiente para serem eficientes no monitoramento das perturbações.

A comunidade de invertebrados aquáticos possui vários táxons que são utilizados como bioindicadores, principalmente os da ordem: Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera e Oligochaeta (BROWN, 1997). Esses organismos se destacam, pois, possuem funções importantes nos ecossistemas, como: ciclagem de nutrientes, produtividade secundária, decomposição, fluxo de energia,

predação, polinização, dispersão de sementes e controle de população de outros organismos. Além disso, a ocorrência dos grupos taxonômicos está relacionada a diversos fatores abióticos e bióticos, principalmente em relação à concentração de oxigênio, disponibilidade de alimento, tipo de sedimento, presença de vegetação aquática e mata ciliar, além das relações bióticas entre a comunidade (ESTEVEES; LEAL; CALLISTO, 2011).

Dentre esses grupos, Chironomidae (Insecta:Diptera) e Oligochaeta (Annelida) vêm recebendo crescente atenção dos pesquisadores, por estarem presentes em praticamente todos os tipos de ecossistemas aquáticos, principalmente em ambientes impactados e enriquecidos por matéria orgânica, nos quais as populações desses organismos, atingem elevadas densidades (ESTEVEES; LEAL; CALLISTO, 2011).

Assim, de acordo com Goulart e Callisto (2003), os macroinvertebrados têm sido frequentemente utilizados em estudos de avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos, por apresentarem características que favorecem seu uso, das quais destacam-se: ciclos de vida curtos em relação aos peixes, refletindo assim, mais rapidamente as modificações do ambiente por meio de mudanças na composição das populações e comunidades; muitas espécies habitam os sedimentos, onde ocorre acumulação de substâncias tóxicas; são importantes constituintes da cadeia trófica, servindo de alimento a muitos organismos, além de apresentar papel fundamental na ciclagem de nutrientes.

Devido à grande importância dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores, nas últimas décadas trabalhos que utilizam esses organismos têm aumentado. Desta forma, o conhecimento sobre aspectos ecológicos desses organismos e do seu papel no funcionamento dos recursos hídricos tem aumentado. Autores como Nessimian & Sanseverino (1995); Oliveira & Froehlich (1997); Kikuchi & Uieda (1998); Roque (2000); Tumwesigye et al. (2000); Boyero & Bailey (2001); Roque & Trivinho-Strixino (2001); debruçaram-se em estudo de invertebrados aquáticos buscando entender principalmente a distribuição desses organismos, e sua relação com as condições físicas (substrato, fluxo e turbulência), químicas (pH, oxigênio dissolvido) e a disponibilidade de alimento.

Porém, apesar da importância desses organismos, o uso de bioindicadores no Brasil, para avaliar a qualidade dos recursos hídricos ainda é incipiente. Entretanto, esse cenário tende a mudar, devido à exigência de medidas cada vez mais específicas na análise das consequências dos poluentes no ambiente (BATISTA; BUSS; EGLER, 2003).

Desta forma, visto que a população ribeirinha que reside na reserva vive exclusivamente dos recursos locais e que a alimentação dos moradores é baseada diariamente por peixes, se faz necessário um estudo para quantificar e verificar os níveis de Hg presentes no lago para avaliar os impactos ambientais que a população pode estar sofrendo.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este estudo tem como objetivo geral avaliar a qualidade da água do Lago Cuniã, utilizando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores, busca ainda determinar a concentração de Mercúrio (Hg) e Metil-Mercúrio (MeHg) em amostras coletadas na Reserva.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar a estrutura e composição da comunidade da macrofauna entre os diferentes pontos amostrais.
- Correlacionar as variáveis físicas e químicas da água com a comunidade biológica encontrada.
- Apresentar um inventário da macrofauna aquática da Reserva Extrativista Lago do Cuniã.
- Determinar concentrações de Hg e MeHg em sedimento coletados em 7 pontos no Lago do Cuniã.
- Determinar as concentrações de Hg e MeHg em tecidos de *Mylossoma aureum* (Pacu), *Cichla monoculus* (Tucunaré), *Melanosuchus niger* (Jacaré açu) e *Caiman crocodilos* (jacaré tinga).
- Comparar os valores encontrados com os da literatura com intuito de verificar variações nos níveis de Hg ao longo do tempo.

3. METODOLOGIA

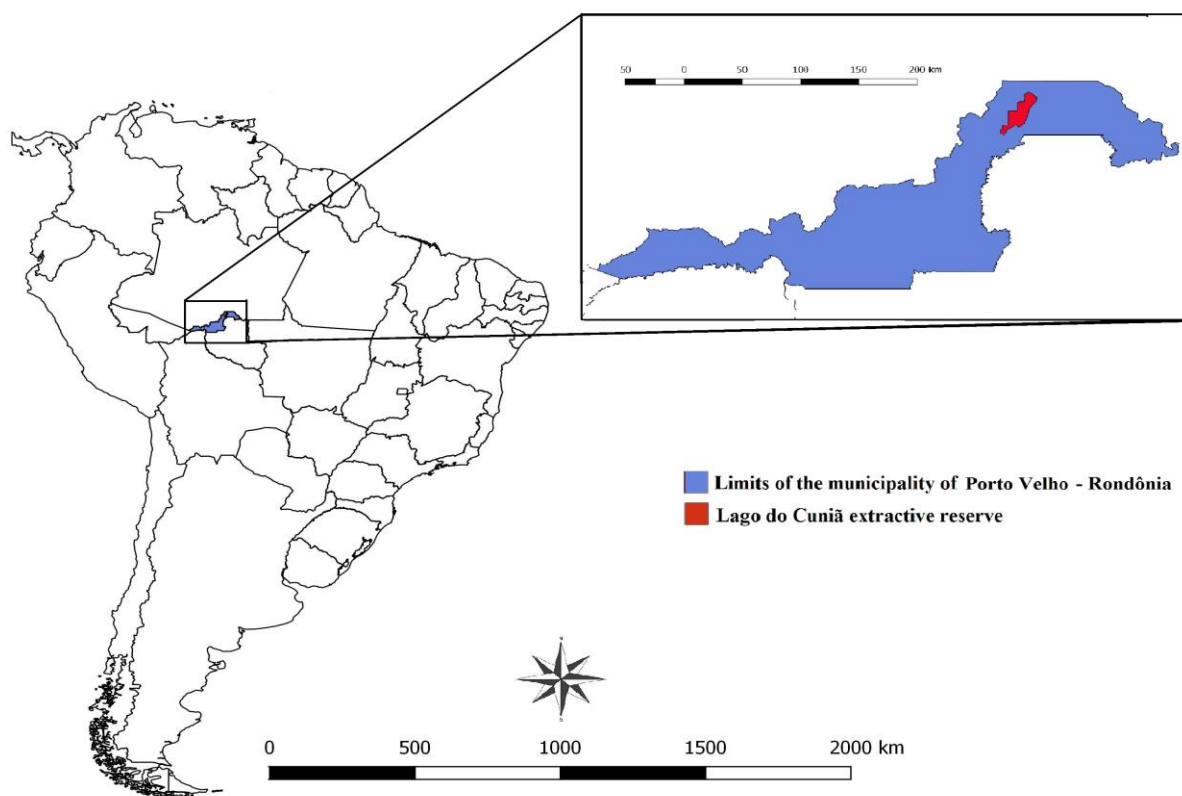
Apresentamos, a seguir, considerações acerca da metodologia utilizada para a elaboração deste trabalho.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1.1 Caracterização do Ambiente e Ecossistemas Florestais

A Reserva Extrativista Lago do Cuniã localiza-se acerca de 130 quilômetros da cidade de Porto Velho, situada à margem esquerda do baixo Rio Madeira – RO. (Figura 3) A Reserva é formada por diversos lagos e igarapés (apêndice 1 e 2) que desaguam no Rio Madeira (BRASIL, 2015).

Figura 3 – Localização da Reserva Extrativista Lago do Cuniã no municio de Porto Velho – RO.



Fonte: Próprio autor (2016)

Com aproximadamente 55.850 ha de área, a Reserva apresenta duas áreas distintas, a primeira é formada por floresta de terra firme na qual encontra-se um ambiente variável com uma grande riqueza de árvores frutíferas, plantas medicinais e ornamentais, tal fator faz com que animais silvestres como: anta, paca, cutia, veado, onça, tatu, arara, macaco entre outros animais habitem a Reserva.

Já a área de floresta de várzea possui seu volume d'água bem variado durante o ano sendo a estação da cheia nos meses de novembro a abril e o período de estiagem nos meses de maio a outubro. Devido aos diversos lagos e pântanos existentes na área de várzea, podemos encontrar uma grande diversidade de peixes como: pirarucu, tucunaré, bodó, traíra, jatuarana, tambaqui, branquinha, curimatã, piranha, aruanã, tamoatá. Além dos peixes podemos encontrar espécies de crocodilianos como: jacaré-açu, jacaré-tinga, jacaré de papo amarelo (BRASIL, 2015).

Segundo Zoneamento Sócio Econômico Ecológico de Vegetação do Estado de Rondônia realizado pelo ICMBIO (Tabela 1) a Reserva Extrativista Lago do Cuniã apresenta as seguintes dimensões de vegetação.

Tabela 01 - Distribuição das formações vegetais com respectivas áreas ocupadas no interior da RESEX do Lago do Cuniã.

| FORMAÇÃO VEGETACIONAL | RESEX CUNIÃ |
|--|--------------------|
| Floresta Ombrófila Aberta Aluvial | 228 ha |
| Floresta Ombrófila Aberta de Terras Baixas | 16.654 ha |
| Floresta Ombrófila Densa Aluvial | 2.408 ha |
| Contato Savana / Floresta Ombrófila | 23.850 ha |
| Formação Pioneira Fluvial Arbustiva | 246 ha |
| Formação Pioneira Fluvial Arbórea | 11.887 ha |
| Formação Pioneira Herbácea (Graminóide) | 2.271 ha |
| Hidrografia e outros | 4.047 ha |
| Total | 57.544 ha |
| Área calculada | 61.591 ha |
| Área em decreto | 55.850 ha |

Fonte: Brasil (2015).

3.1.2 Caracterização Climática

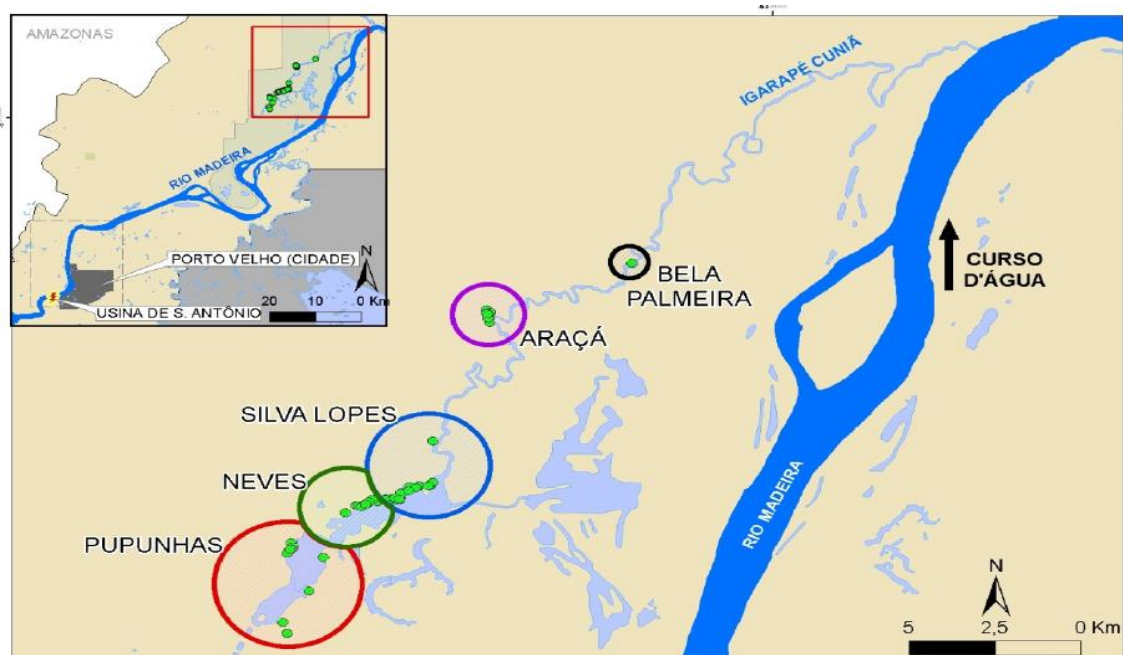
O estado de Rondônia apresenta um clima tipicamente tropical, úmido e elevados níveis de temperatura durante o ano todo. Isso ocorre devido à sua localização que está entre 8° e 13° de latitude Sul e também por ter grande parte de suas terras em altitudes em torno dos 100 a 200 metros. As temperaturas elevadas ocorrem devido à proximidade com a linha do Equador na qual as temperaturas médias variam muito pouco durante o ano, com uma média de 25,5° C em Porto Velho.

Em função do sistema de circulação atmosférico presente em toda região amazônica, a pluviosidade é uma das características mais marcantes dessa região, geralmente com grande volume de chuvas normalmente ultrapassando os 2000 mm anuais que ocorrem no período chuvoso de outubro a maio, já nos meses restantes são marcados por baixa pluviosidade ocorrendo nos meses de junho a setembro. A região na qual a Reserva Extrativista Lago do Cuniã está localizada apresenta a maior pluviosidade do estado entre 2200 mm e 2700 mm.

3.1.3 Caracterização da Comunidade Ribeirinha

Em 2011 foi realizado um levantamento demográfico organizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) e Núcleo de Apoio as Populações Ribeirinhas da Amazônia (NAPRA), por meio de cadastramento das famílias que residem na comunidade, tal levantamento demonstrou que na reserva existem 76 casas, com aproximadamente 350 moradores, esses habitantes se distribuem ao redor do lago formando cinco núcleos habitacionais, são eles: Pupunhas, Neves, Silva-Lopes, Araçá, e Bela Palmeira (Figura 4).

Figura 4 - Representação espacial da localização dos núcleos habitacionais da Reserva Extrativista Lago do Cuniã.



Fonte: www.napra.org.br

O principal acesso ao lago é por via fluvial, levando aproximadamente 7 horas de voadeira¹ de Porto Velho. Também é possível chegar ao Cuniã por meio de uma trilha com aproximadamente 11 km no meio da mata, que tem início em São Carlos do Jamari, outra comunidade ribeirinha, porém às margens do Rio Madeira.

Em sua maioria, os moradores do Cuniã são descendentes de imigrantes que foram para a região de Rondônia trabalhar nos seringais, e também de índios que habitavam a região, especialmente da etnia Mura. Apesar de ocuparem a área há muito tempo, nos anos de 1980 a permanência de seus moradores na comunidade foi ameaçada no momento em que foi decretada a criação de uma Estação Ecológica em toda a abrangência do lago, exatamente aonde os moradores da comunidade residiam - como se trata de uma unidade de conservação de proteção integral, as famílias que habitavam o Cuniã teriam que se retirar, uma vez que essas unidades de proteção não permitem residência de seres humanos (SILVA, 1994).

Somente após um longo período de lutas por seus direitos de permanecer no local é que a população local fez com que uma parte da Estação Ecológica fosse convertida em Reserva Extrativista, unidade de conservação de uso sustentável, que é caracterizada pela

¹ Um tipo de embarcação movida a motor relativamente potente. – mínimo de 15Hp

presença de moradores. Em razão desse histórico de lutas, os habitantes do Cuniã estão entre os mais bem organizados do Baixo Madeira, possuindo uma antiga associação de moradores, a Associação de Moradores do Cuniã (ASMOCUN).

Cabe ressaltar que a Economia da comunidade se baseia em diferentes atividades como: pesca (para venda e consumo), extrativismo (açáí e castanha para venda e consumo e diversas outras frutas da floresta somente para consumo), agricultura (mandioca e banana só para consumo), produção de farinha (para venda e consumo) e, ainda, caça (autoconsumo). O transporte na comunidade acontece principalmente por meio de pequenas embarcações motorizadas denominadas “rabetas” e muitas vezes por canoa e remo.

A energia elétrica da comunidade até 2010 era obtida por meio de gerador que permanecia ligado durante algumas horas do dia e da noite, em tempos alternados; então durante o ano de 2010, linhas de transmissão de energia elétrica foram direcionadas à comunidade e atualmente quase todas as casas têm acesso à energia em tempo integral com exceção do núcleo habitacional Bela Palmeiras, pois devido a sua distância dos demais núcleos impossibilitou a chegada da energia elétrica.

Tais características tornam o Lago do Cuniã uma das comunidades mais isoladas do baixo madeira, esse fato é evidenciado pelos hábitos tradicionais da comunidade ao longo do tempo. Outro fator bem peculiar da comunidade é que o acesso a reserva deve ser apenas para moradores e familiares, qualquer pessoa de fora dos critérios estabelecidos pelo ICMbio deve solicitar autorização para entrar na reserva. Devido a esse fato é proibido que qualquer pessoa de fora da comunidade desenvolva atividades pesqueiras ou de raça na comunidade, o mesmo vale para qualquer atividade garimpeira, isso garante integralmente a preservação dos recursos e biodiversidade local.

3.1.4 Pontos de Coleta

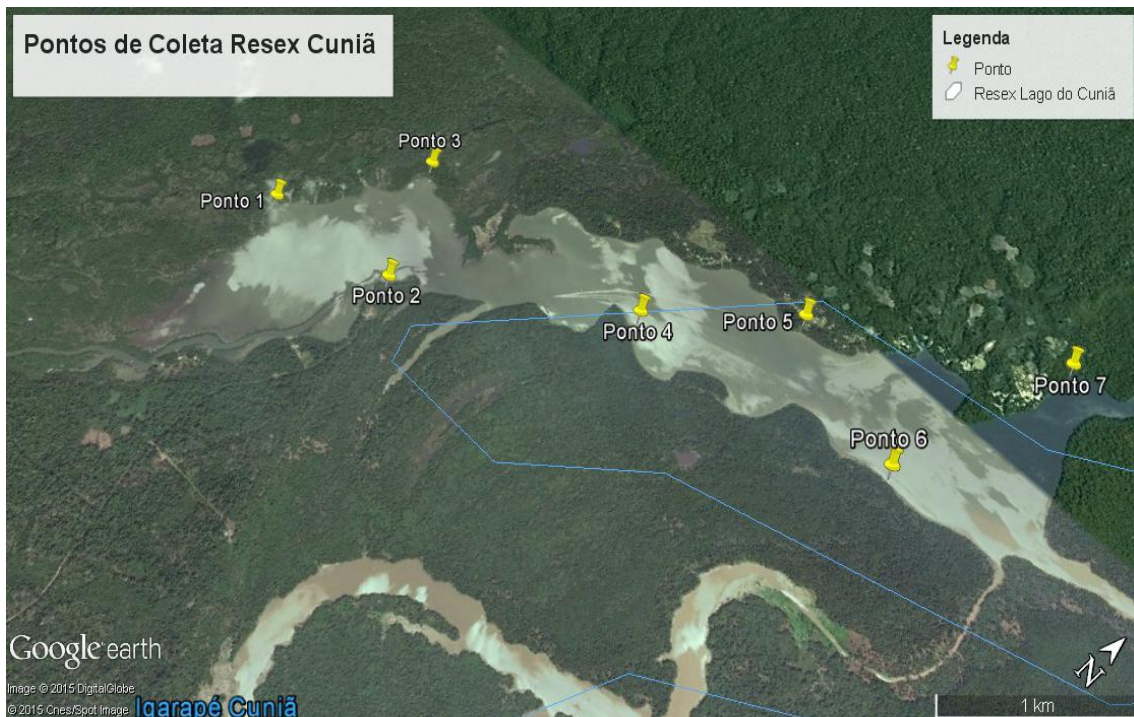
Os pontos de coleta foram escolhidos buscando cobrir toda a extensão do lago, buscando assim uma maior representatividade dos sedimentos e organismos coletados no lago. (Figura 5, 6, 7,), (Tabela 2).

Tabela 2 – Coordenadas dos pontos de coleta localizados na Reserva Extrativista Lago do Cuniã – RO.

| Ponto | Coordenadas |
|-------|---------------------------------|
| P1 | 08° 20' 15.5"S 63° 31' 38.5" W |
| P2 | 08° 20' 08.9"S 63° 31' 04.8" W |
| P3 | 08° 19' 44.3"S 63° 31' 23.4" W |
| P4 | 08° 19' 37,3"S 63° 30' 29.2" W |
| P5 | 08° 19' 10.9" S 63° 30' 01.9" W |
| P6 | 08° 19' 22.8" S 63° 29' 29.5" W |
| P7 | 08° 18' 40.0" S 63° 29' 19.0" W |

Os pontos estão localizados próximos à região marginal. Apresentam ainda características de planícies de inundações ou normalmente nomeadas de áreas de igapós, essas áreas apresentam baixa diversidade de espécies florísticas devido a sazonalidade hidrológica que seleciona plantas com adaptações para suportar tais condições (KALLIOLA et al., 1993).

Figura 5 - Pontos de Coleta Localizados na Reserva Extrativista Lago do Cuniã – RO, ocorrido na estação seca



Fonte: (Google Earth, 2015)

Figura 6 - Pontos de Coleta Localizados na Reserva Extrativista Lago do Cuniã – RO, ocorrido na estação chuvosa²



Fonte: (Google Earth, 2016)

² Os pontos 4 e 6 foram alterados devido ao nível do Lago que aumentou mediante as condições ambientais naturais da estação o que impossibilitou a entrada no Local de coleta.

Figura 7 - Pontos de coleta localizados na reserva Extrativista lago do Cuniã, próximo a áreas marginais do lago, caracterizada como planícies de inundações





P4



P5



P6



Fonte: Próprio Autor (2016)

4. MATERIAIS E METODOS DE COLETA

Foram realizadas duas expedições de coletas abrangendo as estações seca (agosto de 2015) e chuvosa (fevereiro de 2016) (Figura 4).

4.1 Variáveis Ambientais

As variáveis ambientais foram aferidas em todos os pontos de coleta em triplicata utilizando-se uma sonda multiparâmetros (YSI 556 MPS) e foi possível obter os valores das seguintes variáveis: Temperatura da água (C°); Condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) e Oxigênio Dissolvido (Mg/L) e pH

4.2 Determinação da concentração de matéria orgânica no sedimento

As amostras de sedimento coletadas foram armazenadas em potes plásticos e refrigeradas em caixas térmicas durante todo o percurso da comunidade até o laboratório. Em seguida, já no laboratório, as amostras foram previamente secas em estufa a 60 °C durante 12 h. Posteriormente, foram pesadas porções de 5,0 gramas do sedimento seco, levadas a mufla, a uma temperatura de 550 °C durante 5h. Assim, a concentração da matéria orgânica pode ser determinada por perda de massa do sedimento após o processo de calcinação (CORBI et al. 2010; MAITLAND, 1979).

4.3 Macrofauna Aquática

As amostras consistiram em coletas de sedimentos em sete pontos distribuídos ao longo do gradiente longitudinal nas margens do lago. O procedimento baseou-se na utilização de rede em “D” fazendo a varredura no ponto amostral de aproximadamente 3 metros com um esforço amostral de 5 minutos. Após esse procedimento as amostras foram levadas até a base do ICMbio e oxigenadas com bombas de aquário, para manter os organismos vivos durante o processo de triagem.

Pequenas porções das amostras foram colocadas em bandejas translúcidas com água para seleção dos organismos e posteriormente foram fixados em formalina 10% e conservados em álcool 70% (ALVES e GORNI, 2007). Para a identificação da macrofauna, foram utilizados critérios taxonômicos adotados por (STRIXINO; STRIXINO, 1982; COSTA et al. 2000; BRINKHURST; MARCHESI, 1989; FERNANDEZ et al. 2001; MORETTI, 2004; PES et al. 2005; FROELICH, 2007; PARKER, 2009; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; CALOR, 2011). Os espécimes

identificados foram depositados na Coleção Zoológica da Universidade de Araraquara (UNIARA).

4.4 Análise dos Dados

O método utilizado para a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em cada ponto foi analisada por meio das métricas: riqueza de espécies, abundância e índice de diversidade de Shannon (H').

A análise de correlação canônica (CCA) foi empregada com intuito de investigar as possíveis correlações entre as variáveis ambientais e a macrofauna identificadas em cada ponto amostral. Para isso, os dados abióticos e os dados faunísticos foram logaritizados $\log_{10}(x+1)$ com a finalidade de minimizar o efeito de valores discrepantes.

Para a realização das análises foi utilizado o software Palaeontological Statistics (PAST - versão 1.49) (HAMMER et al. 2001).

4.5 Determinação do Mercúrio e Metil-Mercúrio nos diferentes compartimentos

Antes de realizar a coleta dos organismos para análise de Hg o pesquisador dialogou com pescadores da comunidade para verificar quais organismos faziam parte da dieta alimentar dos moradores da reserva, de modo geral todos os moradores afirmaram que os peixes mais consumidos na comunidade são o *Mylossoma aureum* (Pacu) e *Cichla monoculus* (tucunaré). Já a escolha em coletar jacarés ocorreu devido ao fato de que os moradores além de consumir também comercializam esse organismo para varias cidades do estado de Rondônia, além de exportar esse organismos para ser comercializado em outros estados. Já os sedimentos para análise foram coletados nos mesmos pontos que foram aferidos as variáveis ambientais e coletados os macroinvertebrados aquáticos.

Sendo assim neste estudo foram coletados 7 pontos (Seca e Chuvosa / N=14) de sedimento e 21 peixes, sendo 13 *Mylossoma aureum* (Pacu) com hábitos Onívoros, 8 *Cichla monoculus* (Tucunaré) com hábitos carnívoros, 8 *Melanosuchus niger* (jacaré Açú) e 4 *Caiman crocodilus* (Jacaré Tinga) ambos com hábitos carnívoros.

Os *Mylossoma aureum* e *Cichla monoculus* foram coletados por moradores da comunidade pois somente os moradores da reserva possuem total permissão pelo ICMBio para realizar a pesca na reserva.

Já os jacarés foram coletados por membros da cooperativa “Coopcunia” que teve origem em 2004, tendo como principal objetivo realizar um manejo sustentável afim de controlar as populações de jacarés que habitam o lago. Sendo assim, todos os anos a cooperativa tem uma cota anual para abater cerca de 900 jacarés do sexo masculino e que tenham no mínimo 1,8m a 2,8m de comprimento, segundo informações fornecidas pelo Gestor da Lago do Cuniã os Jacarés Tinga com esse tamanho possuem idade média de 15 anos, já os Jacarés Açú idade média de 20 anos.

O período do abate ocorre na estação seca nos meses de junho a outubro pois o lago está “baixo” o que facilita a captura do animal, posteriormente a captura os organismos são levados para a base da cooperativa na comunidade para que seja feito a devida higienização antes de abate-lo.

Somente após todos esses procedimentos o pesquisador recebeu autorização para ir até a cooperativa e coletar pequenos pedaços de tecido muscular da calda dos jacarés. Cabe ressaltar que este estudo possui a devida autorização do ICMbio que permite a coleta e transporte dessas amostras.

4.5.1 Determinação de Mercúrio Total em Sedimento

As amostras de sedimento foram submetidas a um processo gravimétrico, reduzindo-as a uma fração menor que 0,075 milímetro (malha 200 mesh). Após esse procedimento, as amostras foram secas em estufa a 40 °C, maceradas e armazenadas em frascos de polietileno até serem analisadas. Para determinar o HgT, alíquotas de cerca de 0,500 g (peso seco) foram pesadas em duplicata e em placa quente a 80°C com adição dasolução ácida de HCl: HNO₃ (na proporção 3:1 – água régia). Após cerca de 30min. Foi adicionado 6 mL de KMnO₄ (5%) para manter o Hg na forma Hg⁺² (forma oxidada). Após extração e esfriamento das amostras, foram filtradas por gravidade através de um filtro de celulose (Whatman 44, New Jersey, EUA). O Hg total das amostras foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica acoplado a um gerador de vapor frio (FIMS-400, Perkin-Elmer, Alemanha) (BASTOS et al., 1998).

4.5.2 Determinação de Metil-Mercúrio em Sedimento

As amostras de sedimento de fundo foram liofilizadas e em seguida pesados cerca de 0,5 g peso seco em tubos de teflon. A extração do metil-mercúrio foi realizada pipetando 5 mL de KOH/Metanol 25 % nas amostras as quais foram para a estufa a 70 °C por 6 horas, sendo agitadas a cada 1 hora. Ao final, as amostras foram armazenadas em local escuro para evitar possíveis degradações do metil-mercúrio.

Após dois dias de descanso para a estabilidade das amostras, foi realizada a etilação do metil-mercúrio, visto que o aparelho faz leitura somente na forma de etilmetilmercúrio. O processo de etilação foi realizado com 200 µL de ácido acético e acetato de sódio (Solução tampão, pH 4,5), seguido de 30 µL da amostra e 50 µL de NaBEt₄ 1 %. As amostras foram aferidas com água Milli-Q em menisco invertido nos vials de 40 mL próprios para a análise no cromatógrafo gasoso acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica (CG-AFS) (BASTOS et al., 1998; BISINOTI et al., 2006; EPA, 2001; SEGADE; TYSON, 2003)

4.5.3 Determinação de Mercúrio Total em Tecidos

Para a análise de HgT, foram retiradas amostras de tecido com peso de 0,5 g de peso úmido em tubos falcon de 14 mL para Pacu, porém para tucunaré e jacaré o peso necessário é de cerca de 0,2g. Para se evitar diluição no momento da análise, utilizou-se massas para digestão em torno de 0,5 g (pu) para espécies não carnívoras e de 0,2g para as espécies carnívoras. A digestão química foi realizada com a adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio em seguida adicionando 4 mL da solução de HNO₃:H₂SO₄ 1:1. homogeneizou-se manualmente e então as amostras foram levadas para o bloco digestor a temperatura de 70 °C por 30 min.

Após o resfriamento adicionou-se 5 mL da solução de permanganato de potássio (KMnO₄ 5 %). Colocou-se novamente no bloco digestor por mais 20 min a 70 °C. Após o esfriamento as amostras foram cobertas com plástico filme para evitar contaminação e permaneceram em descanso por 12 horas. No dia seguinte foi adicionado 1 mL de cloridrato de hidroxilamina 12 %. Os volumes foram aferidos arredondando-se para ao valor mais próximo. Após esse procedimento realizou-se a determinação do HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio.

As amostras foram analisadas em duplicatas e brancos para controle analítico. Para uma maior confiabilidade dos dados foram utilizadas amostras controles certificadas IAEA 405 (National Research Council of Canada: Institute for National Measurement Standards), cuja, concentração de mercúrio é 0,57 mg.Kg⁻¹. A calibração do aparelho foi realizada com solução padrão de Hg (solução padrão de 1000 mg.L⁻¹ de Hg, Merck S.A.) diluída nas concentrações de 5, 10, 20, 30 e 40 µg.L⁻¹ de Hg, (BASTOS et al., 1998; BASTOS et al., 2015; BASTOS et al., 2016)

4.5.4 Determinação de Metil-Mercúrio em Tecidos

Para a análise de MeHg, foram retiradas amostras de tecido com peso de 0,1 g de peso úmido em tubos falcon de 14 mL para Pacu e 0,05 para Tucunaré e Jacaré. A extração do metil-mercúrio foi realizado pipetando 3 mL de KOH/Metanol 25 % nas amostras as quais foram para a estufa a 70 °C por 6 horas, sendo agitadas a cada 1 hora. Ao final, as amostras foram armazenadas em local escuro para evitar possíveis degradações do metil-mercúrio.

Após os dois dias de descanso para a estabilidade das amostras, foi realizada a etilação do metil-mercúrio, visto que o aparelho faz leitura somente na forma de etilmetilmercúrio. O processo de etilação foi realizado com 200 µL de ácido acético e acetato de sódio (Solução tampão, pH 4,5), seguido de 30 µL da amostra e 50 µL de NaBEt₄ 1 %. As amostras foram aferidas com água Milli-Q em menisco invertido nos vials de 40 mL próprios para a análise no cromatógrafo gasoso acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica.

4.5.5 Certificação de Qualidade das amostras

Para garantir uma maior confiabilidade nos dados foi utilizado o método de qualidade que para sedimento foi utilizado o SS2 para HgT e o IAEA356 para MeHg. O método permite validar as análises realizadas, o teste de qualidade consiste basicamente em medir a concentração do Hg existente nas amostras de SS2 e IAEA356, essas amostras possuem um valor fixo para cada elemento em questão, ao final da análise é possível comparar o valor de referência com o valor obtido na análise afim de verificar o retorno

obtivo sendo possível estimar a confiabilidade dos dados. Para SS2 o valor de referência é 0,28 mg.kg⁻¹ e para o IAEA356 o valor de referência é de 0,0055 mg.kg⁻¹.

Os valores encontrados na análise para SS2 foram de 0,29 mg.kg⁻¹ ou seja com uma recuperação de 100%, já para IAEA356 o valor foi de 0,0052 mg.kg⁻¹ apresentando assim uma recuperação de 96%, desta forma os dados estão satisfatoriamente dentro dos padrões de qualidade.

O teste de qualidade nas análises dos tecidos para HgT e MeHg; o componente utilizado para ambos foi o DORM-2 com valores de referência de 4,64 para HgT e 4,47 para MeHg. Os valores recuperados na análise foram de 4,57 para HgT tendo uma porcentagem de recuperação de 97%, já para MeHg o valor de recuperação foi de 4,16 tendo assim uma recuperação de 93%, desta forma os dados estão satisfatoriamente dentro dos padrões de qualidade.

4.5 Análise dos Dados

Os valores de Hg e MeHg registrados nos tecidos das espécies *M. aureum*, *C. monoculus* (Tucunaré), *M. niger* e *Caiman crocodilos*, foram analisados utilizando-se análise de variância (Two-Way ANOVA) ($\alpha = 0,05$) visando identificar possíveis diferenças significativas entre os dois períodos amostrados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.2.1 Características físico-químicas dos pontos de amostragem

A região amazônica é fortemente marcada por estações distintas, sendo a seca ocorrendo no período de maio a novembro, e a cheia no período de dezembro a junho (BERNARDI et al., 2009). No período de cheia, esse ecossistema recebe grandes quantidades de água, o que resulta no aumento de área e profundidade de rios e lagos, formando assim um único ecossistema (ESTEVES, 2011).

Desta forma, este estudo possui uma relação direta com essa condição ambiental típica da região amazônica, sendo uma das principais características que influencia os dados coletados, como mostra a (tabela 3).

Tabela 3 - Média e desvio padrão das variáveis ambientais (medido na estação seca, em agosto de 2015 e estação das chuvas em janeiro de 2016). T.: Temperatura da água (° C); CE.: condutividade elétrica ($\mu\text{S} / \text{cm}$); DO.: Oxigênio dissolvido (mg / L) e o pH; MO.: Matéria Orgânica (%).

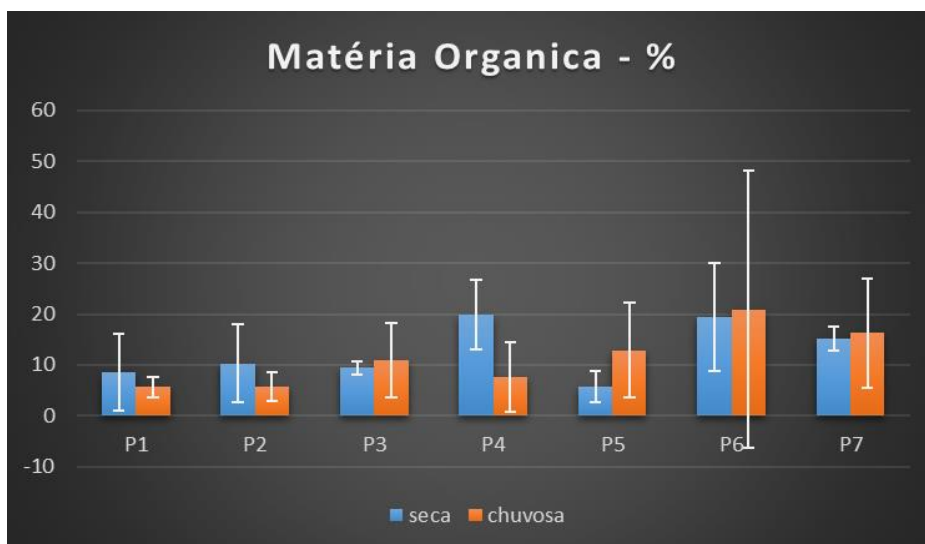
| Seca | | | | | | | |
|---------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 |
| T (C°) | 28,20 ± 1,903 | 29,28 ± 0,080 | 29,21 ± 0,067 | 29,52 ± 0,076 | 29,21 ± 0,042 | 29,70 ± 0,017 | 29,44 ± 0,100 |
| E.C ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 10,00 ± 0,000 | 10,00 ± 0,000 | 11,00 ± 0,000 | 26,33 ± 0,577 | 19,00 ± 0,000 | 41,33 ± 0,577 | 25,00 ± 0,000 |
| O.D (Mg/L) | 3,540 ± 0,606 | 3,450 ± 0,334 | 3,830 ± 0,204 | 3,880 ± 0,040 | 4,780 ± 0,153 | 1,430 ± 0,14 | 2,350 ± 0,078 |
| pH | 4,263 ± 0,042 | 4,320 ± 0,185 | 4,397 ± 0,045 | 4,667 ± 0,032 | 4,730 ± 0,017 | 4,933 ± 0,075 | 4,750 ± 0,044 |
| M.O (%) | 8,6 ± 7,6 | 10,3 ± 7,6 | 9,5 ± 1,3 | 19,8 ± 6,8 | 5,7 ± 3,1 | 19,4 ± 10,6 | 15,1 ± 2,4 |
| Chuvosa | | | | | | | |
| T (C°) | 29,10 ± 0,091 | 29,23 ± 0,031 | 29,27 ± 0,070 | 28,91 ± 0,119 | 29,11 ± 0,292 | 30,27 ± 0,363 | 29,70 ± 0,605 |
| E.C ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 31,00 ± 1,000 | 25,00 ± 1,732 | 31,67 ± 1,528 | 55,00 ± 1,000 | 61,00 ± 0,000 | 66,67 ± 1,155 | 69,67 ± 1,155 |
| O.D (Mg/L) | 4,030 ± 0,085 | 4,60 ± 0,254 | 4,90 ± 0,023 | 4,170 ± 0,178 | 5,250 ± 0,131 | 1,950 ± 0,116 | 2,840 ± 0,055 |
| pH | 4,883 ± 0,055 | 4,817 ± 0,072 | 4,937 ± 0,059 | 5,060 ± 0,040 | 5,187 ± 0,050 | 5,317 ± 0,075 | 5,400 ± 0,026 |
| M.O (%) | 5,7 ± 2,0 | 5,7 ± 2,8 | 10,9 ± 7,3 | 7,7 ± 6,8 | 12,9 ± 9,3 | 20,9 ± 27,2 | 16,3 ± 10,7 |

Fonte: Próprio Autor (2016).

Em relação à matéria orgânica, a maioria dos pontos apresentou menos de 10% de material orgânico no sedimento seco, sendo considerado sedimento mineral. Os pontos que apresentaram uma maior concentração na estação seca foram P4 e P6 com 19,8% e 19,4% respectivamente, os maiores valores encontrados na estação chuvosa foram P6 e P7 com 20,0% e 16,3% caracterizando-se assim como sedimento orgânico. De modo geral

não houve grandes variações no aporte de matéria orgânica nos pontos amostrados, ainda assim é notável que os pontos 6 e 7 apresentaram maiores concentrações de matéria orgânica dos demais pontos em ambas as estações (Figura 8).

Figura 8: Concentração de Matéria Orgânica (%) em comparação as estações seca e chuvosa.

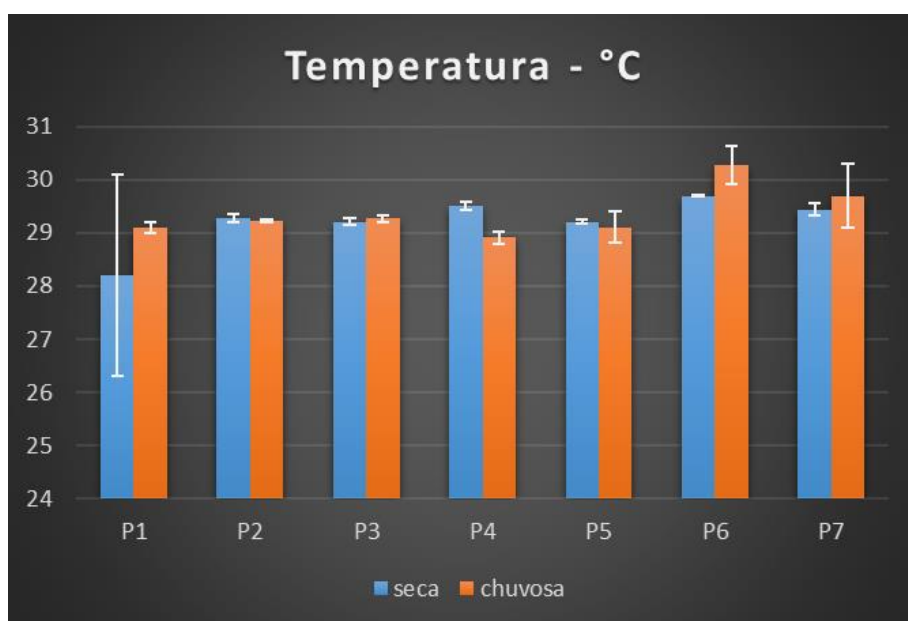


Fonte: Próprio Autor (2016).

Sendo assim, de acordo com Esteves e Guariento (2011), essa menor concentração em alguns pontos é devido à rápida ciclagem de material orgânico em lagos tropicais, não permitindo seu acúmulo no sedimento por longos períodos. Isso ocorre devido às altas temperaturas (geralmente maiores que 20°C) nesses ecossistemas.

Ademais, as temperaturas mantiveram-se altas em todos os pontos amostrados em ambas as estações, atingindo uma média de 29,29°C (Figura 9). Esses valores são comumente encontrados nesses ambientes. Dessa forma, Bernardi et al. (2009) encontraram altas temperaturas em lagos amazônicos sempre acima de 25°C, com máximas de 29,5°C em ambas as estações, também não encontrando grandes variações entre os períodos aferidos. Ainda, Callisto e Esteves (1998), Almeida e Melo (2009) e Aprile e Darwich (2009) também registraram temperaturas médias entre 27,0 a 30,3°C em seus estudos em diversos lagos da região amazônica.

Figura 9 – Valores de Temperatura (°C) em comparação as estações seca e chuvosa.

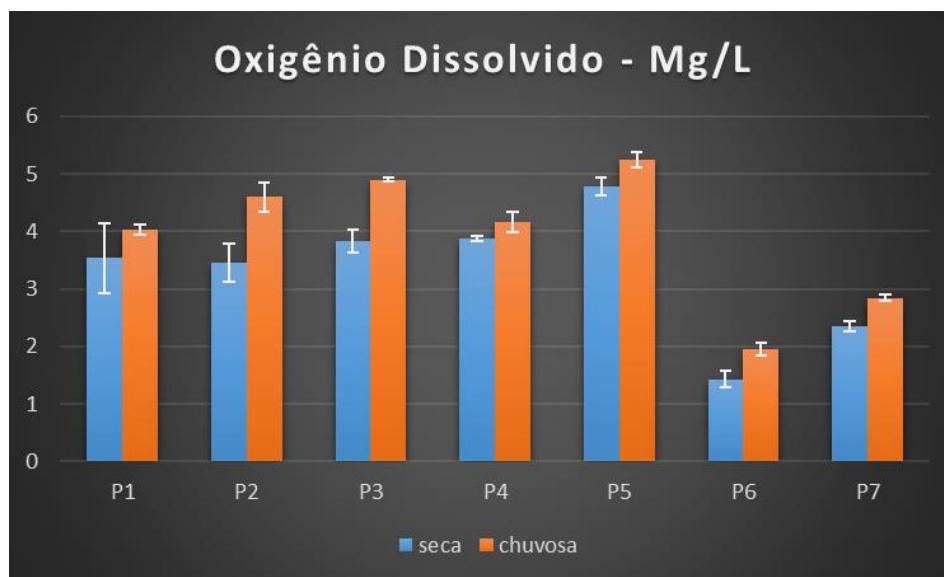


Fonte: Próprio Autor (2016).

As medições de oxigênio dissolvido também apresentaram características típicas de lagos amazônicos. De maneira geral, a maioria dos pontos amostrados apresentaram baixas concentrações de oxigênio, ocorrendo poucas alterações entre os pontos amostrados, sobretudo a estação cheia apresentou um pequeno aumento na oxigenação da água, atingindo um valor máximo de 5,25 mg/L no P5 e valor mínimo de 1,95 mg/L no P6 na estação chuvosa. Já na estação seca o maior valor foi, P5 de 4,78 mg/L e mínima de 1,43 mg/L no P6 (Figura 10).

Um dos principais fatores que pode influenciar essa variável é a temperatura, uma vez que temperaturas altas, como observadas no Lago Cuniã (entre 28 e 29° C), reduzem a solubilidade do oxigênio na água (ESTEVES; FURTADO, 2011). Adicionalmente, a matéria orgânica também está diretamente relacionada com a concentração de oxigênio no lago, visto que a decomposição desse material altera o aporte de oxigênio dissolvido disponível (ESTEVES; FURTADO, 2011).

Figura 10 - Valores de Oxigênio Dissolvido (Mg/L) em comparação as estações seca e chuvosa



Fonte: Próprio Autor (2016).

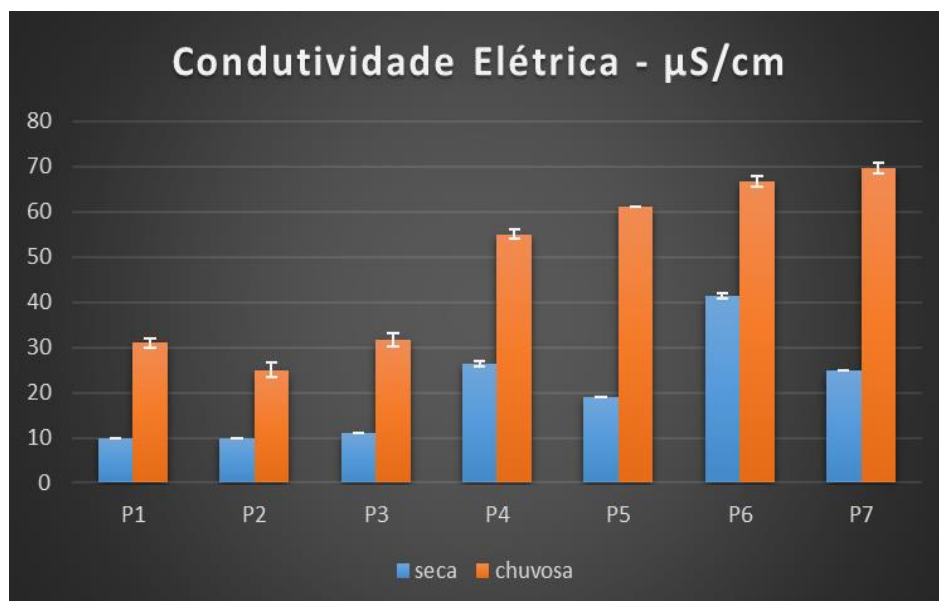
Em outros estudos realizados na Amazônia, os valores encontrados foram parecidos aos obtidos nesta pesquisa. Assim, segundo Almeida e Melo (2009), a concentração desse gás apresentou uma média de 3,5 mg/L. Do mesmo modo, Bernardi et al (2009) registraram valores entre 3,6 e 5,5 mg/L. Esses dados confirmam o estudo de Carvalho et al. (2001) o qual afirma que lagos tropicais em planícies de inundação geralmente apresentam baixas concentração de oxigênio da coluna d'água, especialmente na camada inferior.

Além disso, em conversas informais realizadas com pescadores da comunidade, foi relatado que a região dos pontos 6 e 7 é uma região inapropriada para a prática da pesca, eles afirmam ainda que a localidade possui pouco oxigênio e que os peixes evitam essa região devido à essas condições ambientais. Desse modo, os relatos populares vão ao encontro com os resultados deste estudo.

Outra variável significativa em ecossistemas aquáticos é a condutividade elétrica, visto que pode fornecer informações importantes sobre o que ocorre na bacia de drenagem. Dessa forma, é um dado fundamental para análise do estado trófico da água, principalmente em ambientes sobre influência antrópica (ESTEVES; BARROS; PETRÚCIO, 2011). De todas as variáveis a condutividade elétrica foi a que apresentou as maiores variações entre as estações. O maior valor encontrado na estação seca foi de 41,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto P6, já o menor valor foi de 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no P1 e P2. Por outro lado,

a estação chuvosa apresentou valores de 66,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no P6 e P7 e menores valores no P2 de 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 11). A influência antrópica local na região estudada do Lago pode ser considerada baixa, uma vez que poucas famílias vivem no entorno, o que pode ter refletido nas baixas médias de condutividade elétrica. Essa variação entre os valores encontrados nas diferentes estações é semelhante ao aferido por Silva et al (2008). Esteves (2011) afirma ainda que a condutividade da estação seca geralmente apresenta menores valores em comparação com a estação chuvosa. Desta forma, os valores de condutividade elétrica em regiões amazônicas preservadas são de modo geral baixos, indo ao encontro do estudo de Almeida e Melo (2009) realizado em um lago de planície de inundação no estado de Manaus, atingindo médias entre 20 e 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O mesmo foi observado no estudo de Callisto e Esteves (1998) com valores entre 10 e 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Adicionalmente, Esteves (2011) identificou que a condutividade elétrica na região Amazônica também é influenciada por fatores geológicos.

Figura 11 - Valores de Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) em comparação as estações seca e chuvosa.

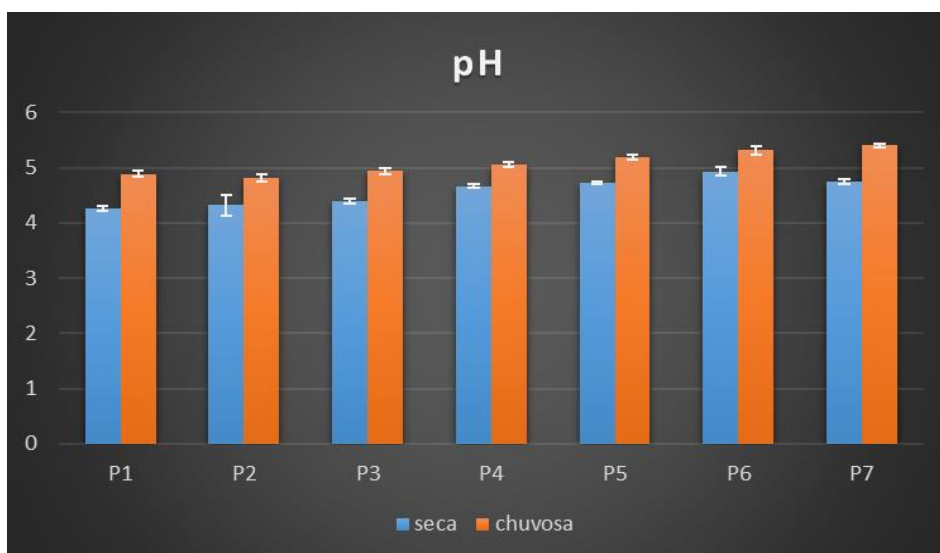


Fonte: Próprio Autor (2016).

Os valores de pH encontrados no Lago Cuniã (Figura 12), na estação seca, apresentaram características ácidas com valor no P6 de 4,92, ainda houve pouca variação entre as estações mantendo-se a característica ácida também na estação chuvosa com valor de 5,31 no P6. De acordo com Esteves e Marinho (2011), os lagos amazônicos

apresentam valores de pH em torno de 5, devido aos solos com características ácidas, como também em águas escuras ricas em substâncias húmicas. Dessa forma, o estudo de Callisto e Esteves (1998) encontraram valores muito próximos ao lago do Cuniã, com mínima de 4,1 e máxima de 4,8. Já o autor Bozelli (2000) encontrou valores entre 5,5 e 6,2 no Lago Batata.

Figura 12 - Valores de pH em relação as estações seca e chuvosa



Fonte: Próprio Autor (2016).

4.2.2 Estrutura taxonômica da Macrofauna Aquática

A identificação dos espécimes coletados revelou um total de 1404 macroinvertebrados aquáticos, distribuídos em 24 táxons, os quais as principais famílias foram: Naucoridae com 47,19%, a família Naididae foi a segunda mais representativa com (26,26%), sendo dividida em 4 subfamílias: Subfamília Naidinae (2,28%), Pristininae (23,70%), Tubificinae (0,14%) e Rhyacodrilinae (0,14%) e Chironomidae com 8,97% (Tabela 4).

Tabela 4 - Abundância das Táxons de Macroinvertebrados aquáticos coletados na Reserva Extrativista Lago do Cuniã.

| TAXON | Estação Seca | | | | | | | Estação Chuvosa | | | | | | | Total |
|----------------------|--------------|----|----|-----|-----|-----|----|-----------------|----|----|----|----|----|----|-------------|
| | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | |
| ANNELIDA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Naidinae | 0 | 7 | 0 | 5 | 8 | 3 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 2 | 32 |
| Pristininae | 0 | 7 | 0 | 0 | 303 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 11 | 5 | 0 | 2 | 332 |
| Tubificinae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Rhyacodrilinae | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Opistocystidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| Hirudinea | 2 | 10 | 1 | 1 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 22 |
| DIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratopogonidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Chironomidae | 4 | 19 | 1 | 5 | 6 | 28 | 8 | 12 | 4 | 3 | 8 | 2 | 0 | 26 | 126 |
| Tanypodinae | 0 | 7 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 9 | 8 | 0 | 0 | 2 | 39 |
| COLEOPTERA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Elmidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 5 | 1 | 45 | 2 | 56 |
| Haliplidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Hydrophilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 7 | 8 |
| Dryopidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 0 | 10 |
| TRICHOPTERA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Odontoceridae | 12 | 9 | 4 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 36 |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Belostomatidae | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 | 0 | 3 | 13 |
| Naucoridae | 0 | 32 | 0 | 336 | 15 | 220 | 57 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 663 |
| Notonectidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Nepidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| EPHEMEROPTERA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 2 | 3 | 1 | 0 | 13 |
| Caenidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| Leptohyphidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| ODONATA | | | | | | | | | | | | | | | |
| Calopterygidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Gomphidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Libellulidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 9 | 17 |
| Total | | | | | | | | | | | | | | | 1404 |

Fonte: Próprio Autor (2016).

Desta forma, a macrofauna aquática foi composta principalmente pela família Naucoridae, que são popularmente conhecidos como percevejos e apresentam corpo achatado, variando de 5 a 20 mm de comprimento (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). Esses organismos são muito diversificados tanto em termos morfológicos quanto ecológicos (NIESER et al., 1997) e geralmente habitam águas lânticas ou lóxicas (SOUZA; MELO; VIANNA, 2006), sendo assim, essa característica pode ter influenciado a sua grande ocorrência no lago do Cuniã. Ainda, estes organismos são principalmente encontrados na região norte e sudeste do país (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). Ademais, essa família já foi encontrada tanto em ambientes com pouco ou nenhum impacto humano como em ambientes mais poluídos, sugerindo que esse grupo seja tolerante a degradação (SOUZA; MELO; VIANNA, 2006).

O segundo grupo mais representativo neste estudo foram as famílias: Naididae e Opistocystidae. A família Naididae foi a mais abundante, com 369 organismos coletados e distribuídos entre quatro subfamílias: Naididae (32 organismos), Pristinidae (333), Tubificinae (2 organismos) e Rhyacodrilinae (2). Já a família Opistocystidae foi representada por 15 organismos.

Entre os organismos bioindicadores em ecossistemas aquáticos, a Classe Oligochaeta vem sendo utilizada amplamente (CHAPMAN, 2001) por apresentarem características que favorecem seu uso em estudos de avaliação de qualidade da água como: distribuição cosmopolita, abundância numérica, mobilidade limitada e adequação para estudos laboratoriais (HELLAWELL, 1986).

Dessa forma, essa classe é comumente encontrada em ecossistemas aquáticos continentais, na qual podem ocorrer em elevadas densidades populacionais (ESTEVES; LEAL; CALLISTO, 2011). Ainda, de acordo com Rodriguez e Reynoldson (2011) os oligoquetos estão presentes em vários microhabitats nos ambientes dulcícolas, vivendo tanto no sedimento quanto na vegetação aquática e em matéria orgânica em decomposição.

Dentro da classe Oligochaeta, a família Naididae é a mais diversa, sendo composta por várias subfamílias, o que faz com que mais de mil espécies pertençam a esse grupo (RODRIGUEZ e REYNOLDSON, 2011). As subfamílias Naidinae e Pristininae são mais comuns na coluna d'água, ou em associação a substratos como macrófitas, folhas em decomposição e outros organismos. Já a subfamília Tubificinae e Rhyacodrilinae habitam principalmente o sedimento e algumas espécies são comumente encontradas em ambientes enriquecidos com matéria orgânica e com baixa disponibilidade de oxigênio,

sendo, portanto, muito utilizadas como bioindicadores de poluição (RODRIGUEZ e REYNOLDSON, 2011).

Outro táxon bastante significativo neste estudo foram as larvas de Chironomidae que segundo Roque et al. (2003), Brito Júnior (2005) e Oliveira (2009), são encontradas em locais com maior quantidade de matéria orgânica. Diversos autores já evidenciaram essa família nos ecossistemas amazônicos (LOPES et al., 2008; FIDELIS; NESSIMIAN; HAMADA, 2008; CALLISTO; ESTEVES, 1998). De modo geral esses organismos estão associados a folhas de macrófitas aquáticas, folhiços e raízes, contudo possuem uma ampla adaptação para habitar outros ambientes (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). Porém segundo Couceiro et al. (2010) Fidelis, Nessimian e Hamada (2008) Fusari et al. (2009), poucos estudos são realizados com esses organismos na Amazônia.

Ainda a estrutura da macrofauna coletada no Lago Cuniã foi composta por táxons que ocorrem em ambientes florestados e não impactados da Amazônia (ESTEVES, 2011; CLETO-FILHO; WALKER, 2001), podendo ocorrer os táxons Chironomidae, Elmidae, Hydrophilidae, Odontoceridae, Naucoridae, Gomphidae, Libellulidae.

4.2.3 Análises estatísticas

Em relação aos resultados das métricas, (Tabela 5) em Comparação as duas estações amostradas apresentaram notável diferença no valor de diversidade. A estação chuvosa foi a mais diversa, porém a abundância da estação seca foi superior à estação chuvosa, o que reflete em maiores índices de dominância nesta estação. Essa diferenciação nos índices de dominância, podem ter ocorrido em função das condições e recursos existentes naquele período, uma vez que mudanças sazonais no ambiente fazem com que diferentes espécies se adaptem a essas condições em diferentes épocas do ano, o que causa uma alteração significativa na composição da macrofauna nas diferentes estações (BEGON, 2006).

A explicação para essa diferença entre os dados obtidos nas diferentes estações acontece devido à grande presença dos organismos: Pristininae, Chironomidae, Elmidae e Naucoridae que ocorreram em grande abundância na estação seca, porém tiveram baixa ocorrência na estação chuvosa. Isso pode ter ocorrido devido as características locais dos pontos amostrados, pois na estação cheia, com os pulsos de inundações anuais o lago costuma subir vários metros e muitas espécies de macroinvertebrados de modo geral

possuem hábitos sésseis ou baixa capacidade de locomoção, o que faz com que esses organismos demorem para colonizar novas regiões. Segundo Begon (2006) a habilidade de ocupação de uma mancha de habitat favorável varia entre espécies, podendo refletir a capacidade competitiva dos organismos.

Desta forma segundo estudo realizado por Nessimian (1995) evidenciou que os primeiros organismos a colonizar áreas com elevação dos níveis de água são organismos como: Cladocera, Ostracoda e acari. Contudo para Oliver (1971) Chironomidae tem alta capacidade de dispersão podendo assim colonizar facilmente novos ambientes, o que justifica a abundância desses organismos nas duas estações coletadas.

Os Oligochaetos segundo Behrend et al. (2012) e Moretto et al. (2013) possuem baixa capacidade de dispersão, possivelmente essa característica fez com que este grupo ocorresse em baixa proporção na estação chuvosa.

Ainda o grupo dos Naucoridae possui ampla distribuição podendo ocorrer em ambientes lênticos e lóticos (MAZZONI; SCHÄFER; LANZER., 2009), ainda segundo Pacheco (2001) esses organismos ocorrem em grandes proporções em margens e vegetações indo de encontro as características encontradas nos pontos de coleta deste estudo.

Tabela 5 - Valores de riqueza e abundância de espécies, índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade entre as estações de amostragem.

| | Seca | Chuva |
|----------------|--------|--------|
| Riqueza | 16 | 20 |
| Abundância | 1154 | 251 |
| Dominância | 0,4048 | 0,1304 |
| Shannon_H' | 1,265 | 2,367 |
| Equitabilidade | 0,4564 | 0,7902 |

Fonte: Próprio Autor (2016).

Os resultados da análise de Correlação Canônica (CCA) projetam as espécies ao longo de gradientes. Mesmo que essa análise seja multidimensional, a maior parte das relações entre as estações, variáveis ambientais e a macrofauna foi explicada pelos dois primeiros eixos de ordenações sendo eixo 1 com 45,97% e eixo 2 38,2% (Figura 17).

A análise do CCA (Figura - 13) demonstrou uma nítida separação entre os organismos em relação a estação de coleta, desta forma todos os pontos da estação

chuvosa foram projetados positivamente para o eixo 1, e todos os pontos da estação seca foram projetados negativamente para o eixo 2. Sendo assim os grupos como: Libellulidae, Elmidae, Dryopidae, Hydrophilidae, Ephemerae, Ophistocystidae, Nepidae tiveram correlação positiva com a estação chuvosa.

Negativamente correlacionados ao eixo 2 os organismos: Rhyacodrilinae, Tubificinae, Gomphidae, Naucoridae, Caenidae, Hirudinae, Leptohyphidae, estão correlacionados com a estação seca.

Sobretudo, os táxons posicionados no centro do diagrama de ordenação como: Naididae e Chironomidae não estão correlacionados com nenhuma estação ou possuem grande abundância e sofrem influência de ambas as estações.

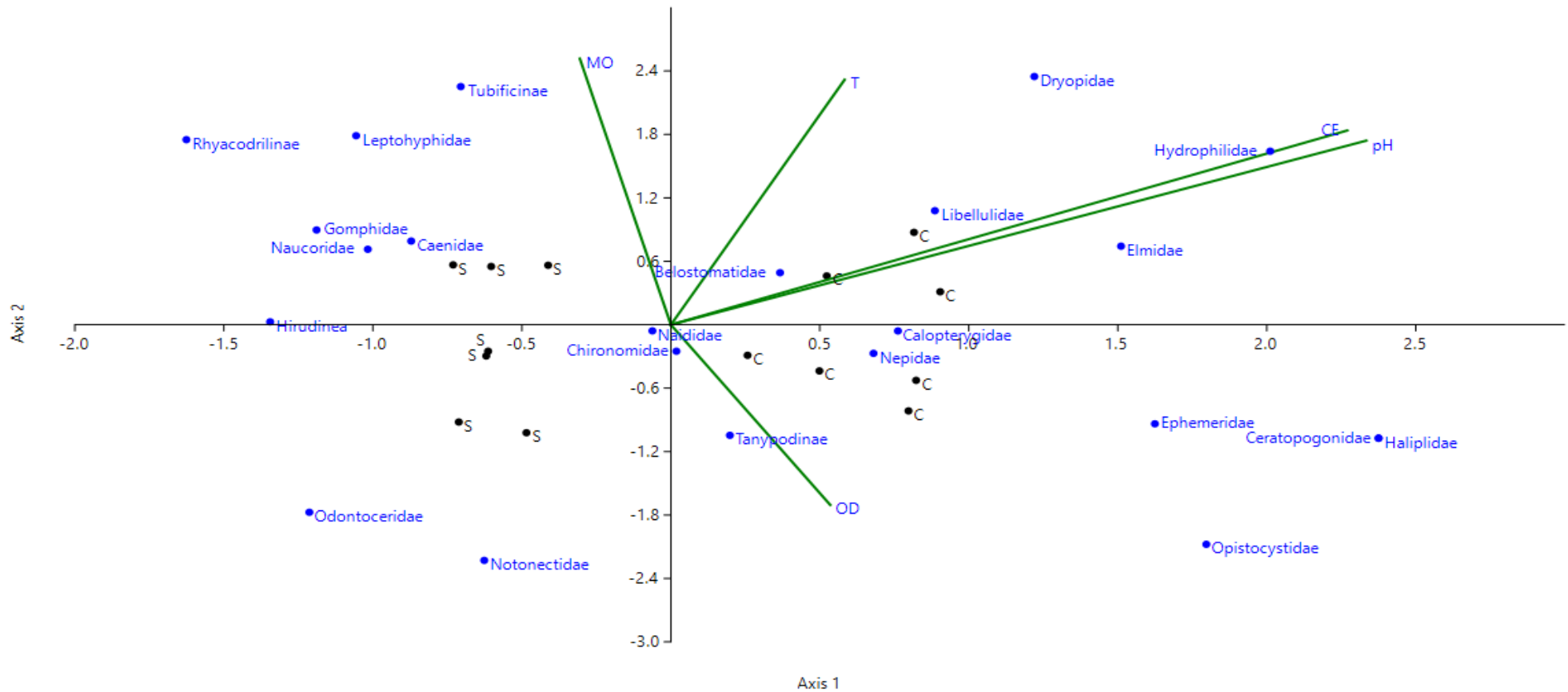
Desta forma, associado as características das estações seca e chuvosa, as variáveis ambientais apresentam grande influência na composição da fauna local, visto que é notável a presença de vários organismos diretamente relacionados com determinadas variáveis ambientais.

Portanto, segundo diagrama de ordenação, existem alguns táxons que tendem a estar associados a alguma variável específica. Neste estudo notamos a correlação entre o grupo Tubificinae com matéria orgânica, essa correlação já foi evidenciada por (MARTINS; STEPHAN; ALVES, 2008; ALVES; MARCHESE; MARTINS, 2008) corroborando os dados obtidos neste estudo.

Ainda evidenciamos que o grupo Hydrophilidae e Elmidae estão correlacionados com condutividade elétrica, o mesmo encontrado em estudos publicados por (KANNO; BARRILI, 2013; CIOFI et al., 2013). Nestes estudos esses grupos estavam ainda relacionados a pH, porém, a pesquisa realizada por Ciofi et al. (2013) não evidenciou esses grupos relacionados a pH.

Ademais o grupo Tanypodinae está correlacionado com oxigênio dissolvido. Essa característica vai ao encontro das informações publicadas por Amorim (2004), porém, em estudo realizado por Sahm (2015) o grupo Tanypodinae não apresentou correlação com essa variável.

Figura 13 – Diagrama da Análise de Correspondência Canônica (ACC) da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, Estações de coleta, variáveis ambientais. T: Temperatura da água; OD: Oxigênio Dissolvido; pH: pH; CE: Condutividade Elétrica; MO: Matéria Orgânica.



Fonte: Próprio autor, (2016).

4.3 Determinação de Hg nas amostras coletadas

Diversos estudos anteriormente realizados na região amazônica, já evidenciaram elevadas concentrações de Hg em diferentes compartimentos do ecossistema, indicando os riscos que esse contaminante pode trazer para o meio ambiente e o próprio ser-humano (ALMEIDA et al., 2014; ANJOS et al., 2016; BASTOS; LACERDA, 2004; GALVÃO et al., 2006; BOISCHIO; BARBOSA., 1993; BASTOS et al., 2016; BASTOS et al., 2015a; PESTANA et al., 2016; BASTOS et al., 2006; BASTOS et al., 2015b; BASTOS et al., 2008; SOARES et al., 2016).

Segundo a resolução CONAMA 454/2012, amostras de sedimento ou materiais a serem dragados apresentam os seguintes limites de tolerância: Para nível 1- Mercúrio – 0,17 mg.kg⁻¹ em água doce e nível 2 - 0,486 mg.kg⁻¹. De outra forma, a resolução da ANVISA de 2013 estabelece que os valores máximos permitidos de HgT para peixes exceto predadores é de 0,5 mg.kg⁻¹ e para peixes predadores o valor máximo é de 1.0 mg.kg⁻¹.

Ainda, segundo recomendações da Comissão do Codex Alimentarius da Organização Mundial da Saúde (1990) – OMS, estabelece que o valor de segurança não deve exceder 0,5 mg/kg⁻¹ não especificando hábito alimentar dos peixes para esses valores (Tabela 6).

Tabela 6 – Limites de tolerância estabelecidos pelas diferentes normas existentes.

| LEGISLAÇÃO | LIMITES |
|---------------------------|---|
| Resolução CONAMA 454/2012 | Sedimento / Nível 1 - 0,17 mg/kg ⁻¹ (HgT) Sedimento / Nível 2 - 0,486 mg/kg ⁻¹ (HgT) |
| Resolução ANVISA 168/2013 | Peixes exceto predadores / 0,5 mg/kg ⁻¹ (HgT) Peixes predadores / 1,0 mg/kg ⁻¹ (HgT) |
| Recomendação OMS/1990 | Limite máximo para Consumo humano / 0,5 mg/kg (HgT) |

Fonte: Próprio Autor (2016).

Conforme apontado na metodologia, neste trabalho foram analisados 7 pontos de sedimento, 21 peixes sendo 13 *Mylossoma aureum* (Pacu) com hábitos Onívoros, 8 *Cichla monoculus* (Tucunaré) com hábitos carnívoros, 8 *Melanosuchus niger* (jacaré Açú) e 4 *Caiman crocodilus* (Jacaré Tinga), ambos jacarés com hábitos carnívoros. Para todos os indivíduos deste estudo foram analisados tecidos musculares.

A análise de variância demonstrou que há diferença significativa ($p= 0,000$) nos valores de Hg e MeHg entre os tecidos das espécies analisadas (*M. aureum*, *C. monoculus* (Tucunaré), *M. niger* e *Caiman crocodilos*).

4.3.1 Mercúrio Total e Metil-Mercúrio no sedimento

A dinâmica do lago do Cuniã, como em vários outros lagos da Amazônia, segue um padrão comum para a região, isto é, sofre uma forte influência oriunda do grande pulso de inundações advindas do rio Madeira (ALMEIDA et al., 2014). Desta forma, os Lagos mais próximos da bacia do rio Madeira recebem grandes deposições de materiais particulados ricos em Hg, mesmo os lagos mais distantes recebem essa carga servindo de grandes depósitos de Hg.

Sendo assim, a estação da cheia é um dos principais fatores que causa a dispersão do Hg em sedimentos para diversos lagos da Amazônia (MEADE et al., 1985). Esse Hg, por sua vez, é incorporado em sedimentos ricos em matéria orgânica e sob condições anaeróbicas rapidamente se converte em MeHg, podendo ser incorporado nos organismos detritívoros entrando assim na cadeia trófica (WATRAS; BLOOM., 1992).

Desta forma, o sedimento analisado neste estudo apresentou baixas concentrações de Hg com uma média de $0,1037 \pm 0,0298$ mg.kg⁻¹, valores similares foram encontrados por Malm et al. (1990), Lacerda et al. (1995) no rio Madeira, porém para Bastos et al. (2006), em coleta realizada no lago do Cuniã quantificou valores muito próximos aos encontrados neste estudo com cerca de 0,098 mg.kg⁻¹.

Sobretudo, é notável que as concentrações encontradas no rio Madeira por Bastos et al (2006) foram inferiores a todos os outros estudos desenvolvidos em outras localidades, isto acontece, pois como já pontuado, as partículas de Hg são transportadas até lagos do entorno aumentando as concentrações de Hg nesses locais e diminuindo as concentrações do próprio rio de origem, no caso rio Madeira (BASTOS et al., 2006).

Desta forma, esses valores evidenciam, que mesmo com a redução das atividades garimpeiras, as concentrações de Hg no meio ambiente ainda se mantiveram, pois ao

compararmos os níveis de Hg em diversos locais em relação aos diferentes períodos analisados não será encontrado diferenças significativas, isso fica evidente no estudo realizado por Pfeiffer et al. (1989) que encontrou valores de $0,280 \text{ mg.kg}^{-1}$ contudo a média dos valores obtidos em sedimentos nos últimos anos é de $0,1072 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Todavia, nenhum dos pontos amostrados deste estudo excedeu os limites estabelecidos pela norma do CONAMA 454/2012. Cabe ressaltar que apenas 0,77% do HgT analisado está na forma de MeHg (Tabela 6), valor já esperado visto que o HgT quando em contato com bactéria anaeróbica sofre rápida transformação passando para a forma de MeHg entrando rapidamente na cadeia trófica.

4.3.2 Mercúrio Total e Metil-Mercúrio nos Peixes e jacarés

A média das concentrações encontradas de HgT para *Mylossoma aureum* (Pacu) foi de $0,0753 \pm 0,1079 \text{ mg.kg}^{-1}$, porém 89,77% do Hg analisado está na forma de MeHg, já para *Cichla monoculus* (Tucunaré) o valor foi de $0,9833 \pm 0,3608 \text{ mg.kg}^{-1}$ apresentando também cerca de 89,48% de MeHg o *Melanosuchus niger* (Jacarés açú) apresentou concentrações de HgT de $0,5856 \pm 0,1724$ com 92,90% de MeHg para o *Caiman crocodilus* (Jacaré-tinga) os valores foram de $0,5909 \pm 0,0651 \text{ mg.kg}^{-1}$ com incríveis 105,7% de MeHg (Tabela 7).

Tabela 7: Média e desvio padrão nas concentrações de Hg total e Metil-Mercúrio nos diferentes compartimentos analisados.

| | HgT - mg.kg^{-1} | MeHg - mg.kg^{-1} | % de MeHg no HgT |
|---------------------------|---------------------------|----------------------------|------------------|
| Sedimento | $0,1037 \pm 0,0298$ | $0,0008 \pm 0,0005$ | 0,77 |
| <i>Mylossoma aureum</i> | $0,0753 \pm 0,1079$ | $0,0676 \pm 1,1033$ | 89,77 |
| <i>Cichla monoculus</i> | $0,9833 \pm 0,3608$ | $0,8799 \pm 0,3759$ | 89,48 |
| <i>Melanosuchus niger</i> | $0,5856 \pm 0,1724$ | $0,5440 \pm 0,1523$ | 92,90 |
| <i>Caiman crocodilus</i> | $0,5909 \pm 0,0651$ | $0,6246 \pm 0,2042$ | 105,70 |

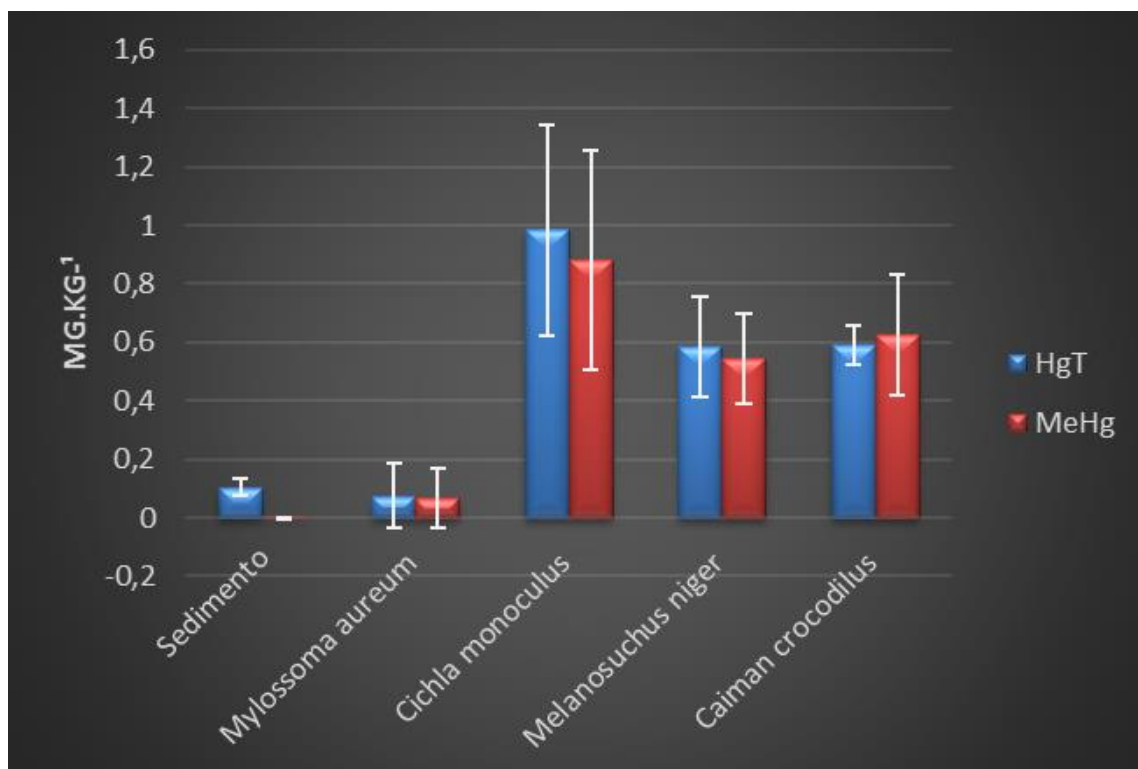
Fonte: Próprio Autor, (2016).

De todos os organismos analisados ficou evidente que os *Cichla monoculus* apresentaram maiores valores de HgT em seus tecidos, seguidos por *Caiman crocodilos* e *Melanosuchus niger* (Figura 14). É notável ainda a grande porcentagem de MeHg presente nos organismos com valores acima dos 89% (Tabela 7). Isso mostra o risco de contaminação que as populações ribeirinhas da região estão sofrendo ao ingerir diariamente esses alimentos com altos valores de MeHg.

O fato alarmante deste estudo é que vários organismos da espécie *Cichla monoculus* ficaram acima do limite recomendado pela ANVISA, que segundo a norma peixes predadores devem apresentar valores máximos de 1.0 mg.kg⁻¹ (HgT). A OMS afirma ainda que o consumo desses organismos contaminados não deve exceder 400 gramas por semana com valores de segurança de 0,5 mg.kg⁻¹ (WHO, 1990).

Sobretudo, em estudos realizados por Bastos e Lacerda (2004), o consumo diário nas comunidades ribeirinhas da Amazônia é de 250g por dia para adultos e 150g por dia para crianças. Ainda, Segundo Bastos et al. (2008), a Amazônia possui cerca de 30 mil pescadores trabalhando diretamente com a pesca. Ou seja, possivelmente as populações estão ingerindo concentrações acima dos recomendados, podendo acarretar futuros problemas de saúde. Esse problema já foi relatado por Bastos et al (2006) ao analisar cabelo de moradores de diversas comunidades ribeirinhas e, segundo o autor, a média das 45 comunidades estudadas apenas 1 ficou abaixo dos valores estabelecidos pela OMS, nas outras 44 comunidades a média nas concentrações de Hg ficou acima do limite permitido pela OMS, ainda em 16 delas os valores foram superiores para iniciar sintomas toxicológicos, segundo recomendações da OMS (BASTOS et al., 2006).

Figura 14 – Valores de mercúrio totais (HgT) e metil-mercúrio (MeHg) quantificados nos diferentes organismos coletados.



Fonte: Próprio Autor, (2016)

Em outros estudos que compararam as concentrações de HgT para peixes predadores e não predadores, evidenciaram uma grande diferença nas concentrações encontradas, porém sempre os predadores com maiores concentrações de HgT (PIMENTEL; FORSBERG; PADOVANI, 1995; BASTOS et al., 2008; DOS ANJOS et al., 2016). Ainda em diversos outros estudos anteriormente realizados na região a fim de detectar os índices de HgT em organismos de diferentes hábitos, os valores encontrados pelos pesquisadores são muito similares aos encontrados neste estudo para organismos carnívoros e onívoros. (BASTOS et al., 2007; RABITO et al., 2011; SILVA et al., 2012; HACON et al., 2014; BASTOS et al., 2015a; BASTOS et al., 2015b; BASTOS et al., 2016).

Já as espécies de *Caiman crocodilos* e *Melanosuchus niger* apresentaram valores altos de Hg com aproximadamente cerca de 90 a 100% de MeHg, porém não excedendo os limites estabelecidos pela ANSVISA e OMS . Desta forma, é possível visualizar a grande diferença nas concentrações de mercúrios nos diferentes níveis tróficos analisados, tendo baixas concentrações para os organismos *Mylossoma aureum* que possuem hábitos onívoros, seguido de um grande aumento nas concentrações das espécies carnívoras como as *Cichla monoculus*, *Melanosuchus niger* e *Caiman crocodilos*.

Como já mencionado anteriormente as altas concentrações de mercúrio em peixes topo de cadeia está relacionado ao potencial do Hg em se bioacumular ao longo da cadeia trófica, para tanto segundo Deltran-Pedreras et al. (2012) o perifíton é um microambiente aquático constituído por uma mistura de algas, bactérias, fungos com diferentes características metabólicas e, associado aos detritos orgânicos e sedimento, constitui um dos principais sistemas metiladores de Hg, sendo um dos sistemas que mais incorpora Hg na rede trófica. A ocorrência desses organismos é comum em águas pretas da Amazônia.

Ainda em estudos realizados por Bell e Scudder (2007) em rios dos Estados Unidos evidenciaram uma correlação positiva entre a concentração de Hg total e MetilHg e a biomassa de perifíton analisadas. Desta forma, a transferência de Hg pela via perifítica para o ambiente depende de fatores como a biomassa de perifíton, do aporte de Hg do sedimento, e do uso do perifíton como fonte de alimento pela fauna aquática, representando um elo importante de transferência trófica de Hg. Contudo nesse tipo de ambiente, algas e fungos presentes em áreas submersa são as maiores fontes de energia para o sistema (Walker et al., 1991) e as algas representam uma das principais fontes de energia para os peixes.

Ainda que neste estudo não quantificamos as concentrações de mercúrio na macrofauna pode-se inferir que a macrofauna aquática está diretamente ligada na transferência de mercúrio contaminando assim toda a cadeia trófica chegando até o ser humano, isso fica evidente em estudos realizados por Parkman e Meili, (1993) que verificou significativas concentrações de Hg em vários invertebrados aquáticos, o mesmo ocorreu em estudos realizados por Becker e Bigham (1995), Allen (2005), Molina (2010) e Riva-Murray (2011).

Desta forma, este estudo evidencia que embora as atividades garimpeiras tenham sofrido uma redução em suas atividades nos últimos anos, ainda são encontrados altos índices de Hg em peixes da região, isso ocorre devido mobilização de grandes quantidades de Hg presentes não só no rio, mas também em florestas que sofrem com desmatamento para criação de pasto e queimadas que acabam re-emitindo esse mercúrio para a atmosfera que por sua vez acaba voltando para os ambientes aquáticos (LACERDA, 1995; ROULET et al., 2000; GODOY et al., 2002; LACERDA et al., 2004; BASTOS et al., 2006).

Esse fato permite ressaltar a importância do contínuo monitoramento e quantificação do Hg tanto nos peixes da região quanto nas populações que se alimentam desses organismos, a fim de criar políticas públicas que permitam ações para minimizar e atender a possíveis casos de alterações fisiológicas oriundas do Hg. Ainda cabe enfatizar a importância do desenvolvimento de novos estudos voltados para áreas da toxicologia humana e ecotoxicologia aquática, pois podem fornecer dados importantes acerca dos efeitos tóxicos do Hg em diferentes compartimentos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Desta forma as variáveis ambientais do lago do Cuniã apresentaram baixas concentrações de matéria orgânica em boa parte dos pontos, apenas os pontos 6 e 7 apresentaram concentrações acima de 10% para ambas as estações, caracterizando-se assim como sedimento mineral, já a temperatura manteve-se em uma média de 29°C indo de encontro a valores encontrados em outros estudos desenvolvidos em outros lagos da região. O oxigênio dissolvido apresentou características de lagos amazônicos com valores relativamente baixos, apresentando valores médios em todos os pontos. A condutividade elétrica foi a variável que apresentou maior diferenciação entre estações, apresentando altos valores na estação chuvosa. O pH encontrado foi ácido para ambas as estações.

Já a identificação das espécimes coletadas revelou um total de 1404 macroinvertebrados aquáticos, distribuídos em 24 táxons, os quais as principais famílias foram: Naucoridae com 47,19%, a família Naididae foi a segunda mais representativa com (26,26%), sendo dividida em 4 subfamílias: Subfamília Naidinae (2,28%), Pristininae (23,70%), Tubificinae (0,14%) e Rhyacodrilinae (0,14%) e Chironomidae com 8,97%.

A análise de CCA demonstrou uma nítida separação entre os organismos em relação com a estação coletada, desta forma todos os pontos da estação chuvosa foram projetados positivamente para o eixo 1, e todos os pontos da estação seca foram projetados negativamente para o eixo 2.

Desta forma, estudos que utilizam a macrofauna aquática como bioindicadores são extremamente importantes pois fornecem dados relevantes para o monitoramento ambiental, bem como auxiliam na compreensão dos ecossistemas aquáticos.

Por outro lado todos os compartimentos estudados neste trabalho apresentaram presença de Hg. O sedimento de modo geral apresentou baixas concentrações, ficando abaixo dos valores permitidos pelo CONAMA 454/2012; os peixes não predadores apresentaram baixas concentrações de HgT, porém 90% do Hg encontrado estão na forma de MeHg que é altamente tóxico. Já os peixes predadores apresentaram altas concentrações de HgT também composto por 90% de MeHg, ficando acima dos limites estabelecidos pela ANVISA, e OMS; já os jacarés apresentaram altas concentrações, porém não excederam os limites de tolerância.

Sobretudo ainda que neste estudo não tenha quantificado as concentrações de mercúrio na macrofauna pode-se inferir que a macrofauna aquática está diretamente

ligada na transferência de mercúrio contaminando assim toda a cadeia trófica chegando até o ser-humano.

Desta forma, uma vez que Bastos et al., (2006) detectou a presença de Hg em populações ribeirinhas e os resultados de deste trabalho evidencia a presença Hg em peixes que são base da alimentação da comunidade do Cuniã, se faz necessário medidas de saúde pública para que essas populações possam entender e tomar medidas preventivas acerca desta situação, pois ainda que a atividade garimpeira da região tenha diminuído, este estudo mostra que as concentrações de Hg continuam altas, apresentando valores acima dos permitidos pela legislação, o que pode ser extremamente perigoso para as populações que utilizam os recursos pesqueiros para sobreviver.

REFERÊNCIAS

- SOUZA, M. A. A.; MELO, A. L.; VIANNA, G. J. C. Heterópteros aquáticos oriundos do Município de Mariana, MG. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 6, p. 803-810, 2006.
- ALMEIDA, F. F.; MELO, S. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão–Estado do Amazonas, Brasil)= Limnological considerations about an Amazonian floodplain lake (Catalão lake–Amazonas State, Brazil). 2009.
- AMOUREUX, D.; AMOUREUX, D., WASSERMAN, J. C., TESSIER, E., & DONARD, O. F. Elemental mercury in the atmosphere of a tropical Amazonian forest (French Guiana). **Environmental science & technology**, v. 33, n. 17, p. 3044-3048, 1999.
- AKAGI, H; MALM, O; KINJO, Y; HARADA, M; BRANCHES, F. J. P; PFEIFFER, W.C.; KATO, H. Methylmercury Pollution in the Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment** V. 175: 85-95. 1995.
- ALLABY, M. **The concise Oxford Dictionary of Zoology**. Oxford: Oxford niversity Press, 1992.
- ALMEIDA MD, LACERDA LD, BASTOS WR, HERRMANN JC (2005) Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environ Pollut** v.137:179– 186.
- ALMEIDA, R. D., BERNARDI, J. V. E., OLIVEIRA, R. C., CARVALHO, D. P. D., MANZATTO, A. G., LACERDA, L. D. D., & BASTOS, W. R. Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. **Acta Amazônica**, v. 44, n. 1, p. 99-105, 2014.
- ALVES, R. G., GORNI, G. R. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 407-413, 2007.
- ALVES, R. G.; MARCHESE, M. R.; MARTINS, R. T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brazil). **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.
- AMARAL, B. D. **Manejo e conservação dos recursos pesqueiros nos tributários da bacia do alto rio Juruá. estudo de caso: a reserva indígena Ashaninka/Kaxinawá, Rio Breu, Acre, Brasil/Peru**. 1998. Tese de Doutorado.
- AMORIM, R. M.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Distribuição espacial e temporal das larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) na seção ritral do rio Cascatinha, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil. **Lundiana**, v. 5, n. 2, p. 119-127, 2004.
- ANDRADE, D. P., PASCHOAL, L. R. P., SÁ, O., FRANÇA, N. Water quality of fifth-order tributaries of the reservoir at the Marechal Mascarenhas de Moraes Hydroelectric Power Station in the Rio Grande watershed (State of Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 24, n.3, p. 326-337. 2012.

ANJOS, M. R. D., MACHADO, N. G., SILVA, M. E. P. D., BASTOS, W. R., MIRANDA, M. R., CARVALHO, D. P. D. Bioaccumulation of methylmercury in fish tissue from the Roosevelt River, Southwestern Amazon basin. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 3, p. 508-518, 2016.

APRILE, F. M.; DARWICH, A. J. Regime térmico e a dinâmica do oxigênio em um lago meromítico de águas pretas da região amazônica. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, n. 1, p. 37-43, 2009.

AULA, I., BRAUNSCHWEILER, H., LEINO, T., MALIN, I., PORVARI, P., HATANAKA, T., ... & JURAS, A. Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil. **Mercury Pollution Integration and Synthesis**, p. 21-40, 1994.

ALLEN, E. W., PREPAS, E. E., GABOS, S., STRACHAN, W. M., & ZHANG, W. Methyl mercury concentrations in macroinvertebrates and fish from burned and undisturbed lakes on the Boreal Plain. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 9, p. 1963-1977, 2005.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: PERES, F., MOREIRA, JC. **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. 384 p.

BARBOSA, A. C., SOUZA, J. D., DOREA, J. G., JARDIM, W. F., & FADINI, P. S. Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 45, n. 2, p. 235-246, 2003.

BARBOSA, A. C., SOUZA, J., FERRARI, I., DOREA, J. G., & BARRETO, F. Mercury concentrations in fish of the Negro River basin, Amazon, Brazil. In: **International conference on heavy metals in the environment, Ann Arbor**. 2000.

BARBOSA, A. C.; SILVA, S. R. L.; DOREA, J. G. Concentration of Mercury in Hair of Indigenous Mothers and Infants from the Amazon Basin. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Vol. 34:100-105, 1998.

BASTOS, W. R., REBELO, M. D. F., FONSECA, M. D. F., ALMEIDA, R. D., & MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.

BASTOS, W. R., DÓREA, J. G., BERNARDI, J. V. E., LAUTHARTTE, L. C., MUSSY, M. H., LACERDA, L. D., & MALM, O. Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. **Environmental research**, v. 140, p. 191-197, 2015a.

BASTOS, W. R., DÓREA, J. G., BERNARDI, J. V. E., LAUTHARTTE, L. C., MUSSY, M. H., HAUSER, M., MALM, O. Mercury in muscle and brain of catfish from the Madeira river, Amazon, Brazil. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 118, p. 90-97, 2015b.

BASTOS, W. R., GOMES, J. P. O., OLIVEIRA, R. C., ALMEIDA, R., NASCIMENTO, E. L., BERNARDI, J. V. E., ... & PFEIFFER, W. C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.

- BASTOS, W. R., DÓREA, J. G., BERNARDI, J. V. E., MANZATTO, A. G., MUSSY, M. H., LAUTHARTTE, L. C., MALM, O. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. **Environmental Research**, v. 144, p. 73-80, 2016.
- BASTOS, W. R. LACERDA, L. D. de. **A contaminação por Mercúrio na bacia do Rio Madeira**: uma breve revisão. *Geochimica Brasiliensis* (Rio de Janeiro), v. 18, n.2, p. 99-114, 2004.
- BASTOS, W. R; MALM, O; PFEIFFER, W. C; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 50(4): 255- 260, 1998.
- BASTOS, W. R., DE ALMEIDA, R., DÓREA, J. G., & BARBOSA, A. C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, n. 3, p. 341-346, 2007.
- BEGON, M. TOWNSEND, C. R. JOHN, L. H. **Ecology: from individuals to ecosystems**, 2006.
- BERNARDI, J. V. E., LACERDA, L. D., DÓREA, J. G., LANDIM, P. M. B., GOMES, J. P. O., ALMEIDA, R., ... & BASTOS, W. R. Aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto Rio Madeira e afluentes, Amazônia Ocidental. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, 2009.
- BELTRAN-PEDREROS, S. **Mercúrio em componentes bióticos e abióticos do Lago Grande de Manacapuru, Amazonas**. Universidade Federal do Amazonas, 2012. Tese de doutorado.
- BELL, A. H.; SCUDDER, B. C. Mercury accumulation in periphyton of eight river ecosystems. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 4, p. 957-968, 2007.
- BEHREND, R. D. L., TAKEDA, A. M., GOMES, L. C., & FERNANDES, S. E. P. Using oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 873-884, 2012.
- BIDONE, E. D., CASTILHOS, Z. C., CID DE SOUZA, T. M., & LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: a screening approach. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 59, n. 2, p. 194-201, 1997.
- BISINOTI, M. C., JARDIM, W. F., JÚNIOR, J. L. B., MALM, O., & GUIMARÃES, J. R. Um novo método para quantificar mercúrio orgânico (Hgorgânico) empregando a Espectrometria de Fluorescência Atômica do Vapor Frio. **Quim. Nova**, v. 29, n. 6, p. 1169-1174, 2006.
- BISINOTI, M. C; JARDIM, W. F. O comportamento do MetilMercurio (MetilHg) no Ambiente. **Química Nova** Vol. 27(4): 593-600. 2004.
- BOISCHIO, A. A. P.; BARBOSA, A. Exposição ao mercúrio orgânico em populações ribeirinhas do Alto Madeira, Rondônia, 1991: resultados preliminares. **Cad Saúde Pública**, v. 9, n. 2, p. 155-60, 1993.
- BOZELLI, R. L. **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Universidade Federal, 2000.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2012. Resolução CONAMA n° 454, de de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União, Brasília, 01 jan. Seção 1, p. 66.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 006 de 24 de janeiro de 1986. Dispõe sobre a aprovação de modelos para publicação de pedidos de licenciamento. Resoluções do CONAMA 1984 a 1999: organizado por Waldir de Deus Pinto e Marília de Almeida, Brasília, DF: WD Ambiental, 1999. p. 88-91.

BECKER, D. S.; BIGHAM, G. N. Distribution of mercury in the aquatic food web of Onondaga Lake, New York. In: **Mercury as a Global Pollutant**. Springer Netherlands, 1995. p. 563-571.

BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M.R. 1989. **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica**. Santa Fé: Asociación de ciencias naturales del litoral, 1989. 207p.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F. J. P.; WATANABE, T. **Insetos aquáticos do açude São José dos Cordeiros (semi-árido paraibano) com ênfase em Chiromonidae**. Entomologia y Vectores, 12 (2), 1-9, 2005.

BOYERO, L.; BAILEY, R. C. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 464, p. 219-225. 2001.

Brown KS (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, 1:25-42.

BÜCHS, W. Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.98, p.35-78, 2003.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 137-147, 1996.

CALOR, A. R. Checklist dos Trichoptera (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 1a, 0311101., 2011.

CARVALHO, P.; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; OLIVEIRA, L.G.; ROBERTSON, B.; TAVECHIO, W. L. G.; DARWISCH, A, J. Comparative limnology of South-American lakes and lagoons. **Acta Scientiarum**, v. 23, n.1, p. 265-273, 2001.

CHAPMAN, P. M. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk assessment. **Hydrobiologia**, v. 463, p. 149-169, 2001.

CLEARY, D. Mercury in Brazil. **Nature**, v. 369, n. 6482, p. 613-614, 1994.

CLETO-FILHO, S. E. N.; WALKER, I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM–Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 1, p. 69-89, 2001.

CIOFI, F. G. A influência do tipo de sedimento e substrato na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 3, 2013.

- CORBI, J. J.; FROEHLICH, C. G.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; SANTOS, A. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p.644-648, 2010.
- COSTA, J. M.; MACHADO, A. B. M.; LENCIONI, F. A. A.; SANTOS, T. C. Diversidade de distribuição dos ODONATOS (Insecta) no Estado de São Paulo, Brasil: Parte I – Lista de espécies e registros bibliográficos. **Publ. Avul. Mus. Nac.**, Rio de Janeiro, n. 80, p. 1-27. abr. 2000.
- COSTA, L. G; ASCHNER, M; VITALONE, A., SYVERSEN, T; SOLDIN, O. P. Developmental Neuropathology of Environmental Agents. **Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.** Vol. 44: 87-110, 2004.
- DA SILVA, G. S. Potential risks of natural mercury levels to wild predator fish in an Amazon reservoir. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 8, p. 4815-4827, 2012.
- DE DIEGO A, TSENG CM, DIMOV N, AMOUROUX D E DONARD OFX. Distribution of methylmercury and inorganic mercury between the aqueous phase and suspended particulate matter under simulated estuarine conditions. (1999)
- DIDHAM, R. K. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. **Forests and insects**, p. 303-320, 1997.
- DOREA, J. G.; BARBOSA, A.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasamus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in amazona ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Vol. 59: 57-63, 2004.
- DURRIEU, G.; MAURY-BRACHET, R.; BOUDOU, A. Goldmining and mercury contamination of piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana (Amazon basin) **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 2004.
- EPA. 2001. **Method 1630**: Methyl Mercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and CVAFS; U.S.Environmental Protection Agency: EPA-821-R-01-020,Office of Water,Washington DC 49.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- ESTEVEES, F. A.; FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; PETRÚCIO, M. M. Principais cátions e Ânions. In: **Fundamentos de limnologia**, 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- ESTEVEES, F. A.; GUARIENTO, R. D. Elementos-traço. In: **Fundamentos de limnologia**, 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- ESTEVEES, F. A.; LEAL, J. J. F.; CALLISTO, M. Comunidade Bentônica. In: **Fundamentos de limnologia**, 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- ESTEVEES, F. A.; MARINHO, C. C. Carbono inorgânico. In: **Fundamentos de limnologia**, 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- ESTEVEES, F. A.; FURTADO, AL dos S. Oxigênio dissolvido. **ESTEVEES, FA., org. Fundamentos de limnologia. 3th ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.**

- FAGERSTRÖM, T.; JERNELÖV, A. Some aspects of the quantitative ecology of mercury. **Water Research**, v. 6, n. 10, p. 1193-1202, 1972.
- FERNANDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. 2001. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos americanos**. Tucumán (Argentina): Editora Universitaria de Tucumán.
- FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L.; HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 1, p. 127-134, 2008.
- FREITAS, J. L. G. (2006) **Mulheres trabalhadoras no garimpo Rio Madeira – Rondônia. Interfaces de vulnerabilidades ao HIV/AIDS**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente). Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.
- FROEHLICH, C. G. (Org.). 2007. Guia on-line: **Identificação de larvas de insetos aquáticos do estado de São Paulo**. (Disponível em: <http://www.sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>).
- FUSARI, L. M.; ROQUE, F. O.; HAMADA, N. *Oukuriella pesae*, a new species of sponge-dwelling chironomid (Insecta: Diptera) from Amazonia, Brazil. **Zootaxa**, v. 2146, p. 61-68, 2009.
- GALVÃO, R. C. F. Variação sazonal de elementos-traço associados aos sólidos em suspensão no alto rio Madeira, Amazônia Ocidental. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, 2009.
- GODOY, J. M. Evaluation of the siltation of River Taquari, Pantanal, Brazil, through ²¹⁰Pb geochronology of floodplain lake sediments. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 13, n. 1, p. 71-77, 2002.
- GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, ano2, n.1, p. 153-164, 2003.
- GOYER, R. A.; CLARKSON, T. W. Toxic Effects of Metals. Pp. 811-867 in: Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons, (CD Klaasen, editor). 2001.
- HACON, S. S. The influence of changes in lifestyle and mercury exposure in riverine populations of the Madeira River (Amazon Basin) near a hydroelectric project. **International journal of environmental research and public health**, v. 11, n. 3, p. 2437-2455, 2014.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. **Manaus: INPA**, 2014.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. 2001. PAST: **Paleontological statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- HELLAWELL, J. M., 1986. **Biological Indicator of Freshwater Pollution and Environmental Management**, Elsevier Applied Science Publishers, London. 546p.
- IPT. Curso de Geologia de Engenharia aplicada a problemas ambientais. São Paulo. 1992 V 3. 291p.

JENSEN S., JERNOLOV A. Biological methylation of Mercury in aquatic organism". **Nature**, Vol. 223, p. 753-754, 1969.

KANNO, R. H. N.; BARRILI, G. H. C.; NEGREIROS, Natalia Felix. Composição de macroinvertebrados bentônicos do córrego bela vista, ARAÇATUBA-SP. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 3, 2013.

KALLIOLA, R.; PUHAKKA, M.; DANJOY, W. **Amazônia peruana**: vegetación húmeda tropical en el llano sudandino. Finlândia: Gummerus Printing, 1993. 265p.

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; AKAGI, H; GUIMARAES, J. R. D.; TORRES; J. P. M. Methylmercury in Fish and Hair Samples from the Balbina Reservoir, **Brazilian Amazon. Environmental Research**, Section A Vol. 77: 84-90. 1998.

KEHRIG, Helena A. Total and methyl mercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 17, n. 7, p. 1409-1418, 2006.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, E. (Eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. v. (Séries Oecologia Brasiliensis).

KITAHARA, S. E. Mercúrio total em pescado de água doce. **Ciênc Tecnol Aliment**, v. 20, n. 2, p. 267-73, 2000.

LACERDA LD, SALOMONS W. Mercury from gold and silver mining: a chemical time bomb. Berlin7 Springer Verlag; 1998. 146 pp.

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LACERDA, L. D.; SALOMONS, Wim. **Mercury from gold and silver mining: a chemical time bomb?**. Springer Science & Business Media, 2012.

LACERDA L. D. Amazon mercury emissions. **Nature** 1995;374:20– 1.

LACERDA, L. D. Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. **Ciência e Cultura**, v. 51, n. 5/6, p. 363-371, 1999.

LACERDA, L. D. Global mercury emissions from gold and silver mining. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 97, n. 3-4, p. 209-221, 1997.

LACERDA, L.D; PFEIFFER, W; MALM, O; SOUZA; C.M.M; SILVEIRA, E.G; BASTOS, W.R. Mercurio no Meio Ambiente: Risco Potencial das Áreas Garimpeiras do Brasil. **Acta Limnol. Brasil**. Vol. III: 969-977, 1990.

LACERDA, Luiz D.; DE SOUZA, Margareth; RIBEIRO, Mario G. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. **Environmental pollution**, v. 129, n. 2, p. 247-255, 2004.

LECHLER PJ, MILLER JR, LACERDA LD, VINSON D, BONZONGO JC, LYONS WB, WARWICK JJ (2000) Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichment? **Sci Total Environ** 260:87–96.

- LECHLER, P. Mercury concentrations in channel bed sediments, floodplain sediments, and lateric soils of the Madeira river basin, Brazil: Implications for anthropogenic versus natural sources. **EOS, Transactions, American Geophysical Union**, v. 78, n. 46, 1997.
- LECHLER, P. J. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments?. **Science of the Total Environment**, v. 260, n. 1, p. 87-96, 2000.
- LOPES, M. J. N. Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 3, n. 2, 2008.
- MAITLAND, P. S. The distribution of zoo benthos and sediments in Loch Leven, Kinross, Scotland. **Arch. Hydrobiologie**. v.85: p. 98–125, 1979.
- MALLAS, J.; BENEDICTO, N. Mercury and goldmining in the Brazilian Amazon. **Ambio**, p. 248-249, 1986.
- MARTINS, R. T.; STEPHAN, N. N. C.; ALVES, R. G. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 3, p. 221-226, 2008.
- MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; SOUZA, C.M.M.; REUTHER, R. 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. **Ambio**, 19: 11-15.
- MALM, O; CASTRO, M. B. ; BASTOS, W. R; BRANCHES, F. J. P; GUIMARAES, J. R. D; ZUFFO, C. E; PFEIFFER, W. C. Na assesment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. **The Science of the Total Environment** Vol. 175: 127-140. 1995.
- MAZZONI, Aline Correa; SCHÄFER, Alois; LANZER, Rosane. Caracterização das Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos associados a Macrófitas em Lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul. **Salão de Iniciação Científica (21.: 2009 out. 19-23: Porto Alegre, RS). Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 2009.**, 2009.
- MEADE, R. H., DUNNE, T., RICHEY, J. E., SANTOS, U. M. & SALATI, E., 1985, Storage and remobilization of suspended sediment in the lower Amazon River of Brazil. *Scien.*, 228: 488.
- MIRANDA, J. G; CIPRIANI, M; MARTIRES, R. A. C; GIACONI, M. J. **Atividades Garimpeiras no Brasil: Aspectos Técnicos, Econômicos e Sociais**. Serie Estudos e Documentos CETEM/CNPq, Rio de Janeiro. 61p. 1997.
- MORAES, D. S. de L.; JORDÃO, B. Q. Water resources deterioration and its impact on human health. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.
- MORETTI, M. S. 2004. **Atlas de identificação rápida dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos**. Laboratório de ecologia de bentos da UFMG Belo horizonte, MG. (Disponível em: www.icb.ufmg.br/big/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/AtlasBenthos.pdf).
- MOLINA, C. I. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 16, p. 3382-3391, 2010.

- NIESER, N. **heterópteros aquáticos de Minas Gerais**. Editora Ufmg, 1997.
- MORETTO, Y. Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, 2013. p. 65-78.
- NIKLASSON, T. **Mercury Accumulation in a Brazilian Reservoir in Relation to Carbon Sources and Ecological Characteristics of the Fish Community**. Minor Field Study 117 Committee of Tropical Ecology. Uppsala University, Sweden. 24p. 2005.
- NRIAGU, JEROME O. Mercury pollution in Brazil. **Nature**, v. 356, n. 6368, p. 389, 1992.
- NESSIMIAN, J. L.; SANSEVERINO, A. M. Structure and dynamics of chironomid fauna from a sand dune marsh in Rio de Janeiro State, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.30, p.207-219, 1995.
- NESSIMIAN, J.L., 1995a. Composição da fauna de invertebrados bentônicos em um brejo entre dunas no litoral do Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnol. Bras.** 7:41-59.
- ODUM, E. P. e BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Cengage Learning. 5 ed. 2011. 612p.
- OLIVER, D.R., 1971. Life history of the Chironomidae. **Ann. Rev. Entomol.**12:211-230.
- OLIVEIRA, P. C. R. **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade da água e do sedimento das bacias hidrográficas dos Rios Lavapés, Capivara, Araquá e Pardo, Município de Botucatu(SP) e região**. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2009.
- OLIVEIRA, L. G.; FROEHLICH, C. G. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 139-148, 1997.
- PALERMO, E. F. A; KEHRIG, H.A; BRANCO, C.W.C; MALM, O; SANTOS, H.S.B. Mercurio e metilmercurio em plancton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil. In: PEREIRA, M. A. (Org.). **Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica**. Viseu: Piaget,. Vol. 1: 219-227. 2002.
- PARKER, D. 2009. Guia on-line: **Identification key to the orders of saskatchewan aquatic insect larvae and adults**. (Disponível em: <http://www.aquatax.ca/TaxaKey.html>).
- PARKMAN, Helena; MEILI, Markus. Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes: influence of lake type, habitat, life cycle, and food quality. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, n. 3, p. 521-534, 1993.
- PACHECO, Angela Mi F. Distribuição espacial de três famílias de insetos predadores em diferentes micro-habitats em uma poça temporária em floresta de igapó na Amazônia Central. **Reserva Florestal Adolpho Ducke-Floresta de terra firme**, p. 56, 2001.
- PES, A. M. O., HAMADA, N., NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para família e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, junho 2005.

PESTANA, I. A. Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-9, 2016.

PFEIFFER WC, LACERDA LD, MALM O, SOUZA C, SILVEIRA EG, BASTOS WR. 1989. Mercury concentrations in inland waters of gold-mining areas in Rondônia, Brazil. *Science of the Total Environment*, 88: 233-240.

PFEIFFER, W. C.; DE LACERDA, L. D. Mercury inputs into the Amazon region, Brazil. **Environmental Technology**, v. 9, n. 4, p. 325-330, 1988.

PFEIFFER, W. C. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. **Environmental Reviews**, v. 1, n. 1, p. 26-37, 1993.

PIMENTEL, T. P.; FORSBERG, B. R.; PADOVANI, C. R. Contaminação Mercurial Em Peixes do Rio Madeira: Resultados e Recomendações. 1995.

RABITTO, S., I. Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. **Environment International**, v. 37, n. 1, p. 56-65, 2011.

REIDLER, N. M. V. L.; GÜNTHER, Wanda Maria Risso. Impactos ambientais e sanitários causados por descarte inadequado de pilhas e baterias usadas. **Revista Limpeza Pública**, v. 60, p. 20-26, 2003.

RIVA-MURRAY, Karen Spatial patterns of mercury in macroinvertebrates and fishes from streams of two contrasting forested landscapes in the eastern United States. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 7, p. 1530-1542, 2011.

RODRIGUEZ, P.; REYNOLDS, T. B. **The pollution biology of aquatic oligochaetes**. Springer Science & Business Media, 2011.

ROQUE, F. O.; PEPINELLI, M.; FRAGOSO, N. E.; FERREIRA, W. A.; BARILLARI, P. R.; YOSHIMAGA, M. Y.; TRIVINO-STRIXINO, S.; VERANI, N. F.; LIMA, M. I. S., 2003. Ecologia de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). Pp 313-338. **In** Raoul Henry (coord.), *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. RiMA, São Carlos. 349p.

ROQUE, F. O. **Distribuição espacial dos macroinvertebrados Bentônicos nos Córregos do Parque Estadual do Jaraguá (SP)**: Consideração para a conservação ambiental. 2000. 76f. Dissertação (mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2000.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae (Diptera) em córregos do Parque Estadual do Jaraguá: Considerações para conservação *in situ*. **Entomologia y Vectores**. (no prolo), 1999.

ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. In: **Mercury as a Global Pollutant**. Springer Netherlands, 1995. p. 1079-1088.

SAMPAIO DA SILVA, D; LUCOTTE, M; ROULET, M; POIRIER, H; MERGLER, D, CROSSA, M. Mercurio nos Peixes do Rio Tapajos, Amazônia Brasileira. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente – Vol. 1**. 2006.

- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; JEGU, M. Catálogo dos Peixes do Rio Jamari, Rondônia. **Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/INPA. Manaus, Amazonas. 123p**, 1991.
- SANEMASA, Isao. The solubility of elemental mercury vapor in water. **Bulletin of the Chemical Society of Japan**, v. 48, n. 6, p. 1795-1798, 1975.
- SAHM, L. H.. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores em córregos urbanos do município de bocaina-sp. Universidade de Araraquara. 2015. Dissertação de mestrado.
- SEGADE, S. R.; TYSON, J. F. Determination of inorganic mercury and total mercury in biological and environmental samples by flow injection-cold vapor-atomic absorption spectrometry using sodium borohydride as the sole reducing agent. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, v. 58, n. 5, p. 797-807, 2003.
- SILVA, A. E. P., ANGELIS, C. F., MACHADO, L. A. T., WAICHAMAN, A. V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta amazônica** v. 38, n. 4. p.733-742.
- SILVA, J. P. S. Impactos ambientais causados por mineração. **Revista espaço da Sophia**, v. 1, n. 8, p. 13, 2007.
- SILVA, J. C. Cuniã: *mito e lugar*. Dissertação de Mestrado. Mimeog. FFLCH/USP, São Paulo: 1994.
- SOARES, J. L. F. BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL (HgT) E HÁBITOS ALIMENTARES DE PEIXES DA BACIA DO RIO NEGRO, AMAZÔNIA, BRASIL. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 6, n. 1, p. 102-106, 2016.
- SPERLING E. V. **Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos**. Bio;2(3):53-6, 1993.
- STRIXINO, G.; STRIXINO, S. T.. 1982. Macrobentos da represa Monjolinho – São Carlos – SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 42. p. 165-170.
- THOMAZINI, M. J.; THOMAZINI, A. PBW. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. **Embrapa Acre. Documentos**, 2000.
- THORNTON, I., CLEARY, D., WORTHINGTON, S. Mercury contamination in the Brazilian Amazon. A cooperative research study conducted by Gedebam, Brazil and Sol 3 (Switzerland and Luxemburg), 1992; 45p.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**. 11. Versão online completa: <http://w.w.w.biotaneotropica.org/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0351101a2011>>.
- TRUDEL, M.; RASMUSSEN, J. B. Modeling the elimination of mercury by fish. **Environmental Science & Technology**, v. 31, n. 6, p. 1716-1722, 1997.
- TUMWESIGYE, C.; KIZITO YUSUF, S.; MAKANGA, B. **Structure and composition of benthic macroinvertebrates of a tropical Forest stream, River Nyamweru, western Uganda**. East African Wild Life Society, African Journal Ecology, v. 38, p. 72-77, 2000.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, n.70, p. 24-35, 2006.

UNEP United Nations Environment Programme. **Global Mercury Assesment**. Geneva, Switzerland, 270p. 2002.

VIEIRA, L. M; NUNES, V. S; CAMPOS, R. C. **Níveis de mercúrio total na carne de peixes como indicadores de contaminação em sistemas aquáticos do Pantanal**. IV Simpósio Sobre Recursos Naturais e Socio-Economicos do Pantanal, 23-26/Nov/2004. Corumba/MS. 2004.

WATRAS, C. J.; BLOOM, N. S. Mercury and methylmercury, in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 6, p. 1313-1318, 1992.

WASSERMAN, J. C.; HACON, Sandra S.; WASSERMAN, Maria Angélica. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & vida**, v. 2, n. 1/2, p. 1-2, 2001.

WALKER, I.; HENDERSON, P. A.; STERRY, P. On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an Amazonian black-water river, as evidenced by ³²P label experiment. **Hydrobiologia**, v. 215, n. 2, p. 153-162, 1991.

WHO - World Health Organization. Methylmercury. *In* **Environmental Health Criteria 101**, Geneva. 93p. 1990.

WINDMOLLER, C. C; SANTOS, R. C; ATHAYDE, M; PALMIERI, H. E. L. Distribuição e Especiação de Mercúrio em Sedimentos de Áreas de Garimpo de Ouro do Quadrilátero Ferrífero / MG, **Química Nova**, Vol. 30(5): 1088-1094. 2007.

YILMAZ, A.B. Levels of Heavy Metals (*Fe, Cu, Ni, Cr, Pb* and *Zn*) in Tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Inkenderun Bay, Turkey, Environmental research, v.92, n.3, p. 277-281, 2003.



Aquatic oligochaeta (Annelida: Clitellata) in extractive reserve Lake Cuniã, Western Brazilian Amazon

Diego Ferreira Gomes^{1*}, Nathalie Aparecida Oliveira Sanches¹, Lucas Henrique Sahm¹ & Guilherme Rossi Gorni²

¹Universidade de Araraquara - UNIARA, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, Rua Carlos Gomes, CEP: 14801-340, Araraquara, SP, Brazil

* Corresponding author: Diego Ferreira Gomes e-mail: diego.frgomas@gmail.com

GOMES, D.F., SANCHES, N.A.O., SAHM, L.H., GORNI, G. Aquatic oligochaeta (Annelida: Clitellata) in extractive reserve Lake Cuniã, Western Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*. 17(1): e20160232. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0232>

Abstract: Oligochaeta is one of the most common and abundant taxon in continental aquatic fauna. However, knowledge of their distribution in Brazilian ecosystems is still incomplete and fragmented. Thus, the aim of this study was to develop an inventory of aquatic oligochaetes in the Extractive Reserve of Lake Cuniã in the State of Rondônia, Brazil. Collections of data were performed during the dry (August 2015) and rainy seasons (February 2016). The sediment samples were collected near the lakeside region using the kick sampling method and a kick-net sampler (mesh size of 0.25mm). This paper provides a catalog with 12 taxon from a total of 383 specimens, distributed into two families: Naididae (95.08%) and Opistocystidae (4.92%). The Pristininae subfamily was the most significant (85.68%), followed by subfamilies: Naidinae (8.36%), Tubificinae (0.52%) and Rhyacocondrilinae (0.52%). In addition, some species such as *Allonais inaequalis*, *Aulophorus furcatus*, *Dero nivea*, *Pristina synclites*, *Pristina menoni* and *Opistocysta serrata*, were recorded for the first time in the Brazilian Amazon region. Therefore, the results of this study contribute to increase knowledge on the distribution of the Oligochaeta class in Brazil, particularly in the North of the country, which is so extensive and rich in water resources, but not extensively studied.

Keywords: Biodiversity, aquatic macroinvertebrates, Amazon region, Microdrilli.

Oligoquetos aquáticos (Annelida: Clitellata) na reserva extrativista Lago do Cuniã, Amazônia Ocidental Brasileira

Resumo: Oligochaeta é um dos táxons mais comuns e abundantes na fauna aquática continental. No entanto, o conhecimento da sua distribuição nos ecossistemas brasileiros ainda é incompleto e fragmentado. Assim, o objetivo deste estudo foi desenvolver um inventário de oligoquetos aquáticos na Reserva Extrativista do Lago Cuniã no estado de Rondônia, Brasil. Foram realizadas duas coletas, cobrindo o período seco (agosto 2015) e chuvoso (fevereiro 2016). As amostras de sedimento foram coletadas perto da região marginal do lago pelo método de amostragem *Kick sampling* usando um amostrador *Kick-net* (malha de 0,25 mm). Nós catalogamos 12 táxons do total de 383 espécimes, distribuídos em duas famílias: Naididae (95,08%) e Opistocystidae (4,92%). A subfamília Pristininae foi a mais significativa (85,68%), seguida das subfamílias: Naidinae (8,36%), Tubificinae (0,52%) e Rhyacocondrilinae (0,52%). Além disso, algumas espécies, como *Allonais inaequalis*, *Aulophorus furcatus*, *Dero nivea*, *Pristina synclites*, *Pristina menoni* e *Opistocysta serrata*, tiveram o primeiro registro na Amazônia brasileira. Assim, os resultados deste estudo contribuem para aumentar o conhecimento da distribuição da classe Oligochaeta no Brasil, particularmente no Norte do país, que é tão extenso e rico em recursos hídricos, porém pouco estudado.

Palavras-chave: Biodiversidade, macroinvertebrados aquáticos, região amazônica, Microdrilli.

Introduction

Even though tropical regions are considered the most important in biodiversity, the biotas of these areas are rarely explored and still possess many undescribed species (Lewinsohn & Prado, 2005). In this context, Brazilian invertebrate diversity remains largely unknown, mainly because

some groups receive more attention than others (Hortal et al. 2015) and the difficulties in taxonomic identification discourage the development of new studies. This results in fragmented and scarce information on the invertebrate fauna (Magurran, 2011), especially in continental aquatic ecosystems, where the information about this group is even more incomplete (Agostinho et al. 2005).

Aquatic Oligochaeta worms are one of the most abundant organisms in continental aquatic fauna and can be found in sediments, in water columns or associated to other organisms such as molluscs (Gorni & Alves, 2006), aquatic macrophytes (Alves & Gorni, 2007), insect larvae (Corbi et al. 2004), bryophytes (Gorni & Alves, 2007), sponges (Gorni & Alves, 2008a) and amphibians (Oda et al., 2015). It is important to highlight that these organisms are important for organic matter cycling of freshwater ecosystems, bioturbation processes, biomonitoring research, aquatic ecotoxicology and test organisms (Chapman, 2001, Corbi et al. 2015).

However, despite the importance of Oligochaeta in the dynamics of aquatic environments, there have been few scientific studies focused on registering these organisms in Brazilian ecosystems (Gorni & Alves, 2008b). Consequently, Christofferson (2010) affirms that studies on oligochaetes in South America are a pioneer phase.

In the Brazilian Amazon, Du Bois-Reymond Marcus (1947; 1949a; 1949b) and Marcus (1942; 1943; 1944) were the first researchers to register many of the species known in scientific literature. Eventually, some species of Oligochaeta were recorded by Imler (1989) and Collado & Schmelz (2000; 2001). Similarly, organisms of this class have been identified in the Ecuadorian Amazon (Turcotte & Harper, 1982) and Colombian Amazon (Carvajal et al., 2009). However, studies on the Amazon aquatic macrofauna have not evolved to present specific levels of species identification (Cleto-Filho & Walker, 2001, Lopes et al. 2011, Aviz et al. 2012).

This study provides a checklist of aquatic oligochaete in the Extractive Reserve of Lake Cuiabá - Rondônia, in the Western Brazilian Amazon, and proposes a catalog of the local species found and their ecological information.

Materials and Methods

1. Area of Study

This study was conducted in the Extractive Reserve of Lake Cuiabá (Figure 1), located about 130 kilometers from Porto Velho, on the left bank of the lower Madeira River. With an area of approximately 55.850 hectares,

the Reserve has two distinct areas. The first is formed by a piece of land that has a diverse environment with high biodiversity and the second is a floodplain area with seasonal water flow throughout the year. The wet season occurs from November to April and the dry season from May to October.

2. Data collection

Two expeditions were conducted, covering the dry season (August 2015) and the rainy season (February 2016). Sediment samples were collected on seven sites that are near the lakeside region and have floodplain characteristics: S1 (08° 20' 15.5" S 63° 31' 38.5" W), S2 (08° 20' 08.9" S 63° 31' 04.8" W), S3 (08° 19' 44.3" S 63° 31' 23.4" W), S4 (08° 19' 37.3" S 63° 30' 29.2" W), S5 (08° 19' 10.9" S 63° 30' 01.9" W), S6 (08° 19' 22.8" S 63° 29' 29.5" W) and S7 (08° 18' 40.0" S 63° 29' 19.0" W). These sites are periodically inundated by the overflow of the lake and present a specific diversity of morphologically adapted vegetation that tolerate this seasonal flood pulse (Martinez & Le Toan, 2006). Furthermore, these sites are organically rich, due to the large amounts of organic substances, originated from local vegetation, that are dissolved in flood water (Junk, 1997). Sample collection was done using the kick sampling method and a kick-net sampler (mesh size of 0.25mm) as described by Alves et al. (2008) and Docile et al. (2016).

Samples were oxygenated with aquarium pumps to maintain the organisms living during the screening process. For organism selection, small portions of the samples were put into translucent trays containing water and subsequently fixed in 10% formalin and preserved in 70% alcohol (Alves & Gorni, 2007). Semi-permanent slides were prepared and the taxonomic criteria adopted by Righi (1984) and Brinkhurst & Marchese (1989) were followed in order to identify Oligochaeta. The identified specimens were deposited in the Zoological Collection of the University of Araraquara (UNLARA). Water temperature, dissolved oxygen, pH and electrical conductivity were measured in each site of the lake with a multiparameter sensor (YSI 5560). The concentrations of organic matter were determined

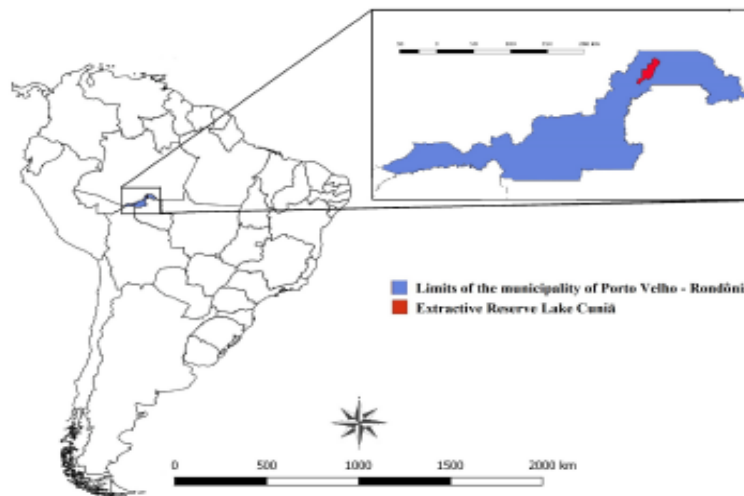


Figure 1. Location of Extractive Reserve Lake Cuiabá in the state of Rondônia, Brazil. Source: Own author (2016)

by mass loss. For this purpose, sediment samples were dried for 12 hours at 60 °C and then ignited at 550 °C for 5 h, according to Maitland (1979).

Information on oligochaeta species in Brazil were searched for in the following databases: Scopus, Google Scholar, and Scielo, with no date filter. Papers by Marcus (1942, 1943, 1944) and Christoffersen (2007) were also consulted for obtaining additional data.

Results

The dissolved oxygen in the rainy season reached a maximum of 5.250 mg/L in S5, while the minimum for the dry season was 1.950 mg/L in S6. The oxygen concentration measured in the Cuniã Lake followed a pattern previously found by Almeida & Melo (2009) in Amazon lakes. Temperature was high, electrical conductivity was low, especially during the dry season, and the pH was acid at all sites of the lake. Regarding organic matter, sites S6 and S7 presented the highest concentrations throughout the year and presented a small increase during the rainy season (Table 1).

This study provides a catalog with 12 taxa from a total of 383 specimens, distributed in two families: Naididae (95.08%) and Opistocystidae (4.92%). The subfamily Pristininae was the most significant (85.68%), followed by subfamilies: Naidinae (8.36%), Tubificinae (0.52%) and Rhyacodrilinae (0.52%) (Table 2).

The *Dero* sp. species was only collected in dry season samples, but we were not able to properly count the number of gills, making it impossible to identify the species level. Similarly, the *Bothrioneurum* sp. species and immature tubificinae were not identified at more specific levels. *Pristina* sp.1 showed a different dorsal needle setae compared to the species already described in literature, and may be a new species of the genus.

1. List and considerations about species

Allonais inaequalis (Stephenson, 1911) (Figure 2a)

A species common in freshwater ecosystems of tropical and subtropical regions (Timm, 1999, Suriano-Affonso et al. 2011). In Brazil, it has been found in the State of São Paulo associated with other organisms such as gastropods (Gorni & Alves, 2006), aquatic macrophytes (Alves & Gorni, 2007), and sponges (Gorni & Alves, 2008a). It has also been recorded in an urban stream by Alves et al. (2006).

Aulophorus furcatus (Müller, 1774) (Figure 2b)

A cosmopolitan species, characterized by the presence of gills and palps in the posterior region of its body (Brinkhurst & Marchese, 1989). Its occurrence in Brazilian aquatic environments has been registered in the States of São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Pernambuco and Rio

Table 1 - Mean and standard deviation of the environmental variables (measured in the dry season in August 2015 and rainy season in January 2016). W.T.: Water Temperature (°C); E.C.: Electrical Conductivity ($\mu\text{s}/\text{cm}$); D.O.: Dissolved Oxygen (mg/L) and pH; O.M.: Organic matter (%).

| | Dry | | | | | | |
|-----------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
| W.T. (°C) | 28.20 (1.903) | 29.28 (0.080) | 29.21 (0.067) | 29.52 (0.076) | 29.21 (0.042) | 29.70 (0.017) | 29.44 (0.100) |
| E. C. ($\mu\text{s}/\text{cm}$) | 10.00 (0.000) | 10.00 (0.000) | 11.00 (0.000) | 26.33 (0.577) | 19.00 (0.000) | 41.33 (0.577) | 25.00 (0.000) |
| D. O. (Mg/L) | 3.540 (0.606) | 3.450 (0.334) | 3.830 (0.204) | 3.880 (0.040) | 4.780 (0.153) | 1.430 (0.149) | 2.350 (0.078) |
| pH | 4.263 (0.042) | 4.320 (0.185) | 4.397 (0.045) | 4.667 (0.032) | 4.730 (0.017) | 4.933 (0.075) | 4.750 (0.044) |
| O.M. (%) | 8.6 (7.6) | 10.3 (7.6) | 9.5 (1.3) | 19.8 (6.8) | 5.7 (3.1) | 19.4 (10.6) | 15.1 (2.4) |
| | Rainy | | | | | | |
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
| W. T. (°C) | 29.10 (0.091) | 29.23 (0.031) | 29.27 (0.070) | 28.91 (0.119) | 29.11 (0.292) | 30.27 (0.363) | 29.70 (0.605) |
| E. C. ($\mu\text{s}/\text{cm}$) | 31.00 (1.000) | 25.00 (1.732) | 31.67 (1.528) | 55.00 (1.000) | 61.00 (0.000) | 66.67 (1.155) | 69.67 (1.155) |
| D. O. (Mg/L) | 4.030 (0.085) | 4.60 (0.254) | 4.90 (0.023) | 4.170 (0.178) | 5.250 (0.131) | 1.950 (0.116) | 2.840 (0.055) |
| pH | 4.883 (0.055) | 4.817 (0.072) | 4.937 (0.059) | 5.060 (0.040) | 5.187 (0.050) | 5.317 (0.075) | 5.400 (0.026) |
| O.M. (%) | 5.7 (2.0) | 5.7 (2.8) | 10.9 (7.3) | 7.7 (6.8) | 12.9 (9.3) | 20.9 (10.2) | 16.3 (10.7) |

Table 2: Oligochaeta taxa registered in the Extractive Reserve Lago Cuniã.

| Season | Dry | | | | | | | Rainy | | | | | | | |
|---------------------------------|-----|----|----|----|----|----|----|-------|----|----|----|----|----|----|---|
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | |
| Naididae Family | | | | | | | | | | | | | | | |
| Naidinae Subfamily | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Allonais inaequalis</i> | | | | | | | | | | | | | | x | x |
| <i>Aulophorus furcatus</i> | | x | | x | | | | | | | | | | | |
| <i>Aulophorus costatus</i> | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Dero digitata</i> | | | | | | | | x | | | | | | | |
| <i>Dero nivea</i> | | | | | | | | x | | x | | | x | | |
| <i>Dero</i> sp. | | | | x | x | x | | | | | | | | | |
| Pristininae Subfamily | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pristina synclites</i> | | x | | | | | | x | | | x | x | | x | |
| <i>Pristina menoni</i> | | | | | | | | | x | | | | | | |
| <i>Pristina</i> sp.1 | | | | | | | x | | | | | | | | |
| Tubificinae Subfamily | | | | | | | | | | | | | | | |
| Immature Tubificinae | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhyacodrilinae</i> Subfamily | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bothrioneurum</i> sp. | | | | x | | | | | | | | | | | |
| Opistocystidae Family | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Opistocysta serrata</i> | | | | | | | | | x | | x | | | | |

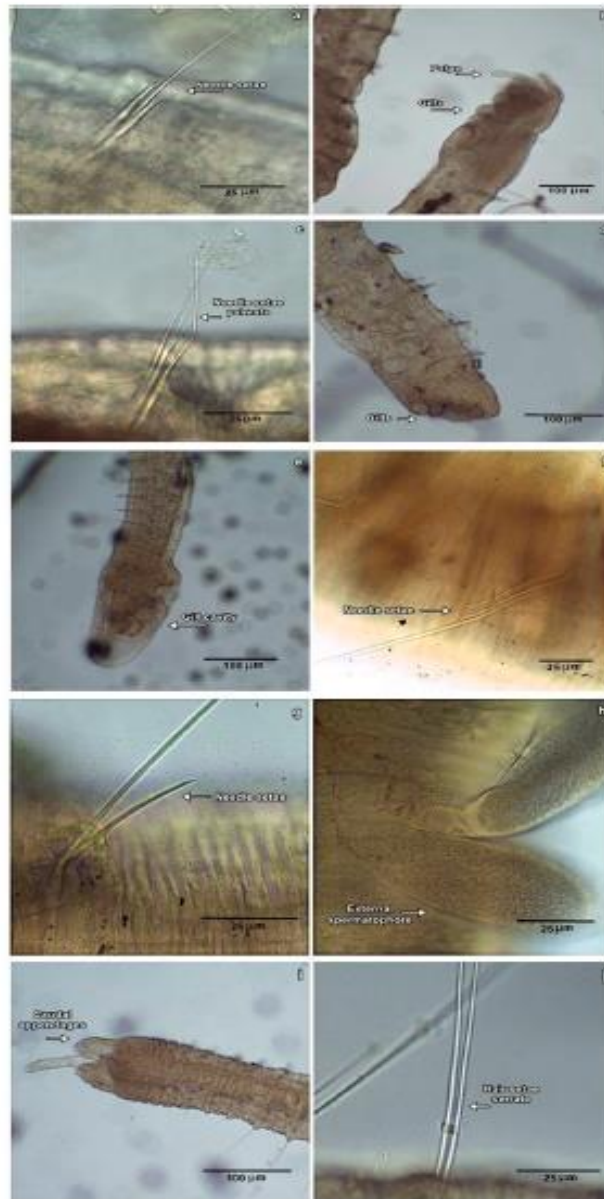


Figure 2. a: Needle setae of *Allonats inaequalis*; b: Gill cavity of *Aulophorus fuscus*; c: Needle setae palmate of *Aulophorus costatus*; d: Gills of *Dero digitata*; e: Gills of *Dero nivea*; f: Needle setae of *Pristina synclites*; g: Needle setae of *Pristina menoni*; h: External spermatophore of *Bothriocoronum* sp.; i: Caudal appendages of *Opticysta fuscus*; j: Hair setae serrate of *Opticysta fuscus*.

<http://www.scielo.br/bt>

<http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0232>

Grande do Sul. It also frequently lives in association with other organisms such as Nymphaea (Marcus, 1944), gastropods (Gorni & Alves, 2006), macrophytes (Montanholi-Martins & Takeda, 2001) and also decomposing macrophyte leaves (Martins et al. 2011). It has been already detected in floodplain habitats (Ragonha & Takeda, 2014), in streams of preserved areas (Rodrigues et al. 2013) and in irrigated rice fields (Stenert et al. 2012).

Aulophorus costatus Du Bois-Reymond Marcus, 1944 (Figure 2c)

Its main characteristic is the palmate dorsal needle seta and gill cavity with two pairs of gills (Brinkhurst & Marchese, 1989). Registration in Brazil has already occurred in the States of Amazonas and Pará, as well as in São Paulo, in association with other organisms such as macrophytes (Alves & Gorni, 2007) and sponge specimens (Gorni & Alves, 2008a).

Dero digitata (O. F. Müller, 1773) (Figure 2d)

In Brazil, this species has been registered in the State of São Paulo, in association with gastropods (Gorni & Alves, 2006) and macrophytes (Alves & Gorni, 2007), in reservoirs (Pamplin et al. 2005) and in urban streams (Alves & Lucca, 2000). In the Amazon region, it has been registered in many rivers in the State of Pará, such as Tapajós River, Cururu River, Acara River, Cupari River, Juruena River and São Samuel River (Marcus 1942, Marcus, 1944, Du Bois-Reymond Marcus, 1947, 1949a, 1949b). It has also occurred in areas of rice fields in Rio Grande do Sul (Stenert et al. 2012).

Dero nivea Aiyer 1930 (Figure 2e)

This species is cosmopolitan and is mainly characterized by its prolonged gill cavity (Brinkhurst & Marchese, 1989). Its incidence in Brazil is more significant in the State of São Paulo, but has also been recorded in Rio Grande do Sul. Like other species of Oligochaeta, it can live in association with other organisms, but is especially found in aquatic vegetation (Correia & Trivinho-Strixino, 1998, Trivinho-Strixino et al. 2000, Alves & Gorni, 2007).

Pristina synclines Stephenson, 1925 (Figure 2f)

The records of this species occurrence are in the State of São Paulo, where it was found in urban streams with low concentration of dissolved oxygen (Alves et al. 2006) and in organically enriched reservoirs (Fusari & Fonseca-Gessner, 2006).

Pristina memoni (Aiyer, 1929) (Figure 2g)

Species with records only in São Paulo and Paraná. It has been recorded that it associates with bryophytes (Gorni & Alves, 2007). It has also been found in urban stream waters in São Paulo (Alves et al. 2006) and in the Ivinhema River in Paraná (Montanholi-Martins and Takeda, 2001).

Bothrioneurum sp. (Figure 2h)

This genus is mainly characterized by the presence of a sensitive organ in the prostomium and the presence of an external spermatophore (Brinkhurst & Marchese, 1989). Its occurrence has been cataloged in the States of São Paulo, Minas Gerais, Amazonas, Pará and Rio Grande do Sul. It also occurs mainly in the sediments of degraded sites (Alves & Lucca, 2000; Suriani et al. 2007) and in the streams of preserved areas (Rodrigues et al. 2013). In the south of the country, it has been collected in rice fields (Stenert et al. 2012). In the Amazon region, it was found in Pará, near the County of Belterra, by Marcus (1942) and Du Bois-Reymond Marcus (1947, 1949a and 1949b) and in Central Amazon by Irmiler (1989) and Collado & Schmelz (2000; 2001).

Opistocysta serrata Harman, 1970 (Figure 2i, j)

Serrate hair seta, the presence of proboscis and three (one median and two lateral) caudal appendages (Brinkhurst & Marchese, 1989) characterize this species. In Brazil it was collected only in the States of Paraná (Montanholi-Martins & Takeda, 2001) and Mato Grosso do Sul (Takeda et al., 2000).

Discussion

This study showed the occurrence of 12 taxa, representing approximately 13.95% of 86 species registered in Brazil (Christoffersen, 2007). In addition, this was the first registration of some species, such as *Allonais inaequalis*, *Aulophorus farcatus*, *Dero nivea*, *Pristina synclines*, *Pristina memoni* and *Opistocysta serrata*, in the Brazilian Amazon region. According to Christoffersen (2010) the catalogued oligochaetes from South America represent only a fraction of their true diversity, which emphasizes the need for more studies that contemplate species inventory in neotropical regions. Most of the global biodiversity data still comes from temperate regions and refer mainly to important and economically valuable taxa. These shortfalls in biodiversity information need to be recognized and quantified for more accurate conservation assessments and actions (Hortal et al. 2015).

In the aquatic community of Oligochaeta, the Naididae family stands out as the most abundant and diverse, consisting of eight subfamilies and comprising about 50% of the described species on the planet (Rodríguez & Reynoldson, 2011). Moreover, according to Martin (1996) Naididae is a cosmopolitan family, which is very common in lakes. In this study, this family was the most abundant (95.08%), mainly represented by the Pristininae subfamily (85.68%). Some species are periphytic naidids (*Pristina*), some have gills and respiratory appendages that allow inhabiting systems where oxygen is a limiting factor (*Dero*, *Aulophorus*) and others are more often found in sediment (Tubificinae, *Bothrioneurum*) (Martin, 1996).

From a regional perspective, the State of São Paulo has the highest species richness, with 75 species recorded (Gorni et al. 2015), but little is known about these species in other Brazilian States, which reinforces the importance of studies that seek to verify the occurrence of Oligochaeta in other places. Only recent inventories conducted in States, such as Minas Gerais (Rodrigues et al. 2013) and Rio Grande do Sul (Stenert et al. 2012) have started to change this scenario.

The results of this research will contribute to increase knowledge on Oligochaeta in tropical ecosystems, since some species were reported for the first time in the Western Brazilian Amazon. In this context, it is important to promote other biodiversity studies in areas with difficult access, because according to Hortal et al. (2007) species inventories are more frequent in places that offer more research infrastructure and logistics.

Acknowledgements

The authors thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for financial support and Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) for collection assistance, especially to the coordinator of the Reserve, Christiano Andrey Souza do Vale.

References

- AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M., & GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 70-78.
- ALMEIDA, F. F. & MELO, S. 2009. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (Lago Catalão-Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scient. Biol. Sci.* 31(4): 387-395.
- ALVES, R.G. & GORNI, G. R. 2007. Naididae species (Oligochaeta) associated with submerged aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 19(4):407-413.
- ALVES, R.G.A., MARCHESI, M.R. & MARTINS, R.T. 2008. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo - Brasil). *Biota Neotrop.* 8(4): 161-165. <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/en/abstract?inventory+bn01608042008>
- ALVES, R.G. & LUCCA, J.V. 2000. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes a Bacia do Ribeirão do Ouro - Araraquara (São Paulo-Brasil). *Braz. J. of Ecol.* 4(1-2): 112-117.

- ALVES, R.G., MARCHESI, M.R. & ESCARPINATI, S.C. 2006. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. *Iheringia, Zool.* 96(4): 431-435.
- AVIZ, D., CARVALHO, I. L. R. & ROSA-FILHO, J. S. 2011. Spatial and temporal changes in macrobenthic communities in the Amazon coastal zone (Guajará Estuary, Brazil) caused by discharge of urban effluents. *Sci. Mar.* 76(2): 381-390.
- BRINKURST, R.O. & MARCHESI, M.R. 1989. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Santa Fé: Asociación de ciencias naturales del litoral.
- CARVAJAL, J. J., MONCADA, L. I., RODRIGUEZ, M. H., PEREZ, L. D. P. & OLANO, V.A. 2009. Caracterización preliminar de los sitios de cría de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse, 1894) (Diptera: Culicidae) en el municipio de Leticia, Amazonas, Colombia. *Biosciencia*, 29(3): 413-423.
- CHAPMAN, P.M. 2001. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk assessment. *Hydrobiologia*, 463(1): 149-169.
- CHRISTOFFERSEN, M.L. 2007. A catalogue of aquatic microdrile oligochaetes (Annelida: Clitellata) from South America. *Acta Hydrobiol. Sin.* 31(1): 59-86.
- CHRISTOFFERSEN, M.L. 2010. Continental biodiversity of south American oligochaetes: the importance of inventories. *Acta Zoo. Mex.* 2(1): 35-46.
- CLETO-FILHO, S.E.N. & WALKER, I. 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus - AM Amazônia Central. *Acta Amazon.* 31(4): 69-89.
- COLLADO, R. & SCHMELZ, R. M. 2001. Descriptions of three *Pristina* species (Naididae, Clitellata) from Amazonian forest soils, including *P. marcusii* sp. nov. *Hydrobiologia*, 463(1): 1-11.
- COLLADO, R. & SCHMELZ, R. M. 2000. *Pedonatus crassiflatus* n.g.n., n.sp. (Naididae) and *Bohrtonium righii* n.sp. (Tubificidae), two new tropical soil-dwelling species of "aquatic" oligochaetes (Clitellata, Annelida) from Central Amazonia. *Amazoniana*, 16(1): 223-235.
- COREI, J.J., GORNI, G.R. & CORREA, R.C. 2015. An evaluation of *Allonais inaequalis* Stephenson, 1911 (Oligochaeta: Naididae) as a toxicity test organism. *Ecotoxicol. Environ. Contam.* 10(1): 7-11.
- COREI, J.J., JANCOSO, M.A., TRIVINHO-STRICKNO, S. & FRAGOSO, E.N. 2004. Occurrence of Oligochaeta living on larvae of Odonata from Ipatema (São Paulo state, Brazil). *Biota neotrop.* 4(2): 1-3 <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032015006314>.
- CORREIA, L.C.S. & TRIVINHO-STRICKNO, S. 1998. Macroinvertebrados da Rizosfera de *Scirpus cubensis* na lagoa do Inferninho (Estação Ecológica de Jataí - SP): Estrutura e função. *Acta Limnol. Bras.* 10(1): 37-47.
- DOCLE, T., ROSA, D. C., FIGUEIRO, R. & NESSIMIAN, J. 2016. Urbanisation alters the flow of energy through stream food webs. *Insect Conserv. Divers.* 9(1): 416-426.
- DUBOIS-REYMOND MARCUS, E. 1947. Naidids and tubificids from Brazil. *Com. Zool. del Mus. Montevideo*. 44(2): 1-20.
- DUBOIS-REYMOND MARCUS, E. 1949a. Further notes on naidids and tubificids from Brazil. *Com. Zool. del Mus. Montevideo*. 51(3): 1-15.
- DUBOIS-REYMOND MARCUS, E. 1949b. A new tubificid from the Bay of Montevideo. *Com. Zool. del Mus. Montevideo*. 56(3): 1-6.
- FUSARI, L.M. & FONSECA-GESSNER, A.A. 2006. Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnol. Bras.* 18(1): 89-99.
- GORNI, G. R. & ALVES, R.G. 2006. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with *Pomacea bridgesii* (Rövee) (Gastropoda, Ampullaridae). *Rev. Bras. Zool.* 23(4): 1059-1061.
- GORNI, G. R. & ALVES, R.G. 2007. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with bryophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 24(2): 518-519.
- GORNI, G. R. & ALVES, R.G. 2008a. Naididae species (Annelida: Oligochaeta) associated with the sponge *Metaria spinata* (Carter, 1881) (Porifera: Metazoa) from a southeastern reservoir. *Acta Limnol. Bras.* 20(3): 261-263.
- GORNI, G.R. & ALVES, R.G. 2008b. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in headwater streams of the Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo - Brazil). *Biota Neotrop.* 8(4): 161-165. <http://www.biota-neotropica.org.br/v8n4/abstract/inventory?tu01608042008>.
- GORNI, G. R., PEIRÓ, D. F. & SANCHES, N. 2015. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of São Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. *Biota Neotrop.* 15(1): 1-8. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032015006314>.
- HORTAL, J., DE BELLO, F., DINIZ-FILHO, J. A. F., LEWINSOHN, T. M., LOBO, J. M. & LADLE, R. J. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 46: 523-549.
- IRMLER, U. 1989. Population-ecology and migration of *Dero multibranchiata* Stæren, 1892 (Naididae, Oligochaeta) in the central Amazon inundation forest. *Amazoniana*, v. 11(1): 31-52.
- JUNK, W. J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In *The Central Amazon Floodplain* (pp. 3-20). Springer Berlin Heidelberg.
- LEWINSOHN, T. M., & PRADO, P. I. 2005. How many species are there in Brazil? *Conserv. Biol.* 19(3): 619-624.
- LOPES, A., PAULA, J. D'ARC., MARDEGAN, F., HAMADA, N. & PIEDADE, M.T.F. 2011. Influência do habitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Caralho, Amazonas, Brasil. *Acta Amazon.* 41(4): 493-502.
- MAGURRAN, A. E. 2011. Medindo a diversidade biológica. Editora UFPR: Paraná.
- MAITLAND, P. S. 1979. The distribution of zoobenthos and sediments in Loch Leven, Kinross, Scotland. *Archiv für Hydrobiologie*, 85, 98-125.
- MARCUS, E. 1942. Sobre algumas Tubificidae do Brasil. *Bol. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. S. Paulo*. 25(6):153-228.
- MARCUS, E. 1943. Sobre Naididae do Brasil. *Bol. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. S. Paulo*. 32(7):3-247.
- MARCUS, E. 1944. Sobre Oligochaeta lumnicos do Brasil. *Bol. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. S. Paulo*. 43(8):5-135.
- MARTIN, P. 1996. Oligochaeta and Aphanoneura in ancient lakes: a review. *Hydrobiologia*. 334(1): 63-72.
- MARTINS, R.T., SILVEIRA, L.S. & ALVES, R.G. 2011. Colonization by oligochaetes (Annelida: Clitellata) in decomposing leaves of *Eichhornia azarea* (SW.) Kunth (Pontederiaceae) in a neotropical lotic system. *Ann. Limnol.* 47(1): 339-346.
- MARTINEZ, J. M., & LE TOAN, T. 2007. Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. *Remote Sensing of Environment*, 108(3), 209-223.
- MONTANHOLI-MARTINS, M.C. & TAKEDA, A.M. 2001. Spatial and temporal variations of oligochaetes of the Ivinheira River and Patos Lake in the Upper Paraná River Basin, Brazil. *Hydrobiologia*. 463(1-3): 197- 205.
- ODA, F. H., PETSCH, D. K., RAGONHA, F. H., BATISTA, V. G., TAKEDA, A. M. & TAKEMOTO, R. M. 2015. *Dero (Allodero) lutzii* Michaelson, 1926 (Oligochaeta: Naididae) associated with *Schinus molle* (Lutzu, 1925) (Amura: Hyllidae) from Semi-deciduous Atlantic Rain Forest, southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 75(1): 86-90.
- PAMPLIN, P.A.Z., ROCHA, O. & MARCHESI, M. 2005. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do Rio Tietê (São Paulo). *Biota Neotrop.* 5(1): 1-8 <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000100007>.
- RAGONHA, F.H. & TAKEDA, A.M. 2014. Does richness of Oligochaeta (Annelida) follows a linear distribution with habitat structural heterogeneity in aquatic sediments? *Jour. Limnol.* 73(1): 146-156.
- RIGHI, G. 1984. Manual de identificação de invertebrados lumnicos do Brasil. CNPq/Coordenação Editorial.
- RODRIGUES, L. F. T., LEITE, F. S. & ALVES, R. G. 2013. Inventory and distribution of Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in first-order streams in preserved areas of the state of Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotrop.* 13(1): 245-254.
- RODRIGUEZ, P. & REYNOLDS, T.B. 2011. *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes*. Ed. Springer Science.
- STENERT, C., MALTCHIK, L. & ROCHA, O. 2012. Diversidade de invertebrados aquáticos em arrozeais no Sul do Brasil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 7(1): 67-77.
- SURIANI, A.L., FRANÇA, R.S., PAMPLIN, P.A.Z., MARCHESI, M., LUCCA, J.V. & ROCHA, O. 2007. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 19(4): 15-426.
- SURIANI-AFFONSO, A.L., FRANÇA, R.S., MARCHESI, M. & ROCHA, O. 2011. Environmental factors and benthic Oligochaeta (Annelida, Clitellata) assemblages in a stretch of the Upper São Francisco River (Minas Gerais State, Brazil). *Braz. J. Biol.* 71(2): 437-446.

Inventory Oligochaeta in Brazilian Amazon

- TAKEDA, A. M., PEREIRA, M. C. F. & BARBOSA, F. A. R. 2000. Zoobenthos survey of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Bull. Biol. Assess. Engin.*
- TIMM, T. 1999. Distribution of freshwater oligochaetes in the west and east coastal regions of North Pacific Ocean. *Hydrobiologia*, 406(1) 67-81.
- TRIVINHO-STRECHINO, S., CORREIA, L.C.S. & SONODA, K. 2000. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the ox-bow Infamão Lake (Jatu Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). *Rev. Bras. Biol.* 60(3) 527-535.
- TURCOTTE, P. & HARPER, P.P. 1982. The macro-invertebrate fauna of a small Andean stream. *Freshw. Biol.* 12(5), 411-419.

Received: 20/07/2016

Revised: 30/12/2016

Accepted: 02/01/2017

Published online: 16/01/2017

Apêndice 2

Quadro 02 - Igarapés da Reserva Extrativista Lago do Cuniã

| Nome | Extensão Percorrida em KM |
|---|----------------------------------|
| Igarapé do Campo | 4 |
| Cotovelo | 1 |
| Igarapé Traíra | 1,5 |
| Igarapé Cuniã (jusante do Lg Cuniã) | 42 |
| Igarapé Cuniã Grande (montante do Lg Cuniã) | 34,5 |
| Igarapé Cuniãzinho | 8 |
| Braço Grande | 2,3 |
| Igarapé do Arrozal | 3 |

Apêndice 3

Quadro 03 – Lagos da Reserva Extrativista Lago do Cuniã

| Nome | Área Estimada em ha |
|------------------------------------|---------------------|
| Baixa do Atoleiro (vazante) | 0,4 |
| Lago Abacaba | 4,3 |
| Lago Araçá | 2,9 |
| Lago Arquinho | 0,5 |
| Lago Atravessado | 10,1 |
| Lago Cajurana (vazante) | 7 |
| Lago Caximbo | 6 |
| Lago Comprido do Arrozal (vazante) | 6,5 |
| Lago Cuniã | 288 |
| Lago do Antonhão (Pirarucu) | 2,5 |
| Lago do Arco | 0,8 |
| Lago do Arrozal | 51,7 |
| Lago do Campo | 3,7 |
| Lagoa do Dama | 1,4 |
| Lago do Jacaré | 1 |
| Lago do Liberato (Lg da Onça) | 2,5 |
| Lago do Pedro | 5,5 |
| Lago do Velho | 0,7 |
| Lago Dois Irmãos I | 4 |
| Lago Dois Irmãos II | 2,7 |
| Lago Godenso | 3,7 |
| Lago Guarnabá | 2 |
| Lago Jiquiri | 1,4 |
| Lago Jiquiri do Bamburral | 3,2 |
| Lago Liborinho | 0,9 |
| Lago Libório | 2,3 |
| Lago Matiri | 2,6 |
| Lago Pacu | 5 |
| Lago Parente | 2,8 |

| | |
|-----------------------|-----|
| Lago Patuá | 5,1 |
| Lago Pupunhas | 293 |
| Lago Redondo | 2 |
| Lago Tapagem | 1,9 |
| Lago Tracajá | 1,4 |
| Lagoa Cuiarana | 0,1 |
| Lagoa Cuiarana 2 | 0,8 |
| Lagoa da Cobra | 1 |
| Lagoa da Gaivota | 1 |
| Lagoa do Cacete | 1,8 |
| Lagoa do Dorico | 0,1 |
| Lagoa do Jiroba | 0,7 |
| Lagoa do Pedão | 0,2 |
| Lagoa Inviral | 0,1 |
| Lagoa Irmã do Cacete | 1 |
| Lagoa Jirobão | 0,7 |
| Lagoa Jirobinha | 0,2 |
| Lagoa Prima do Cacete | 0,1 |
| Lagoa Rasa 2 | 0,2 |
| Lagoa Sem Nome 1 | 0,5 |
| Lagoa Sem Nome 2 | 0,5 |
| Lagoa Sem Nome 3 | 0,6 |
| Lagoa Sem Nome 4 | 0,2 |
| Lagoa Sucuriju | 1,7 |
| Lagoa Tambaqui | 1 |
| Lagoa Tamuatá | 0,6 |