

**Universidade Federal de São Carlos**  
**Centro de Ciências Biológicas e da Saúde**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais**

**Lidiane Cristina da Silva**

**A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência  
da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes  
abordagens no monitoramento**

**São Carlos - SP**

**2015**

**Universidade Federal de São Carlos**  
**Centro de Ciências Biológicas e da Saúde**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais**

**A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência  
da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes  
abordagens no monitoramento**

**Lidiane Cristina da Silva**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área da concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

**Orientadora:** Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Odete Rocha

**São Carlos - SP**

**2015**

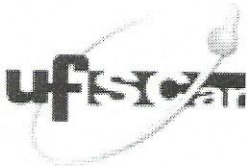
**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

S586cz Silva, Lidiane Cristina da.  
A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na  
área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do  
Madeira, RO : diferentes abordagens no monitoramento /  
Lidiane Cristina da Silva. -- São Carlos : UFSCar, 2015.  
321 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,  
2015.

1. Zooplâncton. 2. Madeira, Rio (RO e AM). 3. Usinas  
hidrelétricas. 4. Diversidade funcional. I. Título.

CDD: 592.092 (20<sup>a</sup>)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Lidiane Cristina da Silva, realizada em 09/03/2015:

Profa. Dra. Odete Rocha  
UFSCar

Prof. Dr. Hugo Miguel Preto de Moraes Sarmento  
UFSCar

Profa. Dra. Mirna Helena Regali Selegim  
UFSCar

Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espindola  
USP

Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski  
UNIFAL

*Aos meus pais,  
a quem eu sempre serei grata  
por tudo o que me proporcionaram*

## **Agradecimentos**

*Primeiramente à professora Odete Rocha pela orientação e por todos os ensinamentos, pela confiança que depositou em mim desde o início do mestrado e pelo convívio agradável durante esses 6 anos, dos quais eu me lembrarei com muito carinho. Obrigada, sobretudo, pela amizade e por nos mostrar que ser um profissional competente exige, antes de tudo, humildade e paciência em todos momentos.*

*À professora Maria José dos Santos-Wisniewski a quem sou grata por me apresentar o tão querido zooplâncton, pela minha iniciação na pesquisa e por me incentivar a seguir em frente. Obrigada também pela confiança e amizade durante todos esses anos.*

*Ao CNPq pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos.*

*À Ecology Brasil e Santo Antonio Energia pela oportunidade, em especial ao João Durval Arantes Jr. e à Gina Luísa Carvalho Boemer e a todos os participantes das equipes de campo e de laboratório, pela coleta das amostras e compartilhamento de dados do projeto.*

*Ao professor Hugo Miguel Preto de Moraes Sarmiento pela disponibilidade em me ajudar com as análises estatísticas, as quais foram essenciais para o conteúdo dessa tese.*

*Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela minha formação acadêmica em nível de Doutorado, à Coordenação do Curso e à Secretaria do Programa por todo o apoio concedido. Em especial àqueles que participaram do meu exame de qualificação: professora Maria da Graça Gama Melão, professor Hugo Miguel Preto de Moraes Sarmiento e professor Irineu Bianchini Junior, pelas importantes contribuições para esse trabalho.*

*A todos os funcionários do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, em especial à secretária Edna e aos técnicos José Valdecir de Lucca, Alcidio Custódio Filho e Luiz Aparecido Joaquim por toda ajuda durante as análises no laboratório e pela grande amizade.*

*Aos amigos do laboratório: Marcos, Laine, Dani, Máira, Mariana, Emanuela, Laira, Raphael, Germano, Thiago, Caio, Bruna e Mayara pela amizade, pelos momentos de descontração e incentivo nos momentos mais complicados.*

*Aos meus amigos que além da convivência profissional também pude dividir meu dia-a-dia em casa: Renata, Natalia, Raquel, Patrícia, Fernanda, Denise e Neto. E*

*aos demais amigos que fiz durante esses anos em São Carlos: Tatiane, Simoni, Aline, Pedro e Rafael Braga. A todos vocês muito obrigada pelas palavras de incentivo, por me ouvirem e estarem sempre comigo quando precisei e pelos momentos de grande alegria e descontração que passamos juntos.*

*À minha família por todo amor e incentivo. Em especial aos meus pais, Sílvia e Ademir, os quais nunca mediram esforços a me ajudar e são os responsáveis por tudo o que eu sou hoje e por tudo o que eu venho conquistando. Obrigada pelas conversas diárias e pelas palavras de carinho mesmo estando distantes e, sobretudo, pela paciência comigo.*

*Agradeço também a Deus pelos pequenos detalhes, pelas pessoas que colocou em minha vida e por tornar tudo possível.*

*Por fim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.*

## Sumário

|  |     |
|--|-----|
| Resumo .....   | i   |
| Abstract.....  | ii  |
| Apresentação da tese.....  | iii |
| 1. Introdução .....  | 1   |
| 1.1 Bacia hidrográfica Amazônica e a sub-bacia do rio Madeira .....  | 1   |
| 1.2 Empreendimentos na Amazônia .....  | 5   |
| 1.3 Comunidade zooplanctônica .....  | 10  |
| 1.4 Diferentes abordagens em análises de biomonitoramento .....  | 17  |
| 1.5 Justificativa .....  | 23  |
| 2. Objetivos e Hipóteses .....   | 25  |
| 2.1 Objetivo Geral.....  | 25  |
| 2.2 Objetivos Específicos.....   | 25  |
| 2.3 Hipóteses.....   | 25  |
| 3. Materiais e Métodos Geral.....  | 27  |
| 3.1 Descrição da área de estudo .....  | 27  |
| 3.2 Local e época das amostragens .....  | 29  |
| 3.3 Climatologia e Hidrologia.....   | 35  |
| 3.4 Variáveis físicas, químicas e biológicas.....  | 35  |
| 3.5 Comunidade zooplanctônica .....  | 36  |
| Referências Bibliográficas .....   | 39  |
| 4. Resultados e Discussão .....  | 64  |
| 4.1 Capítulo: O estado atual do conhecimento da diversidade da comunidade zooplanctônica de rios amazônicos..... | 63  |
| Resumo.....  | 63  |
| 4.1.1 Introdução.....  | 64  |
| 4.1.2 Materiais e Métodos .....  | 66  |
| 4.1.3 Resultados .....   | 67  |
| 4.1.4 Discussão.....   | 85  |
| Referências Bibliográficas .....   | 91  |



|   |     |
|---|-----|
| 4.2 Capítulo: Reservatórios do tipo fio d' água causam menores alterações na estrutura da comunidade zooplancônica do que os grandes reservatórios de acumulação? Um estudo de caso do rio Madeira, Bacia Amazônica ..... | 101 |
| Resumo .....  | 101 |
| 4.2.1 Introdução.....   | 102 |
| 4.2.2 Materiais e Métodos .....   | 104 |
| 4.2.3 Resultados .....  | 107 |
| 4.2.4 Discussão.....  | 117 |
| Referências Bibliográficas.....   | 122 |
| 4.3 Capítulo: Grupos funcionais da comunidade zooplancônica como preditores de variações ambientais em rios amazônicos.....   | 129 |
| Resumo .....  | 129 |
| 4.3.1 Introdução.....   | 130 |
| 4.3.2 Materiais e Métodos .....   | 132 |
| 4.3.3 Resultados .....  | 136 |
| 4.3.4 Discussão.....  | 146 |
| Referências Bibliográficas.....   | 150 |
| 4.4 Capítulo: Padrões da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplancônica em diferentes rios amazônicos – uma comparação entre as fases do represamento de um grande rio tropical.....                      | 160 |
| Resumo .....  | 160 |
| 4.4.1 Introdução.....   | 161 |
| 4.4.2 Materiais e Métodos .....   | 163 |
| 4.4.3 Resultados .....  | 167 |
| 4.4.4. Discussão.....   | 179 |
| Referências Bibliográficas.....   | 182 |
| 4.5 Capítulo: O uso de grupos substitutos no monitoramento da comunidade zooplancônica de rios amazônicos.....  | 191 |
| Resumo .....  | 191 |
| 4.5.1 Introdução.....   | 192 |
| 4.5.2 Materiais e Métodos .....   | 193 |
| 4.5.3 Resultados .....  | 196 |

|  |     |
|--|-----|
| 4.5.4. Discussão.....  | 203 |
| Referências Bibliográficas.....  | 206 |
| 4.6 Capítulo: Suficiência taxonômica e numérica em análises da comunidade zooplanctônica de rios amazônicos..... | 210 |
| Resumo.....  | 210 |
| 4.6.1 Introdução.....  | 211 |
| 4.6.2 Materiais e Métodos.....   | 212 |
| 4.6.3 Resultados.....  | 215 |
| 4.6.4. Discussão.....  | 224 |
| Referências Bibliográficas.....  | 227 |
| 5. Conclusões Gerais.....  | 236 |
| Apêndice.....  | 239 |

## Resumo

---

O crescente interesse mundial pela região Amazônica tem levantado diversas questões, dentre elas as de importância ecológica, visando a conservação e manutenção dos recursos naturais da região. Pretendeu-se, no presente estudo, analisar a estrutura da comunidade zooplânctônica e seus padrões de distribuição espacial e temporal no rio Madeira e tributários na área de influência da UHE de Santo Antônio, antes, durante e após a sua implantação, visando verificar a ocorrência de possíveis alterações. Foram realizadas amostragens trimestrais durante o período de 2009 a 2013, para as variáveis físicas, químicas e do zooplâncton. A estrutura da comunidade variou amplamente em função dos eventos hidrológicos, mas foi pouco alterada após o enchimento do reservatório provavelmente pelo fato da usina ser do tipo fio d' água. As mudanças na densidade do zooplâncton foram menores do que as observadas nos grandes reservatórios de acumulação anteriormente construídos na Amazônia. Contudo ocorreram mudanças nas proporções da biomassa dos diferentes grupos zooplânctônicos. Considerando a abordagem funcional, em todos os rios analisados observou-se que durante a fase pré-enchimento havia maior seleção de espécies *r* estrategistas e de menor tamanho e que após o enchimento um maior número de grupos funcionais coexistiu. Em relação aos componentes da diversidade, maiores valores de equitabilidade foram registrados nos últimos anos de amostragem. Para os demais índices funcionais e taxonômicos (riqueza, Shannon, FDis e FEev), diferenças relacionadas ao barramento do rio Madeira não foram verificadas. Pela abordagem de grupos substitutos, os valores de concordância obtidos entre os grupos zooplânctônicos e também entre os níveis de classificação taxonômica foram de baixa significância, o que impede que estes possam ser usados separadamente no biomonitoramento da região. Conclui-se que o rio Madeira e seus tributários estudados detêm elevada diversidade zooplânctônica e que até o momento as alterações na comunidade foram baixas, provavelmente pela manutenção do curto tempo de residência. Os resultados mostram que diferentes abordagens, tanto funcionais como taxonômicas, avaliadas em conjunto, podem constituir uma ferramenta valiosa em direção à compreensão da relação entre padrões ecológicos, práticas de manejo e produção de serviços ecossistêmicos.

**Palavras-chave:** rio Madeira; usinas fio d' água; zooplâncton; diversidade funcional; grupos substitutos; suficiência taxonômica; suficiência numérica

## Abstract

---

The growing world interest for the Amazon region has risen up the most diverse issues. Among these are those of ecological importance, to promote the conservation and maintenance of natural resources of the region. It was intended to, in this study, analyze the structure of the zooplankton community and its spatial distribution and temporal patterns on the Madeira River and tributaries in the area of influence of the Santo Antônio HPP, before, during and after their deployment, to verify the occurrence possible changes. Quarterly samplings were carried out for four years for the physical and chemical variables and zooplankton. The zooplankton community structure varied widely depending on the hydrological events, but was little changed after filling the reservoir probably because the HPP be of the run-of-river type. Changes in the density of zooplankton were lower than those observed in large accumulation reservoir previously built in the Amazon. However there have been changes in the proportions of biomass of different zooplankton groups. Whereas the functional approach, in all analyzed rivers was observed that before the filling had greater selection of *r* strategists and smaller species and after filling greater numbers of functional groups coexisted. In relation to the components of diversity, greater evenness values were recorded in the last years of sampling. For other functional and taxonomic indices (richness, Shannon, FDis and FEev), differences related to impoundment on the Madeira River were not verified. Considering the approach of surrogates, the amounts recorded for analysis of concordance between the zooplankton community groups and also among the taxonomic classification levels were low significance, which prevents them from being used separately in biomonitoring studies in the region. We conclude that the Madeira River and its tributaries have high zooplankton diversity and until the moment the changes in the community were low, presumably by maintaining the short residence time. The results show that different approaches, both functional as taxonomic, evaluated together, can be a great step toward understanding the relationship between environmental standards, management practices and production of ecosystem services.

**Keywords:** Madeira River; run-of-river HPP; zooplankton; functional diversity; surrogates; taxonomic sufficiency; numeric sufficiency

## Apresentação da tese

---

A presente tese foi constituída de forma a facilitar a publicação dos resultados obtidos e foi estruturada em capítulos da seguinte forma: (1) Introdução e Justificativa; (2) Objetivos e Hipóteses; (3) Materiais e Métodos Gerais; (4) Resultados e Discussão (composto por 6 capítulos); (5) Conclusões gerais e (6) Apêndice. Inicialmente realizou-se uma revisão da literatura com a finalidade de se ter o embasamento teórico necessário para o desenvolvimento da tese. Além disso, foi exposta uma justificativa para a realização do trabalho. Posteriormente os objetivos e as hipóteses foram levantados, seguidos de uma descrição geral dos materiais e métodos utilizados, e nos demais capítulos da tese foram apresentados os resultados e discussão pertinentes a cada um, em formato de artigo científico. A divisão neste formato é justificável, pois torna a publicação dos artigos científicos menos trabalhosa, embora, devido à independência de um capítulo em relação aos demais, repetições se tornem inevitáveis. Resumidamente, o primeiro capítulo apresenta uma síntese sobre a comunidade zooplancônica presente nos rios amazônicos por meio de revisão da literatura disponível e pela apresentação de novas informações sobre o zooplâncton presente na bacia do rio Madeira. O segundo capítulo teve como objetivo determinar a estrutura original e as subseqüentes alterações verificadas para a comunidade zooplancônica do rio Madeira durante as diferentes fases da construção da usina hidrelétrica de Santo Antônio, a qual é caracterizada por ter um funcionamento do tipo fio d' água, e comparar com as alterações já relatadas para a comunidade zooplancônica dos grandes reservatórios anteriormente formados na região. O terceiro capítulo avalia a possibilidade de dividir e classificar a comunidade zooplancônica presente em rios amazônicos em grupos funcionais e ainda verifica como essa nova abordagem reflete a estrutura da região analisada, principalmente após a construção da usina hidrelétrica de Santo Antônio. O quarto capítulo analisa a biodiversidade do zooplâncton dos rios localizados na bacia do rio Madeira através de índices de diversidade funcional e de diversidade taxonômica, comparando os resultados obtidos para cada um deles e associando-os às diferentes fases do represamento do rio Madeira. O quinto capítulo visa testar o uso de grupos substitutos (“*surrogates*”) em análises da comunidade zooplancônica verificando os padrões de concordância entre as abundâncias e a composição dos diferentes grupos identificados (rotíferos, copépodes, cladóceros e protozoários) e impostos a diferentes condições

ambientais. E por fim, o sexto capítulo verifica o uso de menores resoluções taxonômicas e menores resoluções numéricas em análises da comunidade zooplanctônica, pela comparação dos padrões obtidos em diferentes níveis de classificação (família, gênero e espécie) e em diferentes tipos de análises (quantitativa e qualitativa). Com base nesses seis capítulos, as conclusões puderam ser elaboradas. No apêndice são apresentados os resultados brutos adquiridos para cada um dos parâmetros avaliados para a comunidade zooplanctônica e para as variáveis ambientais.

# 1. Introdução e Justificativa

---

## 1.1 Bacia hidrográfica Amazônica e a sub-bacia do rio Madeira

A bacia Amazônica está localizada no norte da América do Sul e se destaca pela sua extensa área e pelas suas características geomorfológicas singulares. A região abrange uma área de aproximadamente 7 milhões de Km<sup>2</sup> que se estende sobre vários países do continente, sendo a maior parte localizada no Brasil (63%) e o restante nos países: Peru (17%), Bolívia (11%), Colômbia (5,8%), Equador (2,2%), Venezuela (0,7%) e Guiana (0,2%) (Eva e Huber, 2005). A bacia é formada pelo sistema fluvial mais extenso e de maior massa líquida do planeta e é coberta pela maior área atualmente existente de floresta pluvial tropical, os quais compreendem inúmeros tipos de habitats caracterizados por abrigarem uma elevada diversidade biológica (Ferreira et al., 2005).

O clima na bacia Amazônica é permanentemente quente e úmido, apresentando variações anuais pequenas. A temperatura média é de aproximadamente 30° C durante a estação seca e 26° C durante a estação chuvosa. Um importante fenômeno que causa significativa variação da temperatura, algumas vezes com consequências ecológicas importantes é a "friagem", que ocorre quando uma massa polar alcança a parte central e oeste da Amazônia diminuindo a temperatura, podendo a variação desta atingir até 10° C (Sioli, 1991).

A região apresenta elevada precipitação pluviométrica, com um volume médio anual de 2300 mm. Contudo, esses altos índices pluviométricos não estão distribuídos homogeneamente na região, havendo diferenças espaciais entre o período chuvoso e seco. Aproximadamente metade da precipitação total provém do oceano Atlântico, trazida pelos ventos e a outra metade tem origem na evapotranspiração da vegetação existente na própria bacia. Esse processo de retorno constante da água da chuva à atmosfera é altamente significativa devido à presença da floresta amazônica, a qual não sobreviveria a um período de seca muito prolongado, influenciando ela própria o clima da região. As chuvas locais aumentam consideravelmente as descargas dos sistemas fluviais de menor porte. Porém, exercem pequena influência imediata sobre o nível de água dos rios maiores, os quais são regulados sazonalmente pelo degelo das geleiras andinas localizadas próximas às suas cabeceiras (Sioli, 1991).

O rio Amazonas, principal formador da bacia, é o maior rio do planeta, responsável pelo escoamento de aproximadamente 20% de toda a água doce que entra nos oceanos, o que equivale a 180 mil metros cúbicos de água descarregados por segundo no Oceano Atlântico. Possui como afluentes outros grandes e importantes rios, tais como: rio Madeira, rio Xingu, rio Tocantins, rio Negro, rio Solimões, rio Jari, rio Trombetas, rio Tapajós, entre outros (Sioli, 1991). Este grande volume de água resulta na formação de uma infinidade de outros pequenos corpos de água no interior da floresta, que têm importante papel no ciclo da água na região Amazônica e demais regiões adjacentes. Os corpos d'água de todas as formas e origens criam um plano topográfico específico composto por um conjunto de áreas de transição entre o ambiente aquático e terrestre, podendo ser divididas em igapós (áreas sempre alagadas, muito próximas aos rios), lagos de várzea (áreas inundáveis anualmente) e terras firmes (áreas que nunca são inundadas) (Junk, 2000).

As constantes interações entre esses diversos tipos de ecossistemas são extremamente importantes e relacionadas à singularidade da bacia amazônica, pois exercem controle sobre a maioria dos processos biogeoquímicos e ecológicos. Estas são propiciadas pelos pulsos de inundação, definidos como o padrão sazonal, anual e previsível de oscilação do nível da água capaz de interligar áreas terrestres e aquáticas, sendo o principal fator responsável pela produtividade e interações da biota em sistemas rio-planície de inundação (Junk et al., 1989). De forma mais geral, os pulsos são alterações sofridas pelas variáveis do ecossistema, com frequências e amplitudes bastante variáveis, podendo ser de curta ou longa duração, frequentes, espaçados ou intermitentes. Na região Amazônica, estão fortemente relacionados aos fatores climáticos e hidrológicos da bacia (Junk e Wantzen, 2010).

Os sistemas lóticos são altamente dependentes dos sistemas terrestres por onde atravessam e as trocas existentes entre as áreas inundáveis e o canal do rio atuam como moduladores do fluxo de energia, da concentração de componentes suspensos e dissolvidos na água, da ciclagem de nutrientes, das características físico-químicas, e por consequência, do funcionamento das cadeias alimentares tanto no rio como nas áreas alagáveis (Junk et al., 1989).

Devido à importância dos ecossistemas aquáticos para a região Amazônica é de alta relevância o conhecimento aprofundado de suas características limnológicas, as quais os tornam sistemas peculiares e de interesse econômico. Muitas dessas características possuem origem no processo geológico da bacia e de acordo com o tipo



de relevo, os rios amazônicos podem ser divididos em três grupos distintos: rios de água preta, rios de água clara e rios de água branca (Val, 2010).

Os rios de água preta são aqueles caracterizados por possuírem colorações realmente escuras, de cor marrom-café, cuja transparência da água varia em torno de 1,30 a 1,90 m. São pobres em partículas suspensas devido a um relevo pouco movimentado em suas cabeceiras e aos sedimentos que são caracterizados por baixa concentração de material fino. Estes rios drenam solos sob vegetação típica, regionalmente denominada “caatinga”, “campina” ou “campinarana”. Ao inundarem a vegetação, adquirem elevada quantidade de ácidos húmicos em suspensão, diminuindo o pH da água, que varia de 3,5 a 4,0. O exemplo mais comum deste tipo de água é o rio Negro (Sioli, 1991).

Já os rios de água clara possuem uma coloração esverdeada com transparência variando entre 1,10 a 4,30 m e pH de ácido a neutro (4,0 a 7,0). As nascentes desses rios provêm dos planaltos do Brasil e das Guianas. Geralmente, transportam maiores quantidades de material em suspensão no período chuvoso. Como exemplos de rios de água clara, têm-se entre outros, o rio Tapajós e o rio Xingu (Sioli, 1991).

O terceiro tipo, os rios de água branca são os rios mais turvos da região Amazônica, também chamados de rios de água barrenta. A transparência da água registrada para esses rios é muito baixa e varia em torno de 0,1 a 0,5 m. O pH geralmente é neutro, variando de 6,5 a 7,0. Essas características são consequências da grande carga sedimentar que os rios de água branca transportam, provenientes da drenagem de seus terrenos recentes e cujas cabeceiras encontram-se próximas aos sedimentos andinos. O rio Madeira, o rio Branco e o rio Solimões-Amazonas são exemplos de rios de água branca (Sioli, 1991).

Entre os rios de água branca, o rio Madeira, principal afluente do rio Amazonas, possui grande importância ecológica para a região Amazônica. Em termos de vazão este é considerado o quarto maior rio do planeta, atrás somente do próprio rio Amazonas e dos rios Congo e Orinoco, transportando em média 30000 m<sup>3</sup> de água por segundo. Devido à sua grande extensão e vazão, o rio Madeira contribui com cerca de 50% dos sólidos em suspensão transportados pelo rio Amazonas, algo entre 600 e 248 ton/ano. Esta enorme carga de sedimentos constitui um importante fator de regulação da dinâmica biológica das grandes áreas alagadas de várzea ao longo desses dois rios, que abrigam mais de 750 espécies de peixes, 800 de aves e várias outras espécies, muitas ameaçadas e outras ainda desconhecidas (Latrubesse et al., 2005).

A sub-bacia do rio Madeira é representativa das condições amazônicas, pois apresenta uma área suficientemente extensa, o que caracterizam os sistemas deste bioma. A área total da sub-bacia (1,5 milhões de Km<sup>2</sup>) está dividida entre Bolívia (51%), Brasil (42%) e Peru (7%) e os seus principais rios formadores são os rios Beni, Guaporé, Mamoré e Madre de Dios. O rio Madeira recebe esse nome após o encontro dos rios Beni e Mamoré na fronteira entre Bolívia e Brasil. Entre as treze sub-bacias registradas para a bacia Amazônica, a do rio Madeira representa 23% do total e é caracterizada pelos três tipos de unidades morfo-estruturais da região: a cordilheira dos Andes, o Planalto Brasileiro e a planície Amazônica. Devido a essas distintas características estruturais, verificam-se grandes altitudes na parte montante da bacia, vastas zonas de inundação na planície e a presença de cachoeiras no escudo brasileiro, principalmente próximo a Porto Velho (Ribeiro-Neto et al., 2008).

A água do rio Madeira flui através de zonas de relevo, litologia, clima e vegetação variados, que determinam características hidrológicas e hidroquímicas diversificadas. Contudo, é a área de drenagem dos Andes que determina mais fortemente a hidroquímica do rio. Além disso, o rio Madeira se caracteriza por apresentar grande flutuação no nível da água ao longo do ano, com um período de águas altas (fevereiro a maio) e um período de águas baixas (julho a outubro), controlada pelo clima da região andina da Bolívia, onde se situam as cabeceiras dos seus principais rios formadores (McClain e Naiman, 2008).

Os períodos de águas altas e águas baixas muitas vezes se relacionam e coincidem com as estações de seca e chuva da região, sendo a precipitação também um fator determinante, porém secundário, para as características hidrológicas do rio Madeira. No período de águas baixas, as águas do rio que fluem em direção ao Amazonas, formam praias ao longo de suas margens. Neste período, pode ser avistada no seu leito a grande quantidade de pedras que ajudam a formar as corredeiras amazônicas. No período de águas altas o rio sobe, alagando as cachoeiras em seu leito e invadindo toda a planície amazônica. Esses diferentes fatores atuando sobre as características físico-químicas do rio Madeira estão intimamente ligados à presença ou ausência de determinadas espécies, que estão ou não adaptadas às constantes flutuações do nível da água e aos diferentes tipos de relevo, clima e vegetação presentes (McClain e Naiman, 2008).

A grande relevância ecológica da bacia Amazônica bem como de cada uma de suas sub-bacias, como é o caso da sub-bacia do rio Madeira, é sem dúvida indiscutível.

Apesar disso, diversos empreendimentos visando apenas os valores econômicos da região tem sido planejados e implementados, como por exemplo, projetos hidroelétricos, hidrovíarios e mineradores, todos estes por meio de extensas áreas florestais desmatadas e de alterações das peculiares características dos ecossistemas amazônicos. Sendo assim, o entendimento e a avaliação das características ambientais da região são de grande importância, pois o conhecimento dos processos naturais que controlam e mantêm o funcionamento desses ecossistemas poderão servir de base para a tomada de decisões racionais sobre os recursos naturais, entre eles os recursos hídricos da região.

## **1.2 Empreendimentos na Amazônia**

Semelhante a muitas outras regiões mundiais, a região Amazônica é palco do importante entrave entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental. Atividades agrícolas, pecuárias, mineradoras e empreendimentos relacionados à produção de energia elétrica e de infra-estrutura urbana são cada vez mais frequentes na região e estão sempre associados à exploração dos recursos naturais (Val, 2010). A irreversibilidade de determinadas intervenções antrópicas deixa clara a necessidade de aprofundarmos nosso conhecimento ecológico sobre a região e obriga-nos a estudar criteriosamente as diversas formas de impactos sobre seus ecossistemas terrestres e aquáticos.

O desenvolvimento sustentável é um grande desafio para a região Amazônica e inúmeros desastres ecológicos podem ser enumerados na região, os quais acontecem tanto pela falta de investimentos prévios em licenciamento ambiental como pela incapacidade destes de preverem os possíveis impactos das intervenções humanas. Entre os impactos já verificados, podemos mencionar os processos de fragmentação florestal, que resultam em profundos distúrbios sobre a biodiversidade; a intensificação do uso da terra, muitas vezes por meios inadequados para os solos pobres em minerais da região, gerando terras inférteis; a poluição de corpos d'água, principalmente por agroquímicos e metais como o mercúrio; a exploração de recursos naturais, incluindo a pesca causando extinções de espécies endêmicas; as mudanças nos fluxos hidrológicos dos rios causadas pelas construções de hidrelétricas; entre outras (Val, 2010).

Os ecossistemas terrestres sofrem, em sua maior parte, pelo processo desenfreado do desmatamento, pelas contaminações químicas e empobrecimento dos solos. Durante décadas, as extensas áreas de florestas sofreram degradação pela atividade madeireira predatória, por incêndios florestais, para uso da terra em atividades agrícolas e pecuárias e ainda para a construção de rodovias. A floresta amazônica, assim como qualquer outro tipo de ecossistema, possui uma capacidade suporte e que se superada, será impossível passar pelo processo de recuperação. Muitas pesquisas indicam que a floresta poderá iniciar um processo irreversível em direção a savanas se o desmatamento persistir. As consequências dessa transformação para as mudanças climáticas globais, para os ciclos hidrológicos dos rios e para a biodiversidade seriam catastróficas (Verissimo, 2010).

Os ecossistemas aquáticos, por sua vez, além de sofrerem as contaminações químicas advindas dos processos de intervenção das áreas do entorno, também são altamente afetados e alterados pelos empreendimentos hidrelétricos e de construção de hidrovias. Na Amazônia, a água é primordial para o desenvolvimento da região já que, além de sua função fisiológica, ela representa o principal meio de transporte, o principal meio de obtenção de energia e de produção de alimento. No entanto, o uso e a exploração da água já causaram diversos impactos sociais e ambientais para a região (Val et al., 2010).

A construção de usinas hidrelétricas em décadas passadas como as de Curuá-Una, Balbina, Samuel e Tucuruí na bacia Amazônica resultou em grandes alterações ambientais em ecossistemas locais e regionais, gerando ainda impactos sociais para a região (Junk e Melo, 1987; Tundisi, 2007). De maneira geral, os principais impactos decorrentes do represamento da região Amazônica foram: reassentamento das populações urbanas e indígenas; proliferação de insetos causadores de doenças como, por exemplo, a malária; aumento da metilação do mercúrio na água proveniente do sedimento depositado após processos mineradores antigos, gerando contaminações desse metal por toda a cadeia alimentar; perda de vegetação e animais terrestres pelo desmatamento e grandes áreas alagadas; aumento da sedimentação dos rios; aumento exagerado de macrófitas aquáticas; aumento da concentração de gases do efeito estufa decorrentes principalmente do intenso processo de decomposição de matéria orgânica inundada e a perda de comunidades aquáticas, como por exemplo, espécies endêmicas de peixes pela interrupção do fluxo migratório (Junk e Mello, 1987; Fearnside, 1989; 2001; 2005; 2014a; 2014b).

Como visto, os impactos da construção de hidroelétricas decorrem principalmente da grande extensão das áreas alagadas, do efeito da decomposição da vegetação terrestre inundada, da deterioração da qualidade da água e a perda de serviços dos ecossistemas terrestres e aquáticos, incluindo a biodiversidade e a alteração dos processos funcionais (Tundisi et al., 2006). Na Amazônia, os impactos provocados pela construção das UHEs influenciaram fortemente os ciclos hidrológicos dos rios, afetando toda a área de planície do entorno, altamente dependente dos pulsos de inundação anuais (Junk e Mello, 1987; Fearnside, 2014<sup>a</sup>). De maneira mais específica, os represamentos ocasionaram depleções de oxigênio dissolvido na água, aumento do material em suspensão, da turbidez e de nutrientes dissolvidos, sendo estes variáveis e dependentes do tempo necessário de enchimento e, posteriormente, do tempo de residência da água. Estes fatores são determinantes sobre a estrutura natural das comunidades bióticas, entre elas as comunidades planctônicas (Moreno, 1996).

O grande interesse hidrelétrico voltado para a Amazônia brasileira é resultante das grandes quedas topográficas existentes nos afluentes do rio Amazonas, a partir do Escudo Brasileiro (na parte sul da região) e do Escudo Guianense (no lado norte). O planejamento para o desenvolvimento hidrelétrico na região ainda é extenso, sendo previstos no “Plano 2010”, liberado em 1987, cerca de 70 hidrelétricas. Devido às dificuldades financeiras do Brasil e também às crescentes críticas referentes a esses tipos de empreendimentos na região levando a estudos de impactos ambientais “mais rigorosos”, as empresas brasileiras foram forçadas a adiar os planos para a construção dessas barragens. No entanto, independente da data de conclusão de cada represa, o plano permanece inalterado, representando um importante planejamento para o futuro. Somente dentro desse plano, as represas inundariam 10 milhões de hectares, aproximadamente 3% da floresta amazônica presente no território brasileiro (Fearnside, 2014a).

Além disso, o plano decenal de expansão energética 2011-2021 previu e ainda prevê novas usinas de grande potencial energético na região da Amazônia Legal brasileira até 2021. As barragens previstas e outras já concluídas durante esse período somam 17 UHEs, entre elas: Santo Antônio em 2012, Jirau em 2013, Santo Antônio do Jari em 2014, Belo Monte, Colíder, Ferreira Gomes e Teles Pires, em 2015, Sinop, Cachoeira Caldeirão, São Manoel em 2017, Ríbero Gonçalves e São Luiz do Tapajós em 2018, Jatobá em 2019, Água Lima e Bem Querer até 2020 e Simão Alba, Marabá e Salto Baixo de Augusto em 2021 (MME, 2012).

As usinas hidroelétricas de Santo Antônio e Jirau são exemplos de duas recentes usinas construídas na região Amazônica brasileira, pelo represamento do rio Madeira, as quais fazem parte dos projetos de infra-estrutura relacionados ao Complexo Hidroelétrico e Hidroviário do Rio Madeira, projeto âncora da Iniciativa de Integração da Infra-estrutura Sul-americana (IIRSA). A construção dessas duas hidrelétricas acrescenta 6.450 MW de potência instalada. Além destas, o projeto prevê a construção de uma terceira hidrelétrica no trecho entre Abunã (Brasil) e Guayaramerín (Bolívia) e provavelmente, de uma quarta hidroelétrica na Cachoeira Esperanza, localizada no rio Beni, 30 Km acima da sua confluência com o rio Mamoré, no estado de Pando, na Bolívia. A conclusão de todos esses barramentos, com eclusas, permitirá a operação de uma hidrovia, com extensão de 4.200 Km, permitindo o transporte de mercadorias, como soja, madeira e minerais, para fora da região Amazônica, a partir dos portos do Atlântico e do Pacífico (CSF, 2007).

Os empreendimentos das usinas hidrelétricas do rio Madeira tiveram início em 2009 e a operação destas foi iniciada em 2012. Os possíveis impactos das usinas de Santo Antônio e Jirau são semelhantes aos impactos já mencionados para a região Amazônica em outros reservatórios. Além do previsível avanço do desmatamento, também podem ser mencionados: a inundação em um trecho de remanso superior na Bolívia, além do alagamento do reservatório em si no Brasil; as emissões de gases de efeito estufa; os impactos sobre a reprodução de peixes e sobre residentes ribeirinhos, indígenas e urbanos pelas mudanças nos regimes de cheias e do grande aporte de sedimentos; a acumulação destes sedimentos e de mercúrio em níveis tóxicos nos reservatórios; entre outros efeitos diretos e indiretos. Além disso, desde o planejamento inicial da construção dessas usinas no rio Madeira, graves conflitos políticos surgiram entre o Brasil e a Bolívia, bem como crescentes críticas de movimentos e organizações da sociedade desses dois países sobre a condução do processo de licenciamento ambiental pelo governo brasileiro (Fearnside, 2014b).

No entanto, as barragens de Santo Antônio e Jirau, localizadas no rio Madeira, possuem algumas características diferenciadas em relação às usinas hidrelétricas construídas em décadas anteriores na região Amazônica. Essas duas usinas são caracterizadas pela barragem do tipo fio d' água, as quais não dispõem de reservatório de água ou o têm em dimensões menores do que poderiam ter. Hidroelétricas com reservatórios próprios são capazes de manter fixas as vazões dos rios, já que a barragem interrompe o curso d'água, formando o reservatório e regulando a vazão.

Por outro lado, em uma usina do tipo fio d'água o funcionamento é altamente dependente das variações naturais do nível da água dos rios, que, no caso dos rios amazônicos, é bastante variável ao longo do ano. As vantagens dessas barragens incluem o seu tamanho pequeno de reservatório em comparação com a capacidade instalada: o reservatório de Santo Antônio possui  $0,11 \text{ Km}^2 \text{ MW}^{-1}$  e Jirau  $0,10 \text{ Km}^2 \text{ MW}^{-1}$ . Além disso, a alta vazão do rio Madeira combinada com os pequenos volumes dos reservatórios, resulta em tempo de residência muito baixo, o que implica em melhor qualidade da água do que em reservatórios amazônicos já existentes com reservatórios “tradicionais” (Fearnside, 2014b).

Apesar de inúmeros impactos ambientais e sociais serem listados como consequência do represamento do rio Madeira, de maneira oposta, outros pontos de vista apontam que as hidroelétricas do tipo fio d' água podem causar um impacto ambiental reduzido, uma vez que há uma menor área inundada e menor supressão de vegetação, mantendo o escoamento da água semelhante às condições naturais e evitando assim a estratificação e a consequente anoxia dos novos ecossistemas (Firjan, 2013). Estas características positivas têm sido frequentemente apresentadas nos processos de licenciamento ambiental como significantes para que o impacto das barragens seja mínimo.

Entretanto, do ponto de vista energético, acredita-se ainda que as usinas hidrelétricas do tipo fio d' água possuem baixo custo benefício. Por não possuírem um reservatório de acumulação, essas usinas estarão sujeitas a condições de operação únicas no país, significativamente menos favoráveis do que as observadas nas demais regiões. Isso porque durante os períodos secos, as menores vazões observadas para os rios amazônicos poderão propiciar baixo valor energético e consequentemente, poderá ser necessário o incremento de produção de energia de outras fontes, como por exemplo, de usinas termelétricas. Como a expansão dos projetos hidráulicos ocorrerá na região Norte (com hidrelétricas a fio d'água) e a demanda por energia do país continuará a aumentar de forma intensa nos próximos anos, poderá ser observado um descompasso entre a energia total armazenada nos reservatórios do país e o aumento da demanda, impactando assim a capacidade de regularização do sistema hidrelétrico nacional (Firjam, 2013).

Nesse contexto, nota-se que as questões relacionadas às vantagens e desvantagens das usinas hidroelétricas construídas no país e principalmente na região Amazônica são bastante complexas. A questão é ainda mais complicada quando se

pretende analisar os reais impactos ambientais e sociais relacionados aos diferentes tipos de usinas, de acumulação ou do tipo fio d' água. A decisão racional em qualquer empreendimento de infra-estrutura exige que os impactos e benefícios sejam avaliados e comparados antes de ser tomada qualquer decisão. Para isso, existem os estudos de impacto ambiental exigidos para o licenciamento de qualquer projeto. Portanto, estudos de cunho ecológico voltados para essas questões são extremamente relevantes dentro do atual cenário ambiental da região Amazônica, servindo de base para futuros empreendimentos a serem iniciados.

### **1.3 Comunidade zooplanctônica**

A comunidade zooplanctônica é composta por um grupo de organismos heterotróficos microscópicos (30  $\mu\text{m}$  a 3 cm), incluindo tanto protistas como metazoários, pertencentes a diferentes categorias taxonômicas. Dentre estas, o Filo Rotifera, os microcrustáceos Cladocera e Copepoda e os protozoários são os mais importantes, constituindo a maior parte dos invertebrados planctônicos e classificados como holoplâncton. Representantes de outros grupos taxonômicos como Ostracoda, Turbellaria e larvas de Insecta podem estar presentes, mas usualmente representados por poucos indivíduos. Esses últimos são classificados como meroplâncton (Wetzel, 1993).

O zooplâncton desempenha um papel importante na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, de maneira especial no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, sendo um importante elo na cadeia alimentar entre produtores primários (fitoplâncton) e consumidores de níveis tróficos superiores. As espécies dessa comunidade possuem desse modo, grande relevância na estruturação e funcionamento do ecossistema aquático, através de interações como herbivoria e predação (Bozelli e Huszar, 2003). No geral, a maioria das espécies de Cladocera e Rotifera são filtradores, portanto sua alimentação básica se constitui de fitoplâncton, bactéria e detritos. Esses dois últimos são altamente consumidos pelos protozoários. Já entre os Copepoda, espécies da ordem Calanoida são essencialmente filtradores e o fitoplâncton é a sua principal fonte de alimento, utilizando eventualmente detritos e bactérias. De maneira oposta os Copepoda Cyclopoida são preferencialmente carnívoros quando adultos, e podem se alimentar tanto de rotíferos, como de protozoários e neonatas de cladóceros (Esteves, 1998).



Contudo, é importante mencionar que a preferência alimentar pode variar muito de espécie para espécie mesmo dentro de um só grupo.

A abundância e a composição do zooplâncton variam de acordo com o ambiente e estão sempre correlacionadas com mudanças espaciais e periódicas do ecossistema (Hardy, 1980). Variações abióticas como temperatura, pH, velocidade do fluxo da água, concentrações de oxigênio dissolvido e de nutrientes atuam diretamente sobre as populações zooplanctônicas que se adaptam às diferentes condições ambientais. Essas peculiaridades permitem que muitas espécies sejam utilizadas como indicadoras em estudos de biomonitoramento, já que possuem grande sensibilidade ambiental e respondem a diversos tipos de impactos. As alterações no zooplâncton podem ser tanto quantitativas (densidade e abundância de indivíduos) como qualitativas (composição e diversidade de espécies) em detrimento das mudanças abióticas (Coelho-Botelho, 2004). Por exemplo, em ambientes eutróficos, devido ao aumento da abundância de cianobactérias, pode haver o favorecimento de espécies de Rotifera e Copepoda Cyclopoida e a diminuição de espécies de Cladocera e de Calanoida, devido à interferência mecânica durante o processo de filtração, além da produção de endotoxinas (Lampert, 1987; Gilbert, 1990; Pinto-Coelho, 1998; Silva, 2011).

Além da composição e abundância, a biomassa zooplanctônica também constitui uma variável de fundamental importância para o conhecimento ecológico da comunidade e do ecossistema como um todo. Pelo fato das espécies zooplanctônicas apresentarem grande variação em tamanho (de  $\mu\text{m}$  a  $\text{cm}$ ), a biomassa pode descrever melhor os processos da estrutura trófica do ecossistema aquático em termos de massa de matéria viva existente em um dado momento (Rocha et al., 1995; Maia-Barbosa, 2000). Geralmente os rotíferos e os protozoários são os grupos numericamente dominantes, no entanto, os microcrustáceos podem contribuir com maior proporção na biomassa e por isso possuírem maior contribuição para a produção do ecossistema (Matsumura-Tundisi et al., 1989).

A biomassa também pode ser um indicativo de alterações ambientais. Esteves e Sendacz (1988) estudando 16 represas no estado de São Paulo encontraram aumento em biomassa do zooplâncton total, Rotifera e Cyclopoida com o grau de trofia da água, enquanto a biomassa de Calanoida diminuiu. Para os cladóceros esses mesmos autores verificaram maiores biomassas para as espécies de menor tamanho (*Bosmina*) em ambientes mais eutróficos em relação às espécies grandes (*Daphnia*). Além disso, Pace (1986) argumentou que o aumento do nível trófico de um corpo d'água acarreta no

aumento da biomassa geral do zooplâncton, principalmente do microzooplâncton (20 – 200  $\mu\text{m}$ ). Segundo o autor, ambientes oligotróficos não teriam energia suficiente para suportar organismos menores, enquanto lagos com maior nível de eutrofização apresentam maior densidade e biomassa de fitoplâncton, o que aumentaria a densidade e biomassa do zooplâncton e propiciaria maiores concentrações de detritos, utilizados como recurso pelo microzooplâncton.

Da mesma maneira, a composição, a abundância e a biomassa do zooplâncton podem ser utilizadas para a diferenciação entre os tipos de ecossistemas aquáticos. Essas diferenças ocorrem tanto entre regiões litorâneas e limnéticas dentro de um mesmo ambiente, como entre ecossistemas lóticos e lênticos e também entre ecossistemas de regiões geograficamente distintas, como as regiões tropicais e temperadas. Especialmente, maiores valores de riqueza e abundância para a comunidade zooplanctônica são constatados em regiões litorâneas e ambientes lênticos (Lansac-Tôha et al., 1997). Os lagos geralmente possuem características mais favoráveis ao desenvolvimento do plâncton devido à maior estabilidade da coluna d' água e maiores concentrações de matéria orgânica disponível, ao contrário dos ambientes lóticos onde a alta velocidade do fluxo da água e os substratos relativamente pobres, determinam o registro de menores densidades e biomassas das espécies, com predominância do microzooplâncton (protistas, rotíferos, pequenos cladóceros e formas juvenis de copépodos) (Wetzel, 2001). Em relação aos diferentes compartimentos, as regiões litorâneas, por estarem localizadas próximas às margens, recebem radiação solar incidente em toda a coluna d' água, o que proporciona uma importante área de produção primária, favorecendo assim o desenvolvimento do zooplâncton. Além disso, a grande densidade de macrófitas aquáticas nessas regiões possibilita às espécies zooplanctônicas maior proteção contra predadores e maior disponibilidade de habitats quando comparadas às áreas limnéticas (Lansac-Tôha et al., 1997).

Em relação aos ecossistemas de regiões geograficamente distintas, é sabido que ambientes aquáticos tropicais diferem em alguns aspectos daqueles das regiões temperadas (Matsumura-Tundisi, 1986; Payne, 1986; Dumont et al., 1994; Rocha et al., 1995; Meerhoff e Iglesias, 2007). Quanto à composição de espécies e a variabilidade destas, os ecossistemas tropicais são ainda relativamente inexplorados. No entanto, algumas das diferenças notadas incluem a reduzida contribuição de espécies zooplanctônicas de grande porte nas regiões tropicais, como por exemplo, dos grandes daphnídeos (Dumont et al., 1994; Lewis, 1996; Meerhoff e Iglesias, 2007). E ainda o

maior domínio de espécies das famílias Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae, entre os Rotifera planctônicos nas regiões de clima quente (Lewis, 1979; Koste e Robertson, 1983). As altas temperaturas e maiores incidências solares das regiões tropicais aumentam a produtividade primária dos ecossistemas o que pode favorecer determinadas espécies, como as espécies de rotíferos das famílias citadas. No entanto, espécies de *Daphnia* das regiões temperadas estão adaptadas a condições de baixa concentração de alimentos, devido às menores temperaturas e menor radiação solar e as altas concentrações de sólidos em suspensão da região tropical estariam dificultando os mecanismos de filtração da espécie (Sarma et al., 2005; Carvalho, 1984). Além disso, outros estudos (Dumont et al., 1994; Sarma et al., 2005; Meerhoff e Iglesias, 2007) mencionam que a baixa densidade populacional dessas espécies registrada nos trópicos em relação às outras famílias de Cladocera, como Moinidae e Bosminidae, representadas por espécies de menor porte, é consequência da maior predação sobre o zooplâncton nesses ecossistemas, já que existe maior penetração de luz e, portanto, maior transparência da água, facilitando a visualização dos indivíduos. Sendo assim, aqueles indivíduos maiores, como os daphnídeos, são desfavorecidos em detrimento dos indivíduos menores.

Nos ecossistemas aquáticos amazônicos as relações entre variáveis ambientais e a comunidade zooplânctônica não são diferentes das mencionadas acima. Existem variações na composição e abundância de espécies entre os diferentes tipos de ecossistemas, como os lagos de várzea e os grandes e pequenos rios. Assim como existem flutuações temporais do zooplâncton decorrentes das variações do nível da água, comuns da região (Bozelli, 1994). Os corpos d'água amazônicos sofrem constantemente alterações nas concentrações de sólidos em suspensão, do oxigênio dissolvido e de nutrientes devido aos pulsos de inundação e a consequente entrada de material alóctone. A variação sazonal na profundidade da água causada pelas enchentes e vazantes é um dos fatores mais importantes na determinação da distribuição, comportamento e diversidade das espécies presentes nos ambientes aquáticos amazônicos, principalmente devido às alterações na disponibilidade de alimento e de habitats favoráveis aos seus desenvolvimentos (Saint Paul et al., 2000).

Diversos estudos sobre diferentes aspectos do zooplâncton já foram desenvolvidos na bacia amazônica, principalmente aqueles relacionados com a descrição de novas espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda, com a composição taxonômica das comunidades e a dinâmica das populações. Entre estes estudos, a

maioria foi desenvolvida sobre o zooplâncton de lagos (Koste, 1972; Brandorff, 1972, 1973a e 1973b; Koste, 1974; Andrade e Brandorff, 1975; Brandorff, 1976; 1978; Brandorff e Andrade, 1978; Hardy, 1980; Carvalho, 1983; Fisher et al., 1983; Koste e Robertson, 1983; Koste et al., 1984; Hardy et al., 1984; Koste e Hardy, 1984; Robertson e Hardy, 1984; Hardy, 1989; Sendacz e Melo-Costa, 1991; Hardy, 1992; Bozelli, 1992; 1994; 2000; Waichman et al., 2002; Keppler, 2003a; 2003b; Keppler e Hardy, 2004; Previatelli et al., 2005; Melo et al., 2006; Maia-Barbosa e Bozelli, 2006; Previatelli e Santos-Silva, 2007; Santos-Silva, 2008; Brandorff e Hardy, 2009; Ghidini e Santos-Silva, 2009; Calixto, 2011; Ghidini e Santos-Silva 2011; Negreiros, 2014). Pouquíssimos estudos foram realizados sobre a comunidade dos rios amazônicos (Brandorff, 1972; 1973a; 1976; Cipolli e Carvalho, 1973; Andrade e Brandorff, 1975; Brandorff, 1978; Brandorff et al., 1982; Koste e Hardy, 1984; Robertson e Hardy, 1984; Sendacz e Melo-Costa, 1991; Bozelli, 1992; Brito, 2008; Santos-Silva, 2008; Arantes-Junior, 2011). Além disso, outros poucos trabalhos foram realizados em reservatórios construídos na região, sendo estes relacionados à descrição, composição taxonômica e variação longitudinal das espécies (Robertson, 1980 e 1981; Santos-Silva et al., 1989; Espíndola et al., 2000) e outros visando o conhecimento de padrões da colonização e evolução das comunidades planctônicas nesses ecossistemas artificiais (Falótico, 1993; Moreno, 1996).

De uma maneira geral, considerando a enorme área da região Amazônica brasileira e a quantidade de ecossistemas aquáticos que esta apresenta, os trabalhos sobre a comunidade zooplânctônica na região podem ser considerados escassos, mas de grande relevância para o conhecimento da biodiversidade presente nesses corpos d' água. Considerando tanto os lagos como os rios amazônicos já estudados, a maior riqueza de espécies é verificada para o grupo Rotifera, sendo os maiores valores registrados no rio Nanhúma com 145 espécies (Brandorff et al., 1982) e no lago Camaleão com 148 e 175 espécies (Koste e Robertson, 1983 e Koste, 1974, respectivamente). No total são conhecidas cerca de 250 espécies de rotíferos para a região Amazônica (Robertson e Hardy, 1984). A composição das espécies de rotíferos registradas nos estudos acima mencionados é semelhante à de outros corpos d' água da região Amazônica como a do rio Orinoco e da lagoa de Punta Vista na Venezuela (Vasquez, 1984; Medina e Vasquez, 1988) e de outras regiões tropicais como verificado em diferentes ecossistemas de água doce do Sri Lanka (Fernando, 1980). Para todos

estes ecossistemas tropicais são verificadas maiores riquezas para as famílias Brachionidade, Lecanidade e Trichocercidade.

Entre os Cladocera a maioria dos trabalhos citados para a região Amazônica indica a predominância de espécies da família Bosminidade (*Bosmina hagmanni*, *Bosminopsis deitersi* e *Bosminopsis brandorffi*, sendo este último endêmico da região), como também dos gêneros *Ceriodaphnia* (*Ceriodaphnia cornuta*), *Diaphanosoma* (*D. birgei*, *D. polyspina* e *D. fluviatile*) e *Moina* (*M. minuta* e *M. reticulata*). Além da espécie *Holopedium amazonicum*, de ocorrência rara e de regiões tropicais e a baixa ocorrência do gênero *Daphnia*. Esse mesmo padrão também foi observado por Fernando (1980) em regiões tropicais e por Vasquez e Rey (1989), Twombly e Lewis (1987) e Hamilton et al. (1990) na região Amazônica da Venezuela. A maior riqueza registrada para os cladocéros foi de 56 espécies no Lago Cuniã, localizado no estado de Rondônia (Negreiros, 2013).

O grupo Copepoda geralmente é composto por um menor número de espécies, sendo comum a ocorrência de 1 a 5 calanóides e de 1 a 3 espécies de ciclopóides em um corpo d' água (Robertson e Hardy, 1984). Dentro da Ordem Cyclopoida o padrão apresentado para a composição de espécies é mais comum a de outras regiões brasileiras. Merece destaque a espécie *Oithona amazonica* que é considerada dominante por toda a bacia e considerada endêmica (Dussart, 1894). Para a ordem Calanoida o endemismo é mais forte, sendo comum a ocorrência dos gêneros *Dactyloidiaptomus* e *Rhacodiaptomus* apenas na região Amazônica (Dussart, 1984; Santos-Silva et al., 1989).

Os protozoários e também outros grupos constituintes do meroplâncton na maioria das vezes são excluídos dos estudos taxonômicos da comunidade zooplânctônica e isso foi verificado nos trabalhos realizados na bacia Amazônica. No entanto, alguns desses têm evidenciado a presença de protozoários ciliados e testáceos, bem como a presença de larvas de Insecta (*Chaoborus*, Chironomidae), dos microcrustáceos Conchostraca e Ostracoda e ainda do Filo Turbellaria com grande frequência em ecossistemas amazônicos ricos em detritos orgânicos (Moreno, 1996; Arantes-Junior, 2011; Negreiros, 2014).

Apesar da composição de espécies zooplânctônicas ser geralmente típica e com um relevante endemismo em ecossistemas aquáticos amazônicos, as densidades numéricas registradas para os indivíduos variam de acordo com as condições ambientais do sistema. Como já mencionado, além da natureza química do ecossistema envolvido,

os pulsos de inundação e a conseqüente alteração do nível da água estabelece os fatores determinantes da distribuição da comunidade zooplanctônica. Estes envolvem os processos de estabilidade ou mistura da coluna d' água, propiciando diferentes temperaturas e intensidades de vazões afluentes (Moreno, 1996). Hardy (1980), comparando as densidades de cladóceros, rotíferos e copépodos em lagos de águas brancas e águas negras, registrou redução numérica para esses grupos durante as águas altas nos lagos de água branca e elevações de suas abundâncias durante o mesmo período nos lagos de água preta. Durante as águas altas houve um incremento de trofia nos lagos de água preta, favorecendo as populações. Contudo, nos lagos de água branca, já naturalmente ricos em material em suspensão, durante as águas altas verificou-se maior concentração de partículas minerais, desfavorecendo os filtradores do zooplâncton. Dessa maneira, diferentes padrões são observados, onde maiores valores de densidade são verificados em períodos de águas altas ou águas baixas de acordo com o ambiente. No entanto, de maneira geral, a natureza energética do material em suspensão é quem parece determinar as flutuações nas densidades numéricas dos principais grupos da comunidade zooplanctônica. Assim, sistemas onde a inundação garante grandes quantidades de sólidos argilosos propiciam a obstrução mecânica dos aparatos filtradores de grandes crustáceos (*Daphnia* e calanóides), causando diminuição de suas densidades. De maneira oposta, um aumento do material em suspensão orgânico, geralmente vindos da ressuspensão de sedimentos ou de origem alóctone, favoreceria os filtradores mais especializados (Brandorff e Andrade, 1978).

As colocações a respeito do zooplâncton da bacia Amazônica deixam claro que a complexidade dos ecossistemas aquáticos certamente reflete sobre o comportamento e diversidade das espécies. Dessa forma, o alagamento de grandes áreas florestais tropicais na região, ocasionada pela interrupção dos cursos de rios por barragens de usinas hidrelétricas, com ou sem a formação de grandes reservatórios de água, podem alterar significativamente a dinâmica específica da comunidade zooplanctônica dos corpos d'água amazônicos. Enquanto em reservatórios de outras regiões já existe uma quantidade de informações que permite uma satisfatória compreensão desses aspectos, na Amazônia, apesar de monitoramentos intensivos serem realizados, pouco se conhece sobre as reais relações ecológicas envolvidas durante o represamento dos rios e poucas informações são disponíveis e divulgadas em trabalhos científicos. Podem ser citados apenas dois estudos realizados na região amazônica brasileira com esse objetivo, os quais são: Falótico (1993) que analisou a ecologia do zooplâncton na fase de

enchimento do reservatório de Samuel, no rio Jamari (Rondônia) e Moreno (1996), cujo trabalho evidenciou a estrutura da comunidade zooplanctônica antes e depois do enchimento do reservatório de Balbina, no rio Uatumã (Amazonas). Em outros países da bacia amazônica, pode ser citado o trabalho de Van der Heide (1982), no qual foi realizado um estudo sobre os efeitos do barramento do rio Suriname (Suriname) e a formação do reservatório de Brokopondo na distribuição do plâncton. Ambos verificaram mudanças da composição e abundância de espécies, estas principalmente observadas pela dominância do microzooplâncton antes do enchimento e de microcrustáceos após o enchimento. Os autores relacionaram essas alterações com as diferenças registradas para a estratificação da água que passa a ocorrer no ambiente represado, causando diminuições do oxigênio dissolvido e sedimentação do material em suspensão rico em detritos e mineral.

Estudos realizados em outras regiões brasileiras e de outros países (Pinel-Alloul et al., 1989; Marzolf, 1990; Campbell et al., 1998; Garrido e Bozelli, 2000; Valadares, 2007; Pedrozo et al., 2012) indicam que o represamento de um rio favorece o desenvolvimento das populações zooplanctônicas, já que estas apresentam taxas de crescimento mais altas em ambientes com características lênticas. De fato, as mudanças nas condições limnológicas na transição do ecossistema lótico para o reservatório, principalmente pela redução do fluxo da água, podem determinar diferentes características da comunidade zooplanctônica. De acordo com Rocha et al. (1999) esta comunidade pode estabelecer assembléias diversificadas em períodos relativamente curtos após o represamento de um rio.

No entanto, para aquelas usinas hidrelétricas que não possuem um reservatório de água, como é o caso da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio construída no rio Madeira e área de estudo do presente trabalho, as condições após o represamento podem ser diferentes das mencionadas nos trabalhos anteriores tanto para a região Amazônica como para outras regiões. Sendo assim, a comunidade zooplanctônica do rio Madeira pode ser usada como uma ferramenta de monitoramento, a fim de se obter melhores esclarecimentos das alterações ambientais provocadas pelas atuais construções de usinas hidrelétricas na região Amazônica.

#### **1.4 Diferentes abordagens em análises de biomonitoramento**

Nos monitoramentos de ecossistemas aquáticos diferentes comunidades biológicas são utilizadas como indicadoras da qualidade ambiental tais como macrófitas, peixes, macroinvertebrados bentônicos, fitoplâncton e zooplâncton. O uso dessas comunidades para medir a qualidade da água se baseia nas respostas de seus organismos em relação ao meio onde vivem. Como os ecossistemas aquáticos estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antropogênicos (Buss et al., 2008).

O uso dos parâmetros biológicos é considerado vantajoso quando comparado ao uso de variáveis físicas e químicas da água, devido ao fato destas últimas registrarem apenas o momento em que foram aferidas, necessitando assim um número maior de análises para um monitoramento eficiente. As comunidades biológicas, por sua vez, integram as condições ambientais durante todo o ciclo de vida dos indivíduos, sendo estes bastante eficientes na detecção tanto de fontes tóxicas pontuais e agudas como de poluentes já crônicos e contínuos (Pratt & Coler, 1976; Metcalfe; 1989; Buss et al., 2003). Contudo, é compreendido que o uso combinado de todos os tipos de variáveis, físicas, químicas e biológicas, tem aumentado o potencial de detecção das causas e da avaliação dos estressores mais comuns dos diferentes tipos de ecossistemas (Buss et al., 2008).

Existem vários níveis de organização biológica usados para a detecção dos impactos ambientais e estes devem ser escolhidos de acordo com a necessidade e o objetivo de cada monitoramento, sendo que para cada um destes é usada uma metodologia adequada. Esses níveis de organização podem ser enumerados como: moleculares (uso de biomarcadores e análises de alterações genéticas); fisiológicos (alterações bioquímicas e morfológicas, taxas de respiração, bioacumulação em tecidos); indivíduos (mortalidade, comportamento, fecundidade, taxas de crescimento); populações (mortalidade; doenças, alterações nas abundâncias); comunidades (perda de espécies, alterações nos índices biológicos como riqueza e diversidade) e ecossistemas (eutrofização, produtividade, decomposição; ciclagem de nutrientes, resistência e resiliência). À medida que a complexidade biológica aumenta, diminuem a rapidez nas respostas e a capacidade de repetição dos resultados, além da maior relevância ecológica e maior aplicabilidade das técnicas em medidas de manejo e conservação (Buss et al., 2008).

No nível de comunidades as análises de biomonitoramento mais comuns são baseadas nas alterações dos padrões de riqueza e abundâncias das espécies, sendo estas



muitas vezes agrupadas em classes, famílias e gêneros de acordo os diferentes grupos taxonômicos analisados. Também são importantes e muito utilizados os diferentes índices de diversidade como: Diversidade de Shannon, Dominância de Simpson e Equitabilidade de Pielou. Embora sejam tradicionalmente bastante utilizados, surgem algumas questões quanto a real necessidade ao uso desses índices biológicos (Cianciaruso et al., 2009). A primeira delas é que estes são ainda estimativas muito grosseiras sobre a estrutura e o funcionamento das comunidades e que há uma enorme perda de informação quando os utilizamos (Webb, 2000; Ricota et al., 2005) Um exemplo seria uma situação onde determinados fatores ambientais repõem uma comunidade anteriormente caracterizada por diferentes gêneros por uma onde a maioria das espécies pertence ao mesmo gênero. Se o número de espécies e a uniformidade das abundâncias dessas espécies forem os mesmos, os índices de riqueza e de diversidade tradicionais não captarão nenhuma alteração na comunidade (Cianciaruso et al., 2009). Sendo assim, uma desvantagem ao uso desses índices se deve justamente ao uso de apenas uma variável para a diferenciação das espécies (abundância), considerando, deste modo, que as espécies são ecologicamente idênticas, ou seja, todas possuem a mesma importância no que diz respeito à quantidade de informação que carregam, não importando sua relevância ecológica para o funcionamento do ecossistema (Magurran, 2004).

Ao refletirmos sobre os processos ecossistêmicos e assumirmos que as espécies possuem grande importância para a manutenção destes, surge outra forma de medida de biodiversidade, a diversidade funcional, que corresponde ao valor das características funcionais presentes em uma comunidade (Tilman et al., 2001). Segundo Petchey e Gaston (2002) a diversidade funcional representa as diferenças entre as espécies baseada na distinção de suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas. Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de traços (características) funcionais que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia dos organismos (Cianciaruso et al., 2009). Espera-se que altos valores de diversidade funcional estejam relacionados com uma melhor utilização dos recursos disponíveis e melhor funcionamento ecossistêmico (Sobral e Cianciaruso, 2012).

Por considerar as características ecologicamente relevantes das espécies, a abordagem funcional é considerada uma variável com boa capacidade de predição de processos e serviços ecossistêmicos e da estrutura das comunidades biológicas (Díaz & Cabido, 2001; McGill et al., 2006; Smith et al., 2013). Atualmente a diversidade

funcional é um conceito utilizado em diversos ambientes e para diversos grupos biológicos, principalmente em comunidades vegetais (Tilman, 1997; Diaz et al., 2007; Cianciaruso et al., 2012; Silva et al., 2013; Laliberté et al., 2013), de aves (Batalha et al., 2010; Hidasi et al., 2012; Gasc et al., 2013) e fitoplanctônicas (Reynolds et al. 2002; Weithoff, 2003; Longhi e Beisner, 2010; Litchman, 2010; Pálffy et al., 2013).

Para a comunidade zooplânctônica muitos trabalhos se concentram na diversidade taxonômica das espécies e poucos avanços foram realizados em relação à abordagem funcional (Barnett et al., 2007). Alguns poucos estudos listaram traços funcionais importantes do zooplâncton, considerando aspectos como alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies (Barnett et al., 2007; Litchman et al., 2013; Vogt et al., 2013). Outro estudo relevante nesse sentido foi realizado por Barnett e Beisner (2007) onde os autores relacionaram a diversidade funcional do zooplâncton com gradientes de estado trófico em lagos canadenses, concluindo que maiores valores de fósforo total levaram a menores valores de diversidade funcional da comunidade. Recentemente Sodré (2014) utilizou a abordagem funcional como ferramenta para compreender os efeitos do pulso de inundação sobre os organismos zooplânctônicos de um lago amazônico e relataram que a variação anual da diversidade funcional zooplânctônica normalmente não segue o mesmo padrão da diversidade taxonômica.

À semelhança da diversidade taxonômica, existem maneiras relativamente simples para quantificar a diversidade funcional. A mais comum e também a mais antiga é dada pelo número de grupos funcionais presentes em uma comunidade (Tilman et al. 1997, Díaz & Cabido 2001), ou seja, a riqueza de grupos funcionais. Nessa abordagem, as espécies são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro de um mesmo grupo sejam mais similares entre si do que com espécies de grupos diferentes. Contudo, a diversidade funcional também pode ser expressa através de medidas que quantifiquem diferentes aspectos, como características contínuas, categóricas e as abundâncias das espécies, considerando as uniformidades destas e também o modo como estas estão agrupadas em um espaço funcional (Laliberté & Legendre, 2010). Para isso são utilizados diferentes índices, os quais estão associados à análise da distribuição das características funcionais numa comunidade e relacionados às semelhanças e diferenças funcionais entre as espécies dentro dessa comunidade (Cadotte, 2011).

A diversidade funcional representa, portanto, um novo enfoque para a medição da diversidade em comunidades biológicas, o que não representa uma substituição aos índices taxonômicos e sim um complemento aos mesmos para um efetivo monitoramento dos ecossistemas (Vandewalle et al., 2010). A avaliação de mudanças funcionais das comunidades em conjunto com a composição de espécies pode ser um grande passo em direção à compreensão da relação entre padrões ecológicos, práticas de manejo e produção de serviços ecossistêmicos (Mason et al., 2005, Petchey et al., 2007).

Embora as análises de todos esses parâmetros sejam essenciais para o melhor entendimento dos ecossistemas, o que muitas vezes percebemos é que eficientes programas de monitoramento demandam tempo, recursos financeiros e taxonomistas treinados e atualizados (Lovett et al., 2007). Muitas das vezes, na prática, apenas alguns grupos biológicos ou apenas variáveis físico-químicas são avaliadas e os resultados são extrapolados para todo o ecossistema (Paavola et al., 2006). Nesse caso, considera-se que as comunidades respondem de maneira similar às alterações ambientais e que pode ser usado um ou outro grupo específico como indicador (Paszowski e Tonn, 2000) e ignora-se a teoria de que cada grupo ou espécie apresenta requerimentos ambientais diferenciados (Hutchinson, 1957).

De fato, como uma forma de apresentar resultados mais rápidos em monitoramentos ambientais o termo grupos substitutos (*surrogates*) tem sido usado pressupondo a existência de concordância entre diferentes assembleias biológicas, bem como entre diferentes níveis taxonômicos e numéricos. Um elevado nível de concordância, ou seja, elevado nível de similaridade entre as estruturas das assembleias de diferentes grupos taxonômicos, permitiria o uso de apenas um grupo em estudos de impactos ambientais (Paszowski e Tonn, 2000; Heino 2010). Por exemplo, se a composição de espécies de um determinado grupo taxonômico representa a variabilidade da composição de outro grupo, áreas impactadas podem ser identificadas por qualquer um dos grupos concordantes. Isso resolveria algumas dificuldades e limitações de tempo e recursos necessários em trabalhos que abrangem um grande número de variáveis (Heino 2010; Bini et al., 2008).

Além disso, devido à grande complexidade para a identificação da maioria dos grupos alguns trabalhos têm sugerido o uso de menores resoluções taxonômicas, em estudos de biomonitoramento, implicando em menor dependência de taxonomistas especializados e na diminuição do tempo gasto para a realização das análises das

comunidades biológicas (Cottingham e Carpenter 1998; Wunsam et al., 2002; Olsgard e Somerfield 2000; Waite et al., 2004; Guzmán-Alvis e Carrasco, 2005; Passy e Legendre, 2006; Heino e Soininen, 2007; Carneiro et al., 2010; Giehl et al., 2014). O uso de menores resoluções taxonômicas é conhecido como suficiência taxonômica, a qual está relacionada ao uso de níveis superiores de classificação como classes, famílias e gêneros em detrimento do uso da menor resolução taxonômica existente, o nível das espécies, pressupondo que os diferentes níveis sejam concordantes e possam ser usados como “*surrogates*” (Khan, 2006). Isso se torna possível quando a identificação dos indivíduos em níveis mais altos não implique em perda de informação, ou seja, é necessário que o padrão obtido pelos dados gerados pelas espécies seja similar ao padrão obtido pelos dados gerados por níveis taxonômicos superiores, como por exemplo, famílias e gêneros (Khan, 2006; Heino e Soininem, 2007).

Além da suficiência taxonômica, outro tópico relacionado aos programas de biomonitoramento refere-se à utilização de dados quantitativos e/ou qualitativos das comunidades analisadas, conhecido como suficiência numérica (Heino, 2014). A suficiência numérica visa analisar qual método seria mais informativo em estudos ambientais. Normalmente, os dados quantitativos são mais utilizados em função dos dados qualitativos, pois acredita-se que as variações nas abundâncias dos indivíduos em diferentes gradientes ambientais retêm maiores informações a respeito das relações entre comunidade-ambiente que os dados de presença e ausência das espécies (Cushman e McGarigal, 2004; Heino, 2014). No entanto, alguns trabalhos têm mostrado que as respostas adquiridas usando as duas metodologias são similares e que o uso dos dados de composição de espécies podem ser usados como alternativa para reduzir o tempo de processamento das amostras (Carneiro et al., 2010; Heino et al., 2010; Landeiro et al., 2012).

Diante dessas diferentes questões quanto à eficiência dos programas de biomonitoramento, o passo mais importante é reconhecer a relevância de cada abordagem e decidir quando usar um método particular (Ciacciaruso et al., 2009). A melhor abordagem vai depender do contexto do trabalho, da comunidade biológica em questão e provavelmente muitas diferenças irão surgir para os diversos tipos de ecossistemas (Münkemüller et al., 2012).

## 1.5 Justificativa

O crescente interesse mundial pela região Amazônica tem levantado diversas questões. Dentre estas se encontram as de interesse ecológico para a conservação e manutenção dos recursos naturais da região que muitas vezes podem ser as condições pelas quais outras questões poderiam ser resolvidas e até mesmo evitadas, como por exemplo, problemas sociais decorrentes de bruscas alterações da paisagem. A busca do desenvolvimento sustentável diante da exploração dos recursos minerais, animais e vegetais e da utilização de seu grande potencial energético, exige um conhecimento amplo da complexa estrutura funcional dos ecossistemas amazônicos.

O conhecimento ecológico da região torna-se relevante quando nos deparamos com os diferentes exemplos de impactos ambientais e sociais já verificados após anos de desmatamento, de atividades agrícolas e pecuárias e de construções de hidrelétricas e rodovias com um mínimo de cuidado ou ausência de legislação adequada. Os estudos de impactos ambientais atualmente exigidos para a concessão de licenças de instalação e de operação para empreendimentos potencialmente poluidores têm ajudado na redução desses impactos. No entanto, muitos destes estudos não são disponibilizados e muitos se tornam desconhecidos tanto pelo meio científico, como pela sociedade.

Nesse sentido, o presente trabalho foi desenvolvido como parte dos resultados obtidos pelo “Programa de Monitoramento Limnológico e de Macrófitas Aquáticas” realizado pela Ecology Brasil e Santo Antônio Energia durante a construção da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio, no estado de Rondônia. Um trabalho desse porte seria totalmente inviável levando-se em conta as condições financeiras das instituições de pesquisa no Brasil. Trata-se de um trabalho altamente relevante dentro do atual contexto ambiental do país, onde questões relacionadas aos verdadeiros benefícios e prejuízos das construções de usinas hidrelétricas ainda são controversas.

Poucos estudos foram realizados com o objetivo de comparar as características limnológicas e a comunidade zooplânctônica de ecossistemas represados na Amazônia. Os trabalhos existentes sobre essa comunidade tanto dos rios como dos reservatórios da região são predominadas por estudos taxonômicos. Apesar de sua enorme importância, estudos integrados buscando as relações ecológicas contidas nos ecossistemas são fundamentais. Estudos nesse aspecto foram realizados na década de 90 nas Usinas Hidrelétricas de Samuel (Falótico, 1993) e de Balbina (Moreno, 1996). Essas usinas são caracterizadas pelas barragens tradicionais, onde um grande reservatório de água é

acumulado. O estudo realizado na UHE de Santo Antônio busca informações a respeito de outro tipo de barragens atualmente construídas na região Amazônica e caracterizadas pelo funcionamento do tipo fio d' água, ou seja, com a formação de pequenos reservatórios ou com a ausência do acúmulo de água. Acredita-se que esse tipo de usina hidrelétrica possa causar menores impactos, já que mantêm as características hidrológicas dos rios.

Tendo como base a busca pelas relações entre variáveis bióticas e abióticas dos rios localizados na bacia do rio Madeira, pretendeu-se contribuir para a diminuição de lacunas existentes na compreensão dos padrões da distribuição espacial e temporal do zooplâncton desses rios em condições naturais e posteriormente alterados pela construção de usinas hidrelétricas. Além disso, buscou-se contribuir para o melhor entendimento de diferentes tipos de abordagens, como o uso da diversidade funcional da comunidade zooplânctônica, um novo enfoque para as análises de biomonitoramento em complemento aos métodos já usualmente tradicionais focados na diversidade taxonômica, e ainda o uso de alternativas mais fáceis, focadas em grupos substitutos (“*surrogates*”), visando o menor custo e menor tempo gasto durante as análises do zooplâncton em estudos de longa duração.

O conhecimento dos processos naturais que controlam e ainda mantêm o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos amazônicos poderão servir de base para a tomada de decisões futuras de planejamentos hidrelétricos na região. A concretização de um trabalho que possa acrescentar informações científicas durante uma fase única e fundamental de um reservatório artificial é de extrema relevância para as questões ainda não resolvidas nesses ecossistemas.

## 2. Objetivos e Hipóteses

---

### 2.1 Objetivo Geral

Analisar a estrutura da comunidade zooplanctônica do rio Madeira e de seus tributários por meio de diferentes abordagens e verificar possíveis alterações durante as fases da implantação da barragem da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Identificar a composição da comunidade zooplanctônica do rio Madeira e de seus tributários e fazer uma revisão de literatura sobre as espécies zooplanctônicas já registrados em toda a Bacia Amazônica.
- Analisar os aspectos limnológicos do rio Madeira antes e depois do enchimento do reservatório do tipo fio d' água e comparar com outros reservatórios tropicais do tipo acumulação.
- Analisar as possíveis relações ecológicas entre a comunidade zooplanctônica e as variáveis abióticas e hidrológicas registradas para os rios.
- Analisar e comparar os diferentes padrões da comunidade zooplanctônica durante as fases do empreendimento da UHE de Santo Antônio por meio de abordagens taxonômicas e funcionais.
- Verificar se o uso de grupos substitutos e de menores resoluções taxonômicas e numéricas são válidos para o biomonitoramento da comunidade zooplânctônica amostrada nos rios amazônicos.

### 2.3 Hipóteses

- A composição da comunidade zooplanctônica do rio Madeira e de seus tributários é semelhante à de outros rios amazônicos de águas brancas, mas difere daquela dos rios de águas claras e pretas, com a presença de espécies endêmicas com o tipo de água.

- As alterações limnológicas verificadas para o rio Madeira após o enchimento do reservatório de Santo Antônio serão de menores proporções quando comparadas com os reservatórios de acumulação.
- Assim como para as alterações limnológicas, haverá reduzidas alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica após o enchimento do reservatório.
- As abordagens funcionais poderão ser usadas para as análises da comunidade zooplanctônica e servirão como um complemento aos índices tradicionais de diversidade taxonômica.
- O uso de grupos substitutos e o uso de menores resoluções taxonômicas e numéricas não serão eficazes para as análises da comunidade zooplanctônica, já que esta é composta por diferentes grupos taxonômicos, os quais podem responder de diversas maneiras às variações dos parâmetros abióticos.



## 3. Materiais e Métodos Gerais

---

### 3.1 Descrição da área de estudo

A área de estudo pertence à sub-bacia hidrográfica do rio Madeira e situa-se na região noroeste do estado de Rondônia, próximo à cidade de Porto Velho. A cachoeira de Santo Antonio localiza-se na porção média de um trecho que se estende por cerca de 300 Km no rio Madeira e é o local selecionado para a construção da barragem da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio, distante aproximadamente 7 Km de Porto Velho (Figura 3.1-1).

Pelas suas características físicas, pode-se dividir o curso total do sistema hidrográfico do rio Madeira em três trechos distintos (Furnas, 2005):

- Alto Madeira, constituído praticamente pelos formadores;
- Médio Madeira, incluindo o trecho das cachoeiras, entre Guajará Mirim e a cachoeira de Santo Antônio;
- Baixo Madeira, da cachoeira de Santo Antônio até a foz.

Denomina-se Alto Madeira a grande ramificação dos seus formadores, sendo difícil determinar qual destes pode ser considerado como o tronco principal do rio Madeira. O maior em comprimento é o rio Mamoré, porém o mais caudaloso é o rio Beni. Todos eles nascem em altitudes elevadas e correm inicialmente com acentuada declividade em leitos encachoeirados. Descendo aos terrenos planos, tornam-se tortuosos, com aumentos locais de declividade decorrentes da presença de pequenas corredeiras, bancos de areia e ilhas de aluvião que diminuem as suas seções transversais.

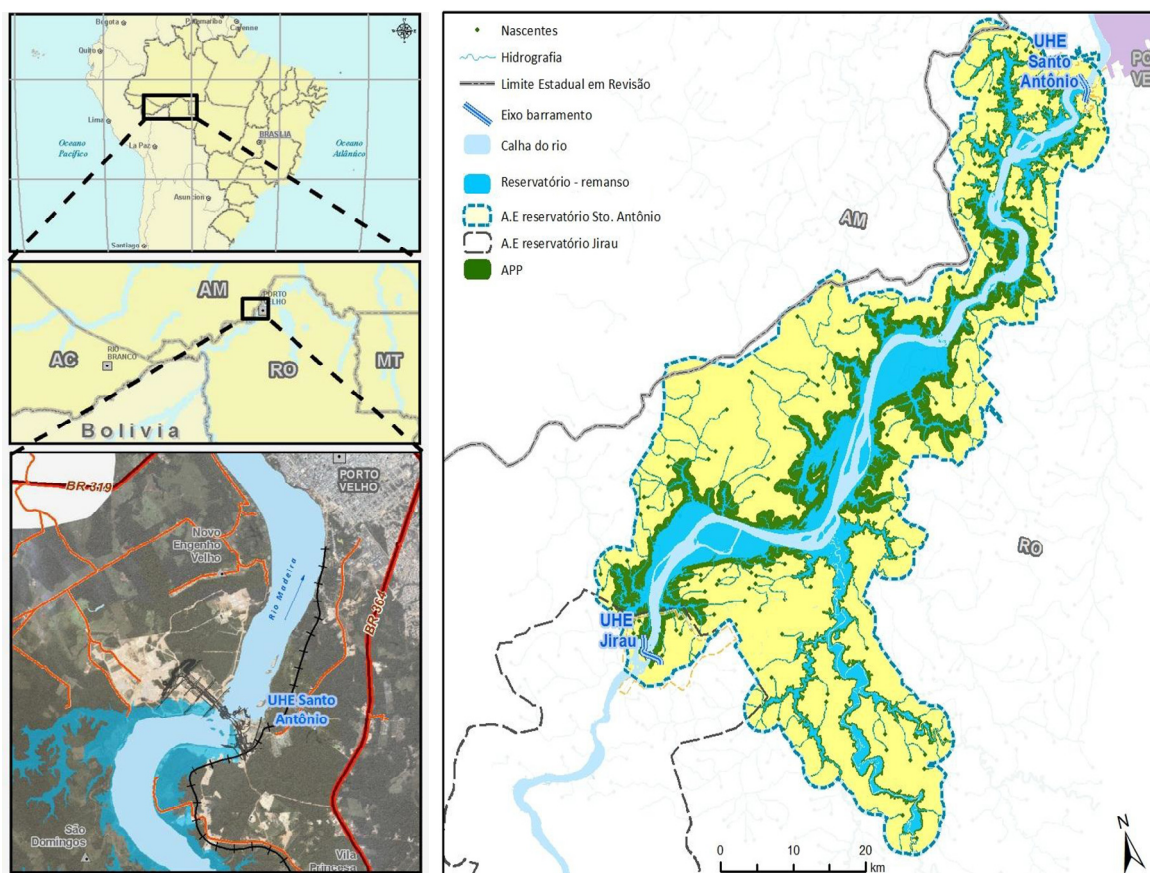
O médio Madeira localizado no trecho das cachoeiras inicia-se logo a jusante da cidade de Guajará-Mirim e termina a montante de Porto Velho, na cachoeira de Santo Antônio. O comprimento deste trecho, incluindo um trecho de 20 Km ainda no rio Mamoré, é da ordem de 360 Km, com um desnível total de 70 m, ao longo do qual apresenta 18 cachoeiras ou corredeiras. O trecho do médio Madeira analisado no presente trabalho, que vai da jusante da cachoeira de Jirau até a cachoeira de Santo Antônio apresenta cachoeiras importantes como a de Morrinhos e o Salto do Teotônio.

O baixo Madeira inicia-se na cachoeira de Santo Antônio e estende-se até sua foz, no rio Amazonas. A extensão desse trecho é da ordem de 1.100 Km, com um desnível total aproximado de 19 m.

A região da área de estudo possui um clima predominantemente Tropical Chuvoso (Aw de acordo com a classificação de Köppen) com média anual de temperatura do ar em torno de 24 °C e 26 °C, com temperatura máxima entre 30 °C e 34 °C, e mínima entre 17 °C e 23 °C. A região, portanto, apresenta pequena amplitude térmica anual e notável amplitude térmica diurna, especialmente no inverno. A média anual da umidade relativa do ar varia de 80% a 90% no verão, e em torno de 75%, no outono - inverno. Em relação à precipitação pluviométrica, a média anual fica em torno de 1.400 a 2500 mm e mais de 90% desta ocorre na estação chuvosa. Para os meses de junho, julho e agosto a média da precipitação é inferior a 20 mm/mês (Goulding et al., 2003).

O regime hidrológico do rio Madeira, fortemente influenciado pelo clima da região Andina do leste da Bolívia, é caracterizado por uma sazonalidade bem definida. A variação entre o pico de água alta e água baixa oscila entre 15,4 e 21,8 m (Goulding et al., 2003). O volume de água do Madeira é elevado com descarga anual média de 29.000 m<sup>3</sup>/s na foz, valores máximos de 40.000 m<sup>3</sup>/s na cheia e mínimos de 4.000 m<sup>3</sup>/s na vazante (Ferreira et al., 1988).

Inserida no domínio da Floresta Amazônica, a área de estudo apresenta características bem diferenciadas. Existem trechos mais preservados, principalmente associados a Unidades de Conservação, e outros onde as florestas foram parcialmente derrubadas, formando fragmentos rodeados por pastagens ou culturas agrícolas. Na área preservada, encontram-se dois tipos de Unidades de Conservação: as de Uso Sustentável, como a Reserva Extrativista Jacy-Paraná, a Floresta Nacional Bom Futuro (ambas na margem direita do rio Madeira), a Floresta Estadual de Rendimento Sustentável Rio Vermelho C (margem esquerda) e a Área de Preservação Ambiental do Rio Madeira (localizada logo depois do eixo da UHE Santo Antônio); e as de Proteção Integral, como o Parque Nacional Mapinguari e a Estação Ecológica Serra dos Três Irmãos, ambas localizadas na margem esquerda do rio Madeira, já nas proximidades do UHE de Jirau (Pacuera, 2012).



**Figura 3.1-1.** Mapa de localização da área de estudo, mostrando a localização do rio Madeira e da barragem da UHE de Santo Antônio, com destaque para a cidade de Porto Velho localizada no estado de Rondônia (RO).

### 3.2 Local e época das amostragens



Para a execução dos trabalhos de campo foram estabelecidos oito pontos distribuídos ao longo do rio Madeira, sendo cinco localizados a montante (M) da barragem da UHE de Santo Antonio e três a jusante (J). E seis pontos constituindo os tributários do rio Madeira: Caripuna (CAR), Caracol (CRC), Jaci-Paraná (JAC), Jatuarana (JAT), Belmont (BEL) e Jamari (JAM) (Figura 3.2-1).


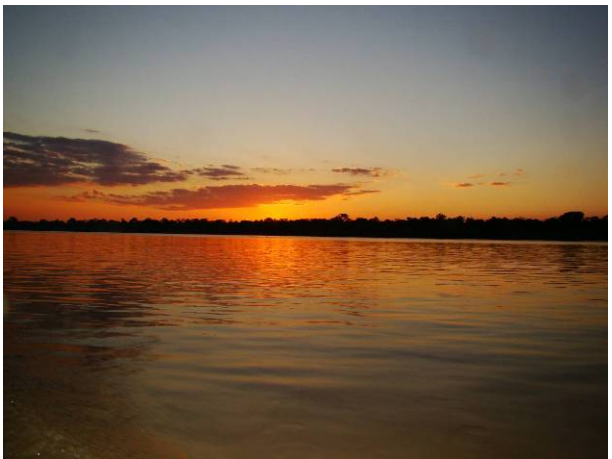

As amostragens foram realizadas trimestralmente entre outubro de 2009 e julho de 2013, durante as fases da implantação da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio no rio Madeira. Os dois primeiros anos foram representados pelas fases de instalação 1 (INS1) e instalação 2 da barragem (INS2), o terceiro ano pela fase de enchimento e estabilização do reservatório (EnEs) e o quarto ano pela fase de operação da usina (OP).




A periodicidade trimestral das amostragens foi planejada em função dos períodos característicos do ciclo hidrológico anual dos rios amazônicos, sendo estes divididos em: Águas baixas (AB), Enchente (E), Águas altas (AA) e Vazante (V).





Os códigos, as coordenadas e uma breve descrição de cada ponto amostrado estão apresentados na Tabela 3.2-1.



**Tabela 3.2-1.** Vista geral e descrição da localização dos pontos amostrados no rio Madeira e nos tributários, com seus respectivos códigos e coordenadas geográficas.

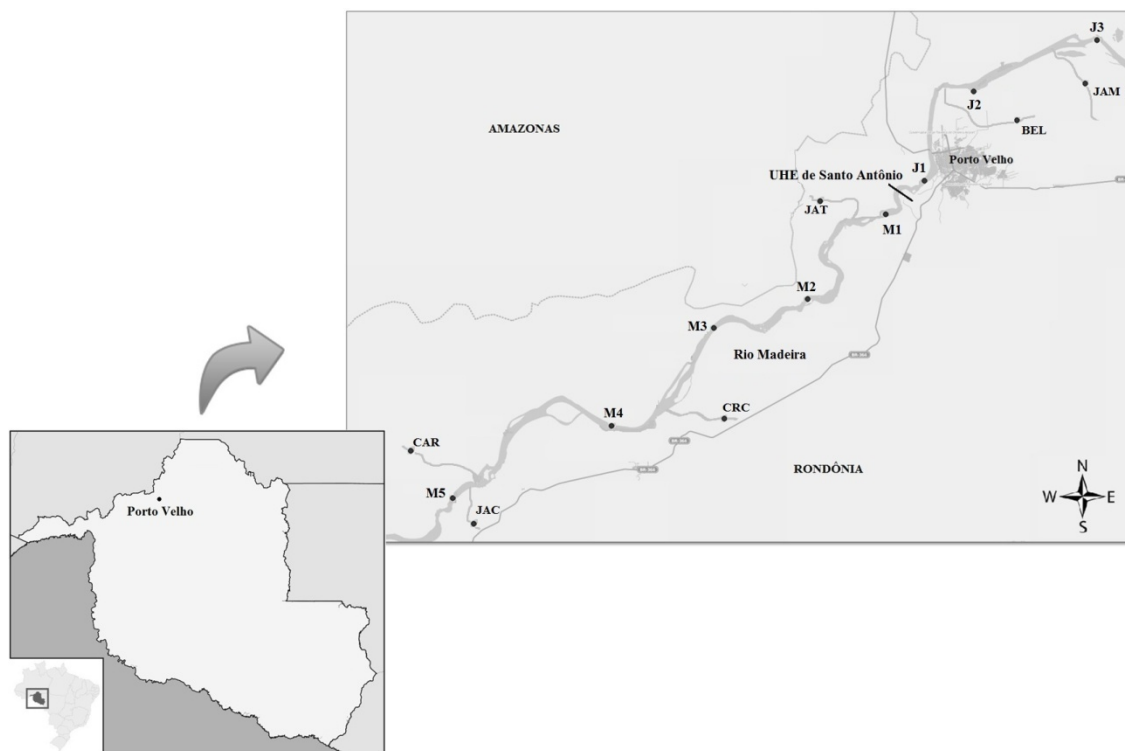
|           | <b>Descrição dos pontos amostrados no rio Madeira e nos tributários:</b>  | <b>Fotos dos pontos amostrados:</b>  |
|-----------|---|--|
| <b>M5</b> | <p>Localizado no rio Madeira, a jusante da cachoeira Jirau, sendo este o ponto mais a montante da barragem da UHE de Santo Antônio.</p> <p>(9°12'39" S / 64°37'15" W)</p> |   |
| <b>M4</b> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 10 km à montante da foz do rio Jaci-Paraná.</p> <p>(9°10'25" S / 64°28'39" W)</p>  |  |

|                  |  |  |
|------------------|--|--|
| <p><b>M3</b></p> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 20 Km a jusante da desembocadura do rio Jaci-Paraná e 30 Km a montante do ponto M2.</p> <p>(9°01'39" S / 64°16'44" W)</p>   |    |
| <p><b>M2</b></p> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 10 Km a montante do eixo da barragem da UHE Santo Antônio</p> <p>(8°55'36" S / 64°04'56" W)</p>   |   |
| <p><b>M1</b></p> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 8 Km a montante do eixo da barragem da UHE Santo Antônio. Nesse ponto pretende-se avaliar toda a contribuição hidroquímica a montante dessa cachoeira e do reservatório da UHE de Santo Antônio. É um ponto onde certamente todo o volume de água do rio Madeira encontra-se sob forte mistura, em consequência não apenas do grande desnível do leito do rio até este local, mas também pela vigorosa influência da cachoeira de Santo Antônio, a maior em todo o percurso do rio Madeira.</p> <p>(8°50'31.50" S / 63°59'42.30" W)</p> |  |

|  |  |  |
|--|--|--|
| <p style="text-align: center;"><b>J1</b></p> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 3 Km a jusante do eixo da barragem da UHE Santo Antônio. Nesse ponto será realizada a avaliação limnológica de toda a água vertida do reservatório da hidrelétrica. É também um ponto de forte mistura da coluna de água, totalizando do ponto M5 até aqui, cerca de 20 m de desnível.</p> <p style="text-align: center;">(8°47'17.50" S / 63°55'53" W)</p> |    |
| <p style="text-align: center;"><b>J2</b></p> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 25 Km a jusante do eixo da barragem da UHE Santo Antônio. É o início do baixo rio Madeira, trecho característico de um rio de planície.</p> <p style="text-align: center;">(8°38'34" S / 63°51'01" W)</p>   |   |
| <p style="text-align: center;"><b>J3</b></p> | <p>Localizado no rio Madeira, cerca de 20 Km a jusante da foz do rio Jamarí e 113 Km a jusante do eixo da barragem da UHE Santo Antônio.</p> <p style="text-align: center;">(8°18'33" S / 63°23'32" W)</p>   |  |

|   |   |  |
|---|---|--|
| <p style="text-align: center;"><b>CAR</b></p> | <p>Localizado no rio Caripuna, cerca de 1 Km a montante da desembocadura desse rio na margem esquerda do rio Madeira. A foz desse rio está cerca de 30 Km a jusante da cachoeira Jirau.</p> <p style="text-align: center;">(9°11'43" S / 64°37'25" W)</p>     |    |
| <p style="text-align: center;"><b>JAC</b></p> | <p>Localizado no rio Jaci-Paraná, cerca de 15 Km a montante de sua foz.</p> <p style="text-align: center;">(9°17'20" S / 64°23'53" W)</p>   |   |
| <p style="text-align: center;"><b>CRC</b></p> | <p>Localizado no rio Caracol, cerca de 1 Km a montante de sua foz. A sua desembocadura, na margem direita do rio Madeira, está a cerca de 2 Km a jusante de confluência do rio Jaci-Paraná.</p> <p style="text-align: center;">(9°11'48" S / 64°22'29" W)</p> |  |
| <p style="text-align: center;"><b>JAT</b></p> | <p>Localizado no igarapé Jatuarana, cerca de 1 Km a montante de sua foz. A sua desembocadura, na margem esquerda do rio Madeira, está a cerca de 3 Km a jusante da cachoeira do Teotônio.</p> <p style="text-align: center;">(8°49'46" S / 64°02'58" W)</p>   |  |

|                   |   |   |
|-------------------|---|---|
| <p><b>BEL</b></p> | <p>Localizado no igarapé Belmont, cerca de 200 m a montante de sua foz. A foz desse igarapé está a cerca de 30 Km a jusante da cachoeira de Santo Antônio e 2 Km abaixo do ponto J2 na margem direita do rio Madeira.</p> <p>(8°38'13" S / 63°52'02" W)</p> |   |
| <p><b>JAM</b></p> | <p>Localizado no rio Jamari, cerca de 10 Km a montante de sua desembocadura no rio Madeira. O rio Jamari desemboca na margem direita do rio Madeira, cerca de 90 Km a jusante da cachoeira de Santo Antônio.</p> <p>(8°35'56" S / 63°48'21" W)</p>          |  |



**Figura 3.2-1.** Mapa com a localização dos pontos de amostragem, com destaque para a cidade de Porto Velho localizada no estado de Rondônia (RO) e para a barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) de Santo Antônio.



### **3.3 Climatologia e Hidrologia**

#### **3.3.1 Precipitação Pluviométrica**

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos na estação climatológica de Porto Velho, a partir do portal da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental de Rondônia - SEDAM/RO (Banco de dados meteorológicos).

#### **3.3.2 Cota e vazão**

Os dados de cota e de vazão do rio Madeira foram obtidos junto à Agência Nacional da Águas (ANA) na estação de Porto Velho (Estação 15400000). A partir desses dados foi calculado o tempo de residência da água para o período amostrado através da seguinte fórmula:

$$Tr = V/86400 \times Q$$

onde:

Tr = tempo de residência

V= volume (m<sup>3</sup>)

86400 = fator de conversão para segundos

Q = vazão média (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)

### **3.4 Variáveis físicas, químicas e biológicas**

As análises das variáveis físicas, químicas e biológicas realizadas estão sumarizadas na Tabela 1, juntamente com suas respectivas metodologias e equipamentos.

A metodologia adotada para a medida das variáveis pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água foi a da realização de medidas “in situ”, com sonda multiparamétrica da marca Yellow Springs. A transparência da água foi determinada pela leitura do desaparecimento visual do Disco de Secchi. Para se calcular o limite da zona eufótica (1%) foi multiplicado o valor médio da transparência da água, obtido pela visibilidade do Disco de Secchi pelo coeficiente empírico igual a 2,7 (Margalef, 1983). As análises de nutrientes, sólidos

totais e clorofila *a* foram realizadas de acordo com metodologias específicas (Golterman et al., 1978, Mackereth et al., 1978; Teixeira et al., 1965; Nush, 1980).

**Tabela 3.44-1.** Relação das variáveis físicas, químicas e biológicas e respectivos métodos/equipamentos utilizados no estudo limnológico do rio Madeira e seus tributários, estado de Rondônia.

| <b>Variáveis</b>                                 | <b>Método/Equipamento</b>                   |
|--|---|
| Profundidade (m)                                 | Ecobatímetro                                |
| Transparência (m)                                | Disco de Secchi                             |
| Temperatura da água (°C)                         | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica    |
| Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica    |
| Potencial hidrogeniônico (pH)                    | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica    |
| Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )       | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica    |
| Turbidez (NTU)                                   | Nefelométrico - turbidímetro                |
| Sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ )            | Gravimétrico a 180° C                       |
| Nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )        | Digestão com persulfato/espectrofotométrico |
| Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )           | Digestão com persulfato/espectrofotométrico |
| Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )      | Filtração / Maceração / Espectrofotométrico |

### 3.5 Comunidade zooplanctônica

#### 3.5.1 Análises qualitativas e quantitativas

Para a análise qualitativa e quantitativa dos organismos zooplanctônicos foram coletados 200 L de água com uma bomba de sucção marca Sthill, modelo P-835, filtrados em rede de 68  $\mu\text{m}$  de abertura de malha e fixados com formol na concentração final de 4%.

As análises qualitativas e quantitativas foram realizadas sob microscópio estereoscópico da marca Leica® modelo MZ6 com aumento de até 50 vezes e microscópio óptico da marca Zeiss®, com câmara clara e com aumento de até 1000 vezes, ambos com ocular milimetrada. As densidades das espécies foram estimadas (indivíduos  $\text{m}^{-3}$ ) por meio de contagem dos indivíduos em câmaras de Sedgewick-Rafter (Rotifera e protozoários) e de contagens de sub-amostras de volumes variáveis em placas de acrílico sob microscópio estereoscópico (Cladodera, Copepoda e

meroplâncton). Para cada amostra, sub-amostras foram analisadas até que nenhuma nova espécie fosse encontrada, o que no caso das espécies raras incluiu toda a amostra.

A identificação dos indivíduos foi realizada utilizando-se bibliografia especializada (Smirnov, 1974; Koste, 1978; Koste e Robertson, 1983; Reid, 1985; Koste e Shiel, 1986; Shiel e Koste, 1992; 1993; Nogrady et al., 1993; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Santos-Silva et al., 1989; Sinev, 2001; Nogrady e Segers, 2002; Segers e Shiel, 2003; Silva, 2003; Silva e Matsumura-Tundisi, 2005, Van Damme et al.; 2005; Santos-Silva, 2008; Gomes e Souza, 2008; Van Damme et al., 2010).

### 3.5.2 Cálculo da Biomassa das espécies zooplanctônicas

Para a determinação da biomassa das principais espécies de rotíferos foi utilizada a técnica proposta por Ruttner-Kolisko (1977), na qual é calculado o biovolume por meio do uso de fórmulas específicas para as formas geométricas que mais se aproximem da forma do indivíduo. Para isso foram medidos cerca de 30 indivíduos para cada táxon. Uma vez calculado o volume, este é convertido em peso úmido assumindo-se a densidade específica de 1,0 ( $1 \mu\text{m}^3 = 10^{-6} \mu\text{g}$  peso úmido). Para a conversão do peso úmido em peso seco foi utilizado o fator 0,1 (Doohan, 1973 *apud* Bottrell et al., 1976).

A biomassa das espécies de Cladocera e Copepoda foi calculada utilizando-se a regressão linear fornecida por Bottrell et al. (1976), a qual relaciona o comprimento corporal (mm) com o peso seco ( $\mu\text{g}$ ). Para esses grupos também foram medidos cerca de 30 indivíduos para cada táxon. A regressão proposta pelo autor segue a seguinte fórmula:

$$\ln W = \ln a + b \ln L$$

|                  | <b>Ln a</b> | <b>B</b> |
|------------------|-------------|----------|
| <b>Cladocera</b> | 1,7512      | 2,6530   |
| <b>Copepoda</b>  | 1,9526      | 2,3990   |

onde:

**a** e **B** são constantes obtidas no modelo de regressão entre o peso e o comprimento e **L** o comprimento (mm).

A quantificação dos organismos foi feita sob microscópio óptico com ocular graduada para que fosse possível medir os indivíduos. Estas medidas juntamente com os dados de densidade foram usadas na estimativa da biomassa e expressas em  $\mu\text{g}$  de peso seco por  $\text{m}^3$  ( $\mu\text{g PS. m}^{-3}$ ).

Embora existam dados de peso-seco ou equações obtidas para algumas espécies oriundas de ecossistemas aquáticos brasileiros, dada a grande variabilidade entre os valores obtidos para populações de uma mesma espécie seja para um mesmo ambiente ou entre ambientes diferentes, optamos, pela utilização das equações propostas por Bottrell et al. (1976) que foram obtidas a partir de uma base de dados muito ampla incluindo dados de populações oriundas de vários continentes e de regiões tropicais, sub-tropicais e temperadas, e que fornecem uma menor margem de erro quando não se dispõem de dados gerados para o estudado.

## Referências Bibliográficas

ANDRADE, ERL. e BRANDORFF, GO. 1975. Uma nova espécie de Diaptomidae (Crustacea, Copepoda) “*Diaptomus*” *negrensis* das águas pretas perto de Manaus. *Acta Amazonica*, v.5, n.1: 97-103.

ARANTES-JUNIOR, JD. 2011. Estudo limnológico de um trecho do médio rio Madeira (região de Porto Velho - RO), com ênfase na comunidade Zooplanctônica. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. *Tese de Doutorado*. 168f.

ATMAR, W. e PATERSON, BD. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitats. *Oecologia*, v.96: 373-382.

BARNETT, AJ. e BEISNER, BE. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, v.88, 1675–86.

BARNETT, AJ.; FINLAY, K.; BEISNER, BE. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, v.52: 796–813.

BATALHA, MA.; CIANCIARUSO, MV.; MOTTA Jr., JC. 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, v.8: 34-39.

BINI, LM.; SILVA, LCF.; VELHO, LFM.; BONECKER, CC.; LANSAC-TOHA, FA. 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, v.598, n.1: 247-255.

BOTTRELL, HH.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, v.24: 419-56.

BOZELLI, RL. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá lakes and the Trombeta River, State of Pará, Brazil. *Amazoniana*, v.12, n.2: 239-261.

BOZELLI, RL. 1994. Zooplankton community density in relation to water level fluctuation and inorganic turbidity in an Amazonian lake, "Lago Batata" State of Pará Brazil. *Amazoniana*, v.13: 17-32.

BOZELLI, RL. 2000. Zooplâncton. In BOZELLI, RL.; ESTEVES, FA.; ROLAND, F. (Eds.) Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: IB-UFRJ; SBL. p. 119-138.

BOZELLI, RL. e HUSZAR, VLM. 2003. Comunidades Fito e Zooplânctônicas continentais em tempo de avaliação. *Limnotemas* 3. Sociedade Brasileira de Limnologia.

BRANDORFF, GO. 1972. Ein Beitrag zur Calanidenfauna (Crustacea, Copepoda) des Amazonasgebiets, mit einem Überblick über die Diaptomiden (Crustacea, Copepoda) Südamerikas. University of Kiel. *Thesis*. 57p.

BRANDORFF, GO. 1973a. Die Neotropischer Gattung *Rhacodiaptomus kiefer* (Crustacea, Copepoda) mit der Beschreibung von zwei neuen Arten. *Amazoniana*, v.4, n.4: 341-365.

BRANDORFF, GO. 1973b. Neue freilebende Calanoide Copepoden (Crustacea) aus den Amazonasgebiet. *Amazoniana*, v.4, n.2: 205-218.

BRANDORFF, GO. 1976. The geographic distribution of the Diaptomidae in South America (Crustacea, Copepoda). *Revista Brasileira de Biologia*, v.36, n.3: 613-627.

BRANDORFF, GO. 1978. Ein neuer Diaptomid (Crustacea, Copepoda) "*Diaptomus*" *ohlei* aus den brasilianischen Amazonasgebiet. *Archiv für Hydrobiologie*, v.82: 295-299.

BRANDORFF, GO. e ANDRADE, ER. 1978. The relationship between the water level of the Amazon River and the fate of the zooplankton population in Lago Jacaretinga e varzea lake in Central Amazon. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v.13: 63-70.

BRANDORFF, GO.; KOSTE, W.; SMIRNOV, NV. 1982. The composition and structure of Rotiferan and Crustacean communities of the lower Rio Nhamundá, Amazonas, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v.17: 69-121.

BRANDORFF, GO. e HARDY, ER. 2009. Crustacean of Lago Tupé, a neotropical black water lake in the Central Amazon. In.: SANTOS-SILVA, EM. e SCUDELLER, VV. (Eds) Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro. *Amazônia Central. Manaus: UEA Edições*. p. 38-52.

BUSS, DF.; BAPTISTA, DF.; NESSIMIAN, JL. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v.2, n.19: 465- 473.

BRITO, SAC. 2008. Variação espaço-temporal do zooplâncton em diferentes ambientes do médio Rio Xingu-PA. Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém. *Dissertação*. 79p.

BUSS, DF.; OLIVEIRA, RB.; BAPTISTA, DF. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, n.3: 339-345.

CADOTTE, MW. 2011. The new diversity: management gains through insights into the functional diversity of communities. *Journal of Applied Ecology*, v.48: 1067-1069.

CAMPBELL, C.; KNOECHEL, R.; COPEMAN, D. 1998. Evaluation of factors related to increased zooplankton biomass and altered species composition following impoundment of a Newfoundland reservoir. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.55: 230-238.

CARNEIRO, FM.; BINI, LM.; RODRIGUES, LC. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicator*, v.10, 249–255.

CARVALHO, ML. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidade e composição do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Brasil. *Acta Amazonica*, v.13, n.5-6: 715-724.

CARVALHO, ML. 1984. Influence of predation by fish and water turbidity on a *Daphnia gessneri* population in an Amazonian floodplain lake, Brazil. *Hydrobiologia*, v.113: 243-247.

CIANCIARUSO, MV.; BATALHA, MA.; GASTON, KJ.; PETCHEY, OL. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v.90: 81–89.

CIANCIARUSO, MV.; SILVA, IA.; BATALHA, MA.; GASTON, KJ.; PETCHEY OL. 2012. The role of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: moving from species to individuals. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v.14: 205-216.

CIPÓLLI, MN. e CARVALHO, MAJ. 1973. Levantamento de Calanoida e Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) das águas da região do Guamá, Capim e Tocantins, com nota sobre a fauna acompanhante. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v.27, n.8: 95-110.

COELHO-BOTELHO, MJ. 2004. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatório. *Boletim da CETESB*. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 16 set. 2014.

COTTINGHAM, KL. e CARPENTER, SR. 1998. Population, community and ecosystem variates as ecological indicators: phytoplankton responses to whole-lake enrichment. *Ecological Applications*, v.8: 508–530



CSF (Conservation Strategy Fund). 2007. Efeitos de projetos de infra-estrutura de energia e transportes sobre a expansão da soja na bacia do rio Madeira, Conservação Estratégica. *SÉRIE TÉCNICA*. 65p.

CUSHMAN, S. e MCGARIGAL, K. 2004. Patterns in the species–environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*, v.105: 117-124.

DAJOZ, R. 1983. Ecologia geral. v, 4. Ed. *Petrópolis:Vozes*. 472 p.

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; FALCZUK, V.; CASONOVES, F.; MILCHUNAS, DG.; SKARPE, C.; RUSCH, G.; STERNBERG, M.; NOY-MEIR, I.; LANDSBERG, J.; ZHANG, W.; CLARK, H.; CAMPBELL, BD. 2007. Plant trait responses to grazing a global synthesis. *Global Change Biology*, v.13: 313-341.

DUMONT, HJ.; ROCHA, O.; TUNDISI, JG. 1994. The impact of predation in structuring zooplankton communities with emphasis on some lakes in Brazil. *Proceedings of the International Water Seminar*. Mazatlán, México, p. 11-43.

DUSSART, BH. 1984. Some Crustacea Copepoda from Venezuela. *Hydrobiologia*, v.113: 25-67.

ELMOOR-LOUREIRO, LM. 1997. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. *Brasília: Editora Universa*. 156 p.

ESPÍNDOLA, ELG.; MATSUMUTA-TUNDISI, T.; RIETZLER, AC.; TUNDISI, JG. 2000. Spatial Heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the Distribution of Zooplanktonic Species. *Brazilian Journal of Biology*, v.60, n.2: 179-194.

ESTEVEZ, FA. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2. ed. *Rio de Janeiro: Interciência Ltda*, 575 p.

ESTEVEZ, KE. e SENDACZ, S. 1988. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnológica Brasiliensia*, v.2: 587-604.

EVA, HD. e HUBER, O. 2005. Proposta para definição dos limites geográficos da Amazônia: síntese dos resultados de um seminário de consulta a peritos organizados pela Comissão Européia em colaboração com a Organização do Tratado de Cooperação Amazônica, 7-8 de junho de 2005. *European Commission*, OTCA.

FALÓTICO, MHB. 1993. Características limnológicas e aspectos da composição e distribuição da comunidade zooplanctônica em sua fase de enchimento (Reservatório de Samuel – RO). São Carlos, SP: EESC/USP. *Dissertação de Mestrado*.

FEARNSIDE, PM. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management*, v. 3: 401-423.

FEARNSIDE, PM. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*, v.27: 377-396.

FEARNSIDE, PM. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, v.35, n.1: 1-19.

FEARNSIDE, PM. 2014a. Análisis de los Principales Proyectos Hidro-Energéticos en La Región Amazónica. *Derecho, Ambiente y Recursos Naturales (DAR), Centro Latinoamericano de Ecología Social (CLAES) e Panel Internacional de Ambiente y Energia en la Amazonia*, Lima, Peru, 55 pp.

FEARNSIDE, PM. 2014b. Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazonian development. *Water Alternatives*, v.7, n.1: 154-167.

FERNANDO, CH. 1980. The freshwater zooplankton of Sri Lanka, with a discussion of tropical freshwater zooplankton composition. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, v.65, n.3: 85-125.

FERREIRA, JR.; DEVOL, AH.; MARTINELLI, LA.; FORSBERG, BR.; VICTORIA, RL.; RICHEY, JE.; MORTATTI, J. 1988. Chemical composition of the Madeira river seasonal trends and total transport. *Mitteilungen aus dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Hamburg*, Scope/Unep Sonderband, v.66: 63-75.

FERREIRA, LV.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. 2005. O desmatamento da Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, v.19: 157-166.

FIRJAN, 2013. A Expansão das Usinas a Fio d'Água e o Declínio da Capacidade de Regularização do Sistema Elétrico Brasileiro. <http://www.firjan.org.br/data/pages/2C908CE9215B0DC40121793A0FCE1E51.htm>. Acesso em 20-09-2014.

FISHER, TR.; MELACK, JM.; ROBERTSON, B.; HARDY, ER.; ALVES, LF. 1983. Vertical distribution of zooplankton and physico-chemical conditions during a 24-hour period in an Amazon floodplain lake - Lago Calado, Brazil. *Acta Amazonica*, v.13, n.3-4: 475-487.

FURNAS, 2005. “Estudo de Impacto Ambiental das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio”. Rio de Janeiro.

GARRIDO, AV. e BOZELLI, RL. 2000. The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (GO, Brazil). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, v.27: 2875-2878.

GASC, A.; SUEUR, J.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V.; GRANDCOLAS, P.; BURROW, C.; DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S. 2013. Assessing biodiversity with sound: Do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? *Ecological Indicators*, v.25: 279–287.

GHIDINI, AR. e SANTOS-SILVA, EN. 2009. Biomassa de quatro espécies de Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) e sua variação nictemeral no Lago Tupé,

Amazonas, Brasil. In.: SANTOS-SILVA, EM. e SCUDELLER, VV. (Eds) Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro. *Amazônia Central. Manaus: UEA* Edições. p. 53-62.

GHIDINI, AR. e SANTOS-SILVA, EN. 2011. Composition, species richness and patterns of nycthemeral vertical distribution of planktonic cladocerans in a black water Amazonian lake. *Nauplius*, v.18: 101-119.

GIEHL, NFS.; DIAS-SILVA, K.; JUEN, L.; BATISTA, JD.; CABETTE, HSR. 2014. Taxonomic resolution of Nepomorpha in streams. *Plos One*, v.9, n.8: 1-7.

GILBERT, JJ. 1990. Differential effects of *Anabaena afinis* on cladocerans and rotifers: Mechanisms and implications. *Ecology*, v.71: 1727-1740.

GOLTERMAN, HL.; CLYMO, RS.; OHNSTAD, MAM. 1978. Methods for chemical analysis of freshwater. (IBP Handbook, n. 8 2<sup>nd</sup> ed.). *Oxford: Blackwell Scientific Publications*, 213 p.

GOMES e SOUZA, MB. 2008. Guia das tecamebas: Bacia do Rio Peruaçu. Subsídio para a conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco. Belo Horizonte. *Editora UFMG*. 159 p.

GOULDING, MR; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. 2003. The Smithsonian atlas of the Amazon. *Smithsonian Books, Washington*.

GUIMARÃES, PR. e GUIMARÃES, P. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software*, v.21: 1512-1513.

GUZMÁN-ALVIS, AI. e CARRASCO, F. 2005. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. *Scientia Marina*: v.69: 133–141.

HAMILTON, SK.; SIPPEL, SS.; LEWIS, WM.; SAUNDERS, JF. 1990. Zooplankton abundance and evidence for its reduction by macrophyte mats in two Orinoco floodplain lakes. *Journal Plankton Reserach*, v.12: 343-363.

HARDY, ER. 1980. Composição do zooplankton em cinco lagos da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v.3, n.10: 577-609.

HARDY, ER. 1989. Effects of temperature, food concentration and turbidity on life cycle characteristics of planktonic cladocerans in a tropical lake, Central Amazon: field and experimental work. Royal and Bedford New College, London. *Thesis*. 337 f.

HARDY, ER. 1992. Changes in species composition of Cladocera and food availability in a floodplain lake, Lago Jacaretinga, Central Amazon. *Amazoniana*, v.12, n.2: 155-168.

HARDY, ER.; ADIS, J.; BRANDORFF, GO. 1984. Lectotype designation for Amazonian Diaptomidae and Bosminidae (Crustacea: Copepoda, Cladocera). *Acta Amazonica*, v.14, n.3/4: 529-531.

HARRISON, S.; ROSS, SJ.; LAWTON, JH. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, v.61: 151–158.

HEIDE, J VAN DER. 1982. Lake Brokopondo. Filing phase limnology of a man-made lake in the humid tropics. Vrije Universiteit te Amsterdam. *Tese de doutorado*. 427p.

HEINO, J. e SOININEN, J. 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*. v.137: 78–89.

HENDERSON, P. 1999. O ambiente aquático da Reserva Mamirauá. In: QUEIROZ, HL. e CRAMPTON, WGR. (Eds.). Estratégias de Manejo de recursos Pesqueiros em Mamirauá. *SCM, MCT-CNPq*. Brasília. Cap. 1, p. 1-9.

HIDASI-NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, MV. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, v.15: 407–415.

HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, v.10: 112-117.

HEINO, J. 2014. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? *Ecological Indicators*, v.36: 186-194

HEINO, J. e SOININEN, J. 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*. v.137: 78–89.

HUTCHINSON, GE. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. *Quantitative Biology*, v.22: 415–427.

KHAN, SA. 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science*, v.91: 29–34.

JUNK, WJ. 2000. Neotropical floodplains: a continental-wide view. In: JUNK, WJ., OHLY, J., PIEDADE, MTF., SOARES, MGM. (Eds) The Central Amazonian floodplain ecosystems: actual use and options for sustainable management. *Backhuys Publishers*, Leiden. p. 5-24.

JUNK, WJ. e MELLO, JAS. 1987. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. In.: KOHLHEPP, G. e SCHRADER, A. (Eds.) Homem e Natureza na Amazônia. Tübinger Geographische Studien 95 (Tübinger Beiträge zur Geographischen Lateinamerika-Forschung 3). *Geographisches Institut, Universität Tübingen*, Tübingen, Alemanha, p. 367-385. 507 p.

JUNK, WJ.; BAYLEY, PB.; SPARKS, RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fishers and Aquatic*, v.106: 110-127.

JUNK, WJ. e WANTZEN, KM. 2010. The flood pulse concept: New aspects, Approaches and Applications - An update. [www.floridarivers.ifas.ufl.edu/Papers/Junk](http://www.floridarivers.ifas.ufl.edu/Papers/Junk). Acesso em 20-09-2014.

KEPPELER, EC. 2003a. Abundance of zooplankton for different zones (pelagic and littoral) and time periods (morning and night) in two Amazonian meandering lakes. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.25, n.2: 287-297.

KEPPLER, EC. 2003b. Comparative study of the zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in southwestern Amazonia. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.25, n.2: 471-481.

KEPPELER, EC.; HARDY, ER. 2004. Abundance and composition of Rotifera in abandoned meander lake (Lago Amapá) in Amazonia. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v.21, n.2: 233-241.

KOSTE, W. 1972. Rotatorien aus gewässern Amazoniens. *Amazoniana*, v.3, n.3/4: 258-505.

KOSTE, W. 1974. Rotatorien aus einem Ufersee des unteren Rio Tapajós, dem Lago Paroni (Amazonien). *Gewässer und Abwässer*, v.53/54: 43-68.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. *Berlin: Gebriider Berträger*, 1010 p.

KOSTE, W. e ROBERTSON, BA. 1983. Taxonomics studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n.2: 225-254.

KOSTE, W. e SHIEL, RJ. 1986. Rotifera from Australian Inland waters I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v.37: 765-792.

KOSTE, W., ROBERTSON, BA., HARDY, E. 1984. Further taxonomic studies of the Rotifera from Lago Camaleão, a Central Amazonian varzea lake (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n.2: 225-254.

KOSTE, W. e HARDY, ER. 1984. Taxonomic studies and new distribution records of Rotifera (Phylum Aschelminthes) from Rio Jatapú and Uatumã, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, v.9, n.1: 17-29.

LALIBERTÉ, E. e LEGENDRE, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v.91: 299–305.

LALIBERTÉ, E.; NORTON, DA.; SCOTT, D. 2013. Contrasting effects of productivity and disturbance on plant functional diversity at local and metacommunity scales. *Journal of Vegetation Science*, v.24: 834-842.

LAMPERT, W. 1987. Feeding and nutrition in *Daphnia*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, v.45: 143–192.

LANDEIRO, VL.; BINI, LM.; COSTA, FRC.; FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; DE SOUZA, JLP.; MORAES, J.; MAGNUSSON, WE. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, v.23: 366–373.

LANSAC-TÔHA, FA.; BONECKER, CC.; VELHO, LFM.; LIMA, AF. 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. In: VAZZOLER, AEAM.; AGOSTINHO, AA.; HAHN, NS. (Ed.). Planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. *Maringá: EDUEM*, p. 117-155.

LATRUBESSE, EM.; STEVAUX, JC.; SINHA, R. 2005. Tropical rivers. *Geomorphology*, v.70: 187- 206.



LEWIS, WM. 1979. Zooplankton community analysis: studies on a tropical system. *Springer-Verlag*, New York. 163 pp

LEWIS, WMJr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: SCHIEMER, F. e BOLAND, KT. (Eds.) Perspectives in tropical limnology. *SPB Academic Publishing bv*, Amsterdam, The Netherlands. pp. 43-64.

LITCHMAN, E.; DE TEZANOS PINTO, P.; KLAUSMEIER, CA.; THOMAS, MK.; YOSHIYAMA, K. 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, v.653: 15–28.

LITCHMAN, E.; OHMAN, MD.; KIORBOE, T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, v.35: 473–484.

LONGHI, ML. e BEISNER, BE. 2010. Patterns in taxonomic and functional diversity of lake phytoplankton. *Freshwater Biology*, v.55: 1349–1366.

LOVETT, GM.; BURNS, DA.; DRISCOLL, CT.; JENKINS, JC.; MITCHELLS, MJ.; RUSTAD, L.; SHANLEY, JB.; LIKENS, GE.; HAEUBER, R. 2007. Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.5, n.5: 253-260.

MACKERETH, FJH.; HERON, J.; TALLING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. (Freshwat. Biol. Assoc. Scientific Publication, n.36). *Kendal: Titus Wilson e Sons. Ltda*, 117 p.

MAGURRAN, AE. 2004. Measuring Biological Diversity. *Oxford: Blackwell Publishing Ltda*. 213p.

MAIA-BARBOSA, PM. 2000. Ecologia de cinco espécies de cladóceros de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará – Brasil). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. *Tese de Doutorado*. 218 p.

MAIA-BARBOSA, PM. e BOZELLI, RL. 2006. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (Lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v.18, n.1: 67-75.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 1010p.

MARZOLF, GR. 1990. Reservoirs as environments for zooplankton, In.: THORNTON, K.; KIMMEL, BL.; PAYNE, FE. (Eds.) Reservoir limnology: ecological perspectives. *Wiley Interscience Publication*, New York, pp. 195-208.

MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic system of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.46: 527-553.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, AC.; TUNDISI, JG. 1989. Biomass (dry weight and carbon content ) of plankton Crustacea from reservoir (Sao Carlos, SP. Brazil ) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia*, v.179: 229-236.

MASON, NWH.; MOUILLOT, D.; LEE, WG.; WILSON, JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, v.111: 112-118

MCCLAIN, ME. e NAIMAN, RJ. 2008. Andean Influences on the Biogeochemistry and Ecology of the Amazon River. *BioScience*, v.58, n.4: 325-338.

MCGILL, BJ.; ENQUIST, BJ.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, v.21: 178-185.

MEDINA, ML. e VÁSQUEZ, E. 1988. Estudio de los rotíferos de una laguna de inundación de aguas negras Del Bajo Caroni, Venezuela. *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*, v.48: 105-119.

MEERHOFF, M. e IGLESIAS, C. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, v.52, n.6: 1009-1021.

MELO, NFAC.; PAIVA, RS.; SILVA, MMT. 2006. Considerações ecológicas sobre o zooplâncton do lago Bolonha, Belém, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, Belém, v.1, n.1: 115-125.

METCALFE, JL. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, v. 60: 101-139.

MME (Ministério de Minas e Energia). 2012. Plano Decenal de Expansão de Energia 2021. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Brasília, DF, Brasil. 386 p. Disponível em: [http://www.epe.gov.br/PDEE/20120924\\_1.pdf](http://www.epe.gov.br/PDEE/20120924_1.pdf)

MORENO, IH. 1996. Estrutura da comunidade planctônica do reservatório da UHE Balbina (Floresta tropical úmida – Amazonas) e sua relação com as condições limnológicas apresentadas na fase de enchimento e pós-enchimento (1987-1990). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. *Tese de doutorado*. 229 p.

MÜNKEMÜLLER, T.; DE BELLO, F.; MEYNARD, CN.; GRAVEL, D.; LAVERGNE, S.; MOUILLOT, D.; MOUQUET, N.; THUILLER, W. 2012. From diversity indices to community assembly processes: a test with simulated data. *Ecography*, v.35: 468–480.

NEGREIROS, NF. 2014. Limnologia de lagos de várzea do rio Madeira com ênfase na diversidade e produção secundária da comunidade zooplanctônica. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP. *Tese de doutorado*. 240p.

NOGRADY, T. e SEGERS, H. 2002. Rotifera 6. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In.: DUMONT, HJ. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18. (Eds) *Backhuys Publishers BV*, Dordrecht, The Netherlands. 264 p.

NOGRADY, T.; WALLACE, RL.; SNELL, TW. 1993. Rotifera: biology, ecology and systematic. In: DUMONT, HJF. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic Publishing*, v.1: 1-142.

NUSH, EA. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, v.14: 14-36.

ODUM, EP. 1988. *Ecologia. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan*. 434 p.

OLSGARD, F. e SOMERFIELD, PJ. 2000. Surrogates in marine benthic investigations – which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*. v.7: 25–42.

PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J.; JACKSON, D.; MAKI-PETAYS, A. 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications*, v.16: 368-379.

PACE, ML. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography*, v.31: 45–55.

PACUERA (Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno de Reservatório Artificial). 2012. Usina Hidrelétrica de Santo Antônio. *Santo Antônio e Energia e ARCADIS logos S.A*. 45p.

PÁLFFY, K.; PRÉSING, M.; VÖRÖS, L. 2013. Diversity patterns of trait-based phytoplankton functional groups in two basins of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary) with different trophic state. *Aquatic Ecology*, v.47: 195–210.

PASSY, SI. e LEGENDRE, P. 2006. Power law relationships among hierarchical taxonomic categories in algae reveal a new paradox of the plankton. *Global Ecology and Biogeography*, v.15: 528–535.

- PASZKOWSKI, CA. e TONN, WM. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, v.43: 421-437.
- PEDROZO, CS.; SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A.; FARIAS, RN. 2012. Respostas da comunidade zooplânctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série de Zoologia*, v.102: 142-149.
- PETCHEY, OL. e GASTON, KJ. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v.5: 402–411.
- PETCHEY, OL.; EVANS, KL.; FISHBURN, IS.; GASTON, KJ. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, v.76: 977-985.
- PINEL-ALLOUL, B.; METHOD, G.; FLORESCU, M. 1989. Zooplankton species dynamics during impoundment and stabilization in subarctic reservoir. *Archiv für Hydrobiologie – Beih. Ergebnisse der Limnologie*, v.33: 521-537.
- PINTO-COELHO, RM. 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a four years study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*, v.39: 173-187.
- PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. 2012. Functional Groups. In: *Quantifying Functional Biodiversity*, pp. 9–25. Springer Netherlands.
- PRATT, JM. e COLER, RA. 1976. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, v.10:1019-1025.
- PREVIATELLI, D.; SANTOS-SILVA, EN.; DARWICH, AJ. 2005. Distribuição vertical do zooplâncton e sua relação com as variáveis ambientais. In: SANTOS-SILVA, EN.; APRILE, FM.; SCUDELLER, VV.; MELO, S. (Eds) Biotupé: meio físico, diversidade biológica e sócio-cultural do baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. *Manaus: Editora INPA*. p. 109-121

PREVIATTELLI, D. e SANTOS-SILVA, EN. 2007. A new *Argyrodiaptomus* (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae) from the southwestern Brazilian Amazon. *Zootaxa*, v.1518: 1-29.

REID, JW. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, v.9: 17-143.

REYNOLDS, C.; HUSZAR, V.; KRUK C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v.24: 417-428.

RIBEIRO NETO, A.; SILVA, RCV.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E. 2008. Simulação na Bacia Amazônica com Dados Limitados: Rio Madeira. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.13: 47-58.

RICOTTA, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica*, v.53: 29-38.

ROBERTSON, BA. 1980. Composição, abundância e distribuição de Cladocera (Crustacea) na região de água livre da represa de Curuá-Una, Pará. Instituto Nacional de Pesquisa. *Dissertação de Mestrado*. FUA. 105 p.

ROBERTSON, BA. 1981. Associação congênica de *Ceriodaphnia cornuta* Sars 1886 e *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine) 1820 (Crustacea, Cladocera) na represa de Curuá-Una, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, v.11, n.4: 717-722.

ROBERTSON, B. e HARDY, ER 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In: SIOLI, H. The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. [S.l.]: The Hague, Dr.W. Junk. p. 337-352.

ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil. In:

TUNDISI, JG.; BICUDO, CEM.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology in Brazil. v. 1. *Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências*. p. 151-166.

ROCHA, O.; TUNDISI, T. M.; ESPINDOLA, ELG.; ROCHE, KF.; RIETZLER, AC.; 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton, In.: TUNDISI, JG.; STRASKRABA, M. (Eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos*, pp. 457-476.

RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, v.8: 71-76.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; VILLACORTA CORREA, MA.; GARCÍA, M.; FABRÉ, NN.; BERGER, U.; JUNK, WJ. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, v.57: 35-250.

SANTOS-SILVA, EN. 2008. Calanoid Copepods of the Families Diaptomidae, Pseudodiaptomidae, and Centropagidae from Brazil. *Biologia Geral e Experimental*, v.8: p. 3-67.

SANTOS-SILVA, EN.; ROBERTSON, BA.; REID, J.; HARDY, ER. 1989. Atlas de copépodos planctônicos, Calanoida e Cyclopoida (Crustacea), da Amazônia Brasileira . Volume I. Represa de Curuá-Una, Pará. *Revista brasileira de Zoologia*, Curitiba, v.4, n.6: 725-758.

SARMA, SSS.; NANDINI, S.; GULATI, RD. 2005. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia*, v.542, n.1: 315-333.

SEGERS, H. 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta) In: Dumont, H.J.F. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Netherlands: SPB Academic*, v.2. 226 p.

SEGERS, H. e SHIEL, RJ. 2003. Microfaunal diversity in a biodiversity hotspot: new rotifers from Southwestern Australia. *Zoological Studies*, v.42, n.4: 516-521.

SENDACZ, S. e MELO-COSTA, S. 1991. Caracterização do Zooplâncton do Rio Acre e Lagos Lua Nova, Novo Andará e Amapá (Amazônia, Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, v.51: 463-470.

SHIEL, RJ. e KOSTE, W. 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichercidae (Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.116, n.1: 1-27.

SHIEL, RJ. e KOSTE, W. 1993. Rotifera from Australian waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.117: 111-139.

SILVA, LC. 2011. Variação espacial e temporal da diversidade e biomassa da comunidade zooplânctônica do reservatório da UHE Furnas-MG, Brasil. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. *Dissertação de Mestrado*. 306 p.

SILVA, WM. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. *Tese de Doutorado*. 154 f.

SILVA, WM. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 2005. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. *Brazilian Journal of Biology*, v.65, n.3: 521-531.

SILVA, DM.; BATALHA, MA.; CIANCIARUSO, MV. 2013. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica*, v.27, n.3: 490-497.

SINEV, AY. 2001. Redescription of *Alona glabra* Sars, 1901, a South American species of the *pulchella*-group (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta*, v.10, n.4: 273-280.



SIOLI, H. 1991. Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. 3ª edição. Petrópolis, Editora Vozes.

SMIRNOV, NN. 1974. Crustacea: Chydoridae. Jerusalém: Israel Program for Scientific Translation. 644 p.

SMITH, A.; SANDEL, B.; KRAFT, N.; CAREY, S. 2013. Characterizing scale-dependent community assembly using the functional-diversity-area relationship. *Ecology*, v.94: 2392–2402.

SOBRAL, F. e CIANCIARUSO, M. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*, v.28: 617–631.

SODRÉ, EO. 2014. Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica em um lago de planície de inundação. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro/RJ.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, JG.; KUTNER, MB. 1965. Plankton studies in a magrove.IV: size fraction of phytoplankton. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 6: 39-42.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, v.277: 1300-1302.

TILMAN, D.; REICH, PB.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, v.294: 843-845.

TUNDISI, JG.; MATSUMURA-TUNDISI T.; GALLI, CS. 2006. Reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo: consequências e impactos da eutrofização e perspectivas para o gerenciamento e recuperação. In.: TUNDISI, JG.; MATSUMURA-TUNDISI, TE.; GALLI, SC. (Eds). Eutrofização na América do Sul: causas,

consequências e tecnologias de gerenciamento e controle. *IIE, IIEGA, ABC, IAP, Ianas*. pp. 161-182.

TUNDISI, JG. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. 2007. *IEA/USP- Estudos Avançados*, v.21:109-117.

TWOMBLY, WM. e LEWIS, JR. 1987. Zooplankton abundance and species composition in Laguna la Orsincra, a Venezuelan floodplain lake. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement*, v.79: 87-107.

VAL, AL.; ALMEIDA-VAL, VMF.; FEARNSIDE, PM.; SANTOS, GM.; PIEDADE, MTF.; JUNK, W.; NOZAWA, SR.; SILVA, ST.; DANTAS, FAC. 2010. Amazônia: Recursos hídricos e sustentabilidade. In.: BICUDO, CEM.; TUNDISI, JG.; SCHEUENSTUHL, MCB. (Eds.) Águas do Brasil: Análises Estratégicas. *Instituto de Botânica, São Paulo*. 222 p

VAL, AL. 2010. Amazônia Brasileira: defesa e monitoramento. In.: Desenvolvimento sustentável da Amazônia. Ed. *CEBRI, Rio de Janeiro*. 36p.

VALADARES, CF. 2007. Alterações nas características limnológicas e na comunidade zooplanctônica do rio Araguari (MG) em função das obras hidráulicas de Capim Branco I. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT, HJ. 2005. Redescription of *Leydigia parva* Daday, 1905 and assignment to *Parvalona* gen. nov. (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). *Journal of Natural History*, v.39, n.23: 2125-2136.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT, HJ. 2010. A checklist of names in *Alona* Baird 1843 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) and their current status: an analysis of the taxonomy of a lump genus. *Zootaxa*, v.2330: 1–63.

VANDEWALLE, M.; DE BELLO, F.; BERG, MP.; BOLGER, T.; DOLÉDEC, S.; DUBS, F.; FELD, CK.; HARRINGTON, R.; HARRISON, PA.; LAVOREL, S.;

MARTINS DA SILVA, P.; MORETTI, M.; NIEMELÄ, J.; SANTOS, P.; SATTLER, T.; SOUSA, JP.; SYKES, MT.; VANBERGEN, AJ.; WOODCOCK, BA. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, v.19: 2921-2947.

VASQUEZ, E. 1984. Estudio de las comunidades de rotíferos del Orinoco Medio, Bajo Caroni y algunas lagunas de inundación. *Memoria De La Sociedad De Ciencias Naturales La Salle*, v.44, n.121: 95-108.

VASQUEZ, E. e REY, J. 1989. A longitudinal study of zooplankton along the lower Orinoco River and its Delta (Venezuela). *Annales de Limnologie*, v.28, n.1: 3-18.

VERISSIMO, A. 2010. Amazônia Brasileira: desafios e oportunidades. In.: Desenvolvimento sustentável da Amazônia. Ed. CEBRI, Rio de Janeiro. 36p.

VOGT, RJ.; PERES-NETO, PR.; BEISNER, BE. 2013. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, v.122: 1700–1709.

WAICHMAN, AV.; GARCÍA-DÁVILA, CR.; HARDY, ER.; ROBERTSON, BA. 2002. Composição do zooplâncton em diferentes ambientes do lago Camaleão, na ilha da Marchantaria, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, v.32, n.2: 339-347.

WAITE, IR.; HERLIHY, AT.; LARSEN, DP.; URQUHART, NS.; KLEMM, DJ. 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*: v.49, 474–489.

WEBB, CO. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *American Naturalist*, v.156, n.1: 145-155.

WEITHOFF, G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, v.48: 1669-1675.

WETZEL, RG. 1993. *Limnologia. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian.* 919 p

WETZEL, RG. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems. Third Ed. Academic Press, San Diego.* 1006 pp.

WUNSAM, SS.; CATTANEO, A.; BOURASSA, N. 2002. Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring : a case study from streams in the Laurentians. *Freshwater Biology*, v.47: 325–340.

## 4. Resultados e Discussão

---

### Capítulo 4.1 O estado atual do conhecimento da diversidade da comunidade zooplanctônica de rios amazônicos

#### Resumo

Diante da limitada informação sobre a comunidade zooplanctônica dos rios localizados na região Amazônica quando comparados aos lagos e tendo em vista as crescentes ameaças de perda de biodiversidade devido a inúmeras atividades antrópicas, o presente estudo visa sintetizar e atualizar o conhecimento desses importantes ecossistemas por meio de revisão da literatura disponível e pela apresentação de novas informações sobre o zooplâncton presente na bacia do rio Madeira. Foram obtidas informações de 31 rios para os quais a comunidade zooplacntônica foi analisada, sendo a maior parte destes localizada na Amazônia Central. Comparando-se com a comunidade de peixes são relativamente poucos trabalhos realizados sobre a comunidade zooplanctônica como um todo e a maioria dos estudos encontrados estão concentrados na taxonomia dos Copepoda Calanoida. Pela compilação dos resultados verifica-se elevada riqueza de espécies considerando-se o total de rios analisados (327 espécies), sendo esta atribuída principalmente, à grande heterogeneidade de habitats e às alterações temporais ocasionadas pelas flutuações nos níveis de água comuns nas planícies de inundação. As maiores riquezas de espécies foram registradas para os rios de maior porte como o rio Madeira, com 143 espécies e o rio Xingu, com 129 espécies. Houve predominância de espécies do microzooplâncton (protozoários, rotíferos e cladóceros quidorídeos), sendo Rotifera o grupo com a maior número de espécies. Este padrão se repetiu para a maioria dos rios analisados separadamente, o qual pode ser associado às características hidrológicas nos ecossistemas lóticos, como a velocidade do fluxo e curto tempo de residência da água. As informações disponíveis permitem afirmar que muitas espécies tem distribuição geográfica limitada à região Amazônica, que se caracteriza por um alto grau de endemismo, especialmente para o grupo Copepoda. É provável que o número de espécies zooplanctônicas com ocorrência nos rios amazônicos até a presente data já seja bastante superior ao do inventário aqui apresentado, devido à baixa disponibilidade de dados obtidos em estudos de monitoramento ambiental (EIA-

RIMAs), além das grandes lacunas ainda existentes, já que para muitos rios da região o zooplâncton nunca foi amostrado. Apesar disso, as informações advindas do presente estudo e aqueles oriundos da revisão da literatura revelam uma elevada riqueza de espécies da comunidade zooplânctônica. A megadiversidade já evidenciada para tantos grupos da flora e fauna terrestre deve se repetir também para os micro-invertebrados planctônicos, o que demonstra a grande relevância ecológica da região Amazônica, já que esta abriga conjuntos únicos de espécies como os aqui reportados.

*Palavras-chave:* zooplâncton; endemismo; biodiversidade; região Amazônica

#### **4.1.1 Introdução**

As informações sobre a biodiversidade brasileira ainda são incompletas para a maioria dos ecossistemas. Na Amazônia existem áreas onde pesquisadores jamais visitaram e muitos espécimes de variados grupos taxonômicos coletados durante os três últimos séculos ainda não foram analisados detalhadamente (Silva et al., 2005). Esse fato é sem dúvida um forte impedimento para o desenvolvimento de ações de manejo e de conservação da diversidade biológica. Muitas vezes a perda da biodiversidade ocorre de forma tão acelerada que muitas espécies são extintas antes mesmo de serem identificadas (Santos-Wisniewski et al., 2011).

As águas doces constituem atualmente um dos ecossistemas com maior ameaça de perda de biodiversidade, por apresentarem elevada vulnerabilidade a inúmeros fatores como: poluição, invasão por espécies exóticas, alteração e destruição dos habitats (Rocha et al., 2005). As ameaças a esses ecossistemas são diversas e podem variar muito de uma região para outra, contudo, geralmente são associadas ao tratamento inexistente ou inadequado de esgotos, grandes áreas urbanas, indústrias e atividades agrícolas, práticas de aquicultura, pesca predatória e ainda pela construção de canais, hidrovias e barragens.

Somado às rápidas conseqüências das pressões antrópicas que muitas vezes antecipam a perda da biodiversidade antes mesmo que esta seja conhecida, algumas dificuldades são encontradas para se determinar com exatidão a estrutura das comunidades biológicas dos ecossistemas aquáticos. Entre estas se destacam o reduzido número de pesquisadores especializados; a baixa infra-estrutura para as práticas de amostragens e laboratoriais; o grande número de bacias hidrográficas que nunca foram

inventariadas; o difícil acesso às informações e ainda a necessidade de revisão taxonômica para diversos grupos. Devido a essas dificuldades, o número e a composição de espécies presentes nos ecossistemas aquáticos brasileiros ainda são incertos e difíceis de serem estimados (Agostinho et al., 2005).

Tomando como base os estudos taxonômicos e ecológicos sobre a comunidade zooplancônica da região amazônica, verifica-se que a grande maioria destes foram realizados em lagos. Estes trabalhos vão desde a década de 70 até o presente, como: Koste, 1972; Brandorff, 1972, 1973a e 1973b; Koste, 1974; Andrade e Brandorff, 1975; Brandorff, 1976; 1978; Brandorff e Andrade, 1978; Hardy, 1980; Carvalho, 1983; Fisher et al., 1983; Koste e Robertson, 1983; Koste et al., 1984; Hardy et al., 1984; Koste e Hardy, 1984; Robertson e Hardy, 1984; Hardy, 1989; Sendacz e Melo-Costa, 1991; Hardy, 1992; Bozelli, 1992; 1994; 2000; Waichman et al., 2002; Keppler, 2003a; 2003b; Keppler e Hardy, 2004; Previatelli et al., 2005; Melo et al., 2006; Maia-Barbosa e Bozelli, 2006; Previatelli e Santos-Silva, 2007; Brandorff e Hardy, 2009; Ghidini e Santos-Silva, 2009; Calixto, 2011; Ghidini e Santos-Silva 2011 e Negreiros, 2014.

No entanto, poucos estudos têm sido realizados sobre o zooplâncton dos rios amazônicos e para estes podem ser citados apenas os trabalhos de Brandorff, 1972; 1973a; 1976; Cipolli e Carvalho, 1973; Andrade e Brandorff, 1975; Brandorff, 1978; Brandorff et al., 1982; Koste e Hardy, 1984; Robertson e Hardy, 1984; Sendacz e Melo-Costa, 1991; Bozelli, 1992 e Brito, 2008. Além desses, são encontradas algumas sínteses sobre a ocorrência dos principais grupos zooplancônicos na região Neotropical e no Brasil, os quais têm colaborado com o conhecimento da distribuição geográfica de algumas espécies na região amazônica, como Santos-Silva, 2008; Garraffoni e Lourenço, 2012 e Previattelli et al., 2013.

O conhecimento da fauna presente nos ecossistemas aquáticos amazônicos torna-se ainda mais importante quando nos deparamos com o número crescente de empreendimentos econômicos voltados para a região, como por exemplo, as recentes construções de usinas hidroelétricas e grandes hidrovias, causadores de inúmeros impactos ambientais. Nesse contexto, os estudos sobre composição do zooplâncton podem colaborar para o monitoramento ambiental da bacia já que os indivíduos dessa comunidade possuem um papel primordial no fluxo de energia nos diferentes níveis tróficos, constituindo um importante componente da produção secundária dos sistemas aquáticos.

O estudo da biodiversidade local é o primeiro passo para que seja realizada uma efetiva gestão e conservação dos ecossistemas, servindo de base para a escolha de ecossistemas com grande relevância ecológica e primordiais para a preservação e manutenção das espécies (Matsumura-Tundisi, 1999; Lansak-Tôha et al., 2004).

Dessa forma, diante da limitada informação sobre a comunidade zooplanctônica dos rios localizados na região Amazônica o presente estudo visa sintetizar e atualizar o conhecimento desses importantes ecossistemas por meio de revisão da literatura disponível e pela apresentação de novas informações sobre o zooplâncton presente no rio Madeira e em seus tributários.

#### **4.1.2 Materiais e Métodos**

Uma síntese da comunidade zooplanctônica presente nos rios amazônicos foi produzida com base em dados disponíveis em trabalhos publicados em periódicos, teses e dissertações. Além destes, foram considerados também recentes registros adquiridos em amostragens realizadas pelo presente estudo.

Todos os registros foram considerados, mesmo existindo dúvidas quanto a real ocorrência da espécie na região Amazônica. Na presente revisão, os nomes das espécies registradas foram mantidos tal como nos registros feitos originalmente pelos autores, explicitando-se, no entanto, os atuais nomes válidos em face às revisões taxonômicas realizadas nos últimos 15 anos.

A partir dos dados, as espécies foram contabilizadas e classificadas quanto à sua frequência de ocorrência na região, calculada de acordo com a classificação de Dajoz (1983). Os cálculos consideraram o número de rios onde as espécies ocorreram, em relação ao número total de rios analisados e a frequência de ocorrência foi expressa em porcentagem. A fórmula utilizada foi:  $F = 100 * Pa / P$ , onde: Pa = número de rios contendo a espécie; P = número total de rios e F = frequência de ocorrência. As espécies foram classificadas de acordo com os seguintes critérios: Muito Frequente – espécies presentes em 70% ou mais das amostras; Frequente – espécies presentes em 40% ou mais e em menos de 70% das amostras; Pouco Frequente – espécies presentes em 20% ou mais e em menos de 40% das amostras e Esporádica – espécies presentes em menos de 20% das amostras.



### 4.1.3 Resultados

Na Tabela 4.1.3-1 é apresentada a relação dos rios onde foram registradas as ocorrências da comunidade zooplancônica, com suas respectivas coordenadas geográficas e os autores dos estudos neles realizados. Em alguns desses estudos verificaram-se análises para apenas um grupo componente do zooplâncton, entre eles: Brandorff, 1972; Brandorff, 1973a; Andrade e Brandorff, 1975; Brandorff, 1976; 1978; Santos-Silva, 2008 e Previatelli et al., 2013 – os quais trataram apenas dos Copepoda Calanoida; Cipolli e Carvalho, 1973 – somente sobre os Copepoda, tanto da ordem Calanoida como Cyclopoida; Koste e Hardy, 1984 – somente Rotifera. Poucos trabalhos realizaram análises da comunidade zooplancônica total.

**Tabela 4.1.3-1.** Rios amazônicos com inventários da comunidade zooplancônica, suas respectivas coordenadas geográficas e autores dos estudos realizados.

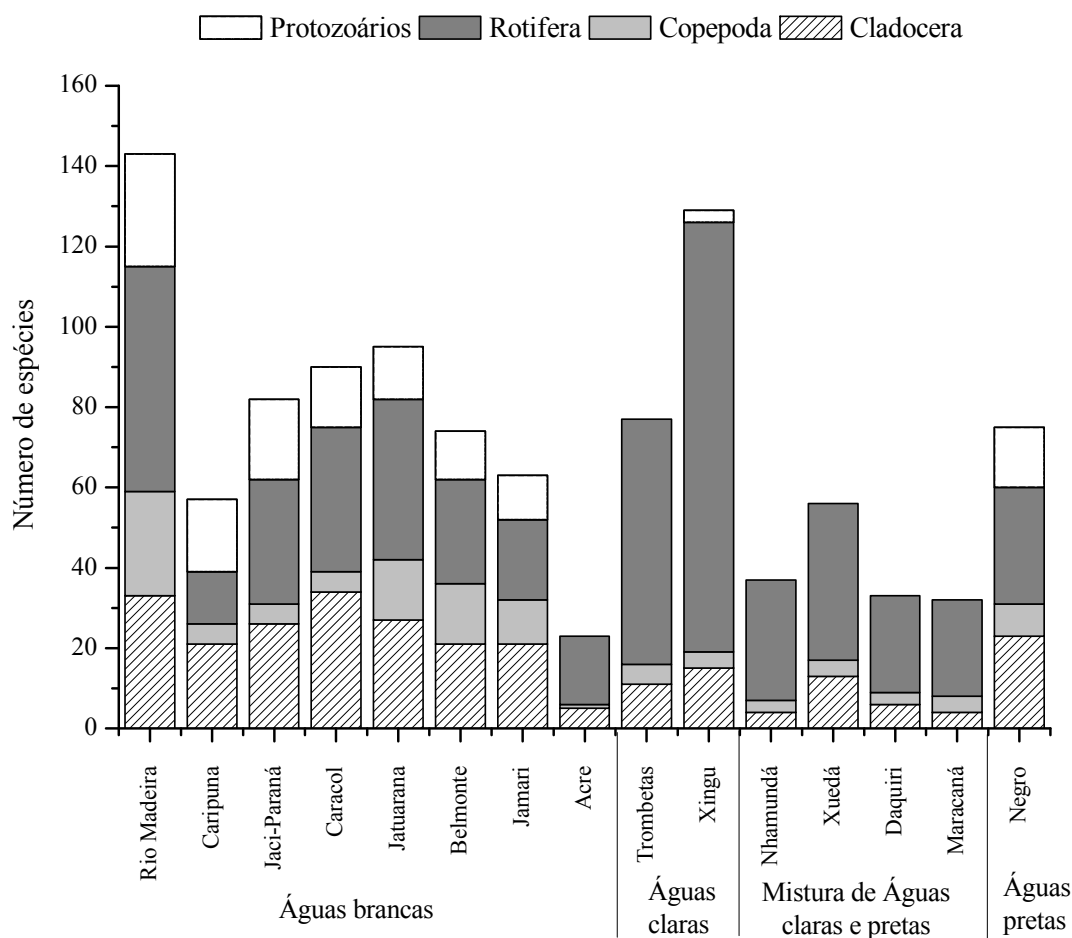
|   | Rios        | Estado | Coordenadas                    | Autores   |
|---|-------------|--------|--------------------------------|---|
| Rios de águas brancas                             | Acre        | AC     | 9° 34' 35" S / 67° 33' 3" W    | Sendacz e Melo-Costa, 1991                                    |
|   | Amazonas    | AM     | 3° 6' 0" S / 60° 1' 0" W       | Brandorff, 1972   |
|   | Branco      | RR     | 0° 38' 51" S / 61° 49' 32" W   | Brandorff, 1976   |
|   | Belmont     | RO     | 8°38'13" S / 63°52'02" W       | Presente estudo   |
|   | Caracol     | RO     | 9°11'48" S / 64°22'29" W       | Presente estudo   |
|   | Caripuna    | RO     | 9°11'43" S / 64°37'25" W       | Presente estudo   |
|   | Jaci-Paraná | RO     | 9°17'20" S / 64°23'53" W       | Presente estudo   |
|   | Jatuarana   | RO     | 8°49'46" S / 64°02'58" W       | Presente estudo   |
|   | Jamari      | RO     | 8°35'56" S / 63°48'21" W       | Presente estudo   |
|   | Madeira     | RO     | 8°50'31.50" S / 63°59'42.30" W | Presente estudo   |
| Rios de águas claras                              | Arapiums    | PA     | 2° 30' 51" S / 55° 14' 14" W   | Santos-Silva, 2008  |
|   | Capim       | PA     | 1° 40' 30" S / 47° 46' 30" W   | Cipolli e Carvalho, 1973                                      |
|   | Guamá       | PA     | 1° 22' 42" S / 48° 22' 35" W   | Cipolli e Carvalho, 1973                                      |
|   | Tapajós     | PA     | 2° 32' 59" S / 54° 58' 35" W   | Brandorff, 1972; Santos-Silva, 2008; Previatelli et al., 2013 |
|   | Tocantins   | PA     | 1° 34' 37" S / 49° 17' 35" W   | Cipolli e Carvalho, 1973                                      |
|   | Trombetas   | PA     | 1° 32' 21" S / 55° 59' 5" W    | Bozelli, 1992   |
|   | Xingu       | PA     | 2° 37' 43" S / 51° 59' 53" W   | Brito, 2008   |
| Rios de mistura entre águas claras e águas pretas | Daquiri     | AM     | 2° 11' S / 56° 42' W           | Brandorff et al., 1982  |
|   | Maracanã    | AM     | 2° 11' S / 56° 42' W           | Brandorff et al., 1982  |
|   | Nhamundá    | AM     | 2° 13' 4" S / 56° 38' 27" W    | Brandorff et al., 1982  |
|   | Xuedá       | AM     | 2° 11' S / 56° 42' W           | Brandorff et al., 1982  |
| Rios de águas pretas                              | Cuieiras    | AM     | 2° 9' 38" S / 60° 24' 27" W    | Andrade e Brandorff, 1975                                     |
|   | Jatapú      | AM     | 2° 17' 50" S / 58° 12' 22" W   | Koste e Hardy, 1984   |
|   | Jauaperi    | AM     | 1° 35' 11" S / 61° 28' 27" W   | Previatelli et al., 2013                                      |
|   | Machado     | RO     | 8° 25' 56" S / 62° 32' 14" W   | Santos-Silva, 2008; Previatelli et al.,                       |

|              |    |                              |  |   |
|--------------|----|------------------------------|--|---|
|              |    |                              |  | 2013  |
| Manacapuru   | AM | 3° 5' 8" S / 61° 5' 23" W    |  | Brandorff, 1978   |
| Mauês-Mirim  | AM | 3° 20' 34" S / 57° 36' 12" W |  | Santos-Silva, 2008  |
| Negro        | AM | 3° 10' 14" S / 59° 58' 6" W  |  | Brandorff, 1973a; Santos-Silva, 2008;<br>dados não publicados |
| Uatumã       | AM | 2° 36' 14" S / 58° 3' 49" W  |  | Koste e Hardy, 1984   |
| Urucu        | AM | 4° 8' 49" S / 63° 32' 46" W  |  | Previatelli et al., 2013                                      |
| Tarumã-Mirim | AM | 2° 58' 48" S / 60° 12' 4" W  |  | Santos-Silva, 2008  |

As comunidades zooplantônicas dos rios amazônicos foram compostas de espécies pertencentes aos grupos dos microcrustáceos Cladocera e Copepoda, ao Filo Rotifera e ainda pelos protozoários. As relações das ocorrências das espécies registradas para cada rio estão apresentadas nas Tabelas 4.1.3-2 (Cladocera), 4.1.3-3 (Copepoda), 4.1.3-4 (Rotifera) e 4.1.3-5 (protozoários).

A compilação dos registros resultou em um total de 327 espécies zooplanctônicas. A maior riqueza de táxons (espécies ou gêneros) foi obtida para o Filo Rotifera, com 169 espécies, seguido pelos grupos Cladocera com 68, Copepoda com 51 e os protozoários com 41 espécies registradas. Para a maioria dos rios analisados os rotíferos dominaram em número de espécies presentes, sendo a maior riqueza deste grupo registrada para o rio Xingu, com 107 espécies. Foram exceções apenas os rios Caripuna e Jamari, onde foram registradas maiores riquezas para o grupo Cladocera (21 espécies, cada). Já os menores valores de riqueza foram registrados para o grupo Copepoda, sendo o menor deles para o rio Acre (apenas um táxon). Os protozoários foram excluídos na maioria dos estudos analisados, no entanto, para aqueles onde estes foram considerados, a maior riqueza foi registrada para o rio Madeira, com 28 espécies.

Considerando os rios onde as amostragens foram realizadas para a comunidade zooplanctônica total, as maiores riquezas de espécies foram registradas para o rio Madeira (143 espécies) seguida pelo rio Xingu (129) e as menores para os rios Acre (23), Maracanã (32) e Daquiri (33) (Figura 4.1.3-1).



**Figura 4.1.3-1.** Riqueza de espécies dos principais grupos da comunidade zooplânctônica registradas para os rios amazônicos de diferentes tipos de água.

As espécies identificadas para o grupo Cladocera foram distribuídas em oito famílias, sendo a família Chydoridae representada pela maior riqueza, com 33 espécies, seguida das famílias Sididae com oito, Bosminidae e Macrothricidae com sete espécies cada, Moinidae e Daphnidae com cinco cada, a família Ilyocryptidae com apenas dois representantes e a família Holopedidae com apenas uma espécie (Figura 4.1.3-2). As espécies dominantes e com ocorrência em mais de 70% dos rios analisados sendo, portanto, classificadas como muito frequentes foram: *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta* e *Moina minuta* (Tabela 4.1.3-2).

Algumas diferenças entre os rios amazônicos quanto à distribuição dos cladóceros foram verificadas. A espécie *Ceriodaphnia silvestrii* e alguns gêneros como *Scapholeberis*, *Simocephalus* e *Pseudosida* foram registrados até o momento, apenas para os rios de águas brancas. Além disso, maior número de espécies dos gêneros *Chydorus* e *Diaphanosoma* ocorreu nesses mesmos rios em contraste aos rios de águas

claras e pretas (exceto rio Trombetas), para os quais foram exclusivos os gêneros *Grabtolebereis*, *Grimaldina*, *Sarsilatona* e *Streblocerus* e ainda com maiores registros da espécie *Holopedium amazonicum* (Tabela 4.1.3-2).

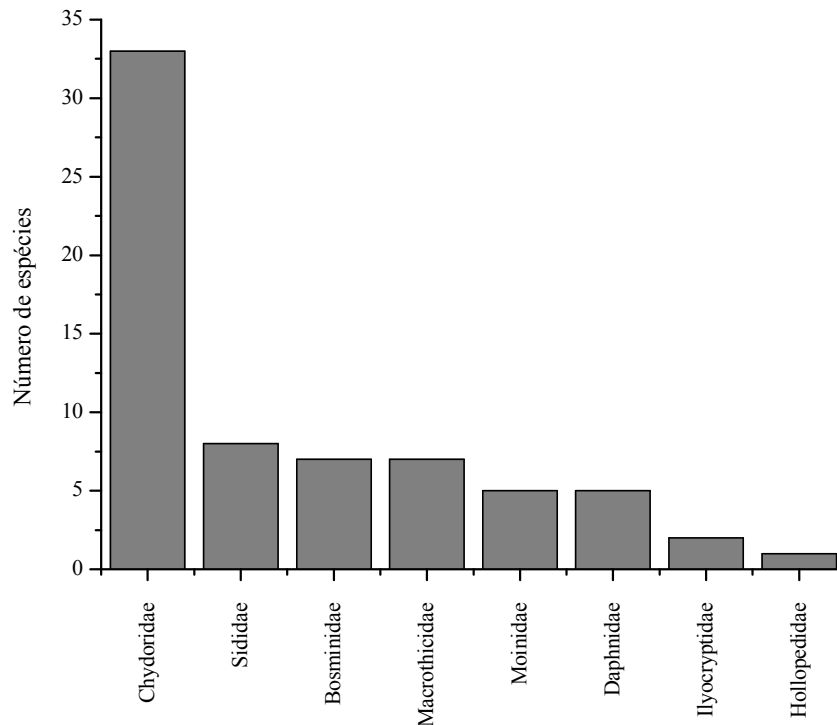
As famílias Bosminidae e Macrothricidae foram mais representativas nas comunidades zooplancônicas dos rios de águas brancas e claras pela presença de maior número de espécies quando comparadas com aquelas dos rios de águas pretas ou de mistura de águas claras e pretas. Verifica-se que as espécies *Bosminopsis brandorffii*, *Macrothrix squamosa* e *Macrothrix superaculeata* não tiveram suas ocorrências registradas em rios com características de águas pretas (Tabela 4.1.3-2).

**Tabela 4.1.30-2.** Lista de espécies de Cladocera, suas frequências de ocorrência (%), respectiva classificação, baseadas no número de rios onde este grupo foi analisado, e agrupamento pelos diferentes tipos de água.

|                                     | Águas brancas |          |             |         |           |          |        |      | Águas claras |       | Mistura de Águas claras e pretas |       |         |          | Águas pretas | FO (%) | Classificação   |
|-------------------------------------|---------------|----------|-------------|---------|-----------|----------|--------|------|--------------|-------|----------------------------------|-------|---------|----------|--------------|--------|-----------------|
|                                     | Rio Madeira   | Caripuna | Jaci-Paraná | Caracol | Jatuarana | Belmonte | Jamari | Acre | Trombetas    | Xingu | Nhamundá                         | Xuedá | Daquiri | Maracanã | Negro        |        |                 |
| <b>Cladocera</b>                    |               |          |             |         |           |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              |        |                 |
| <i>Acroperus tupinamba</i>          |               |          |             |         |           |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          | •            | 7      | Esporádica      |
| <i>Acroperus</i> sp.                |               |          |             |         |           |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              | 7      | Esporádica      |
| <i>Alona iheringula</i>             |               |          | •           |         |           |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          | •            | 13     | Esporádica      |
| <i>Alona intermedia</i>             |               |          |             |         | •         | •        |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              | 13     | Esporádica      |
| <i>Alona glabra</i>                 | •             |          | •           | •       |           |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              | 27     | Pouco frequente |
| <i>Alona guttata</i>                |               |          |             | •       | •         |          | •      |      |              | •     |                                  |       |         |          | •            | 33     | Pouco frequente |
| <i>Alona ossiani</i>                |               | •        | •           | •       | •         |          |        |      |              |       |                                  | •     |         |          | •            | 40     | Pouco frequente |
| <i>Alona setigera</i>               | •             |          |             |         |           | •        |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              | 13     | Esporádica      |
| <i>Alonella clathratula</i>         |               | •        |             | •       |           |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              | 13     | Esporádica      |
| <i>Alonella dadayi</i>              | •             | •        | •           | •       | •         | •        | •      |      |              | •     |                                  | •     |         |          |              | 60     | Frequente       |
| <i>Anthalona verrucosa</i>          |               | •        | •           | •       |           |          | •      |      |              |       |                                  |       |         |          | •            | 33     | Pouco frequente |
| <i>Bosmina freyi</i>                | •             |          | •           |         |           |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              | 13     | Esporádica      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>             | •             |          |             | •       | •         | •        | •      |      | •            | •     |                                  |       |         |          | •            | 53     | Frequente       |
| <i>Bosmina longirostris</i>         |               |          |             |         |           |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              | 7      | Esporádica      |
| <i>Bosmina tubicen</i>              | •             |          | •           | •       | •         | •        | •      |      |              |       |                                  | •     | •       | •        |              | 60     | Frequente       |
| <i>Bosminopsis brandorffii</i>      |               | •        | •           | •       |           | •        | •      |      | •            |       |                                  |       |         |          |              | 40     | Pouco frequente |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>         | •             | •        | •           | •       | •         | •        | •      | •    | •            | •     |                                  |       | •       |          | •            | 80     | Muito frequente |
| <i>Bosminopsis negrensis</i>        |               |          |             |         |           | •        |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              | 7      | Esporádica      |
| <i>Camptocercus dadayi</i>          |               |          | •           |         | •         |          | •      |      |              |       |                                  |       |         |          | •            | 27     | Pouco frequente |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> | •             | •        | •           | •       | •         | •        | •      | •    | •            | •     | •                                |       | •       | •        |              | 87     | Muito frequente |

|                                      |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                 |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|-----------------|
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | • | • | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 53 | Frequente       |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       | • |   | • | • | • |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 33 | Pouco frequente |
| <i>Chydorus dentifer</i>             |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Chydorus eurynotus</i>            | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Chydorus parvireticulatus</i>     | • |   | • |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 20 | Esporádica      |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | • | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 47 | Frequente       |
| <i>Coronatella monacantha</i>        |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Coronatella poppei</i>            |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Daphnia gessneri</i>              | • | • |   | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • |   | 47 | Frequente       |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           | • | • |   | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 47 | Frequente       |
| <i>Diaphanosoma brevirreme</i>       | • |   | • |   | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   | • |   | 40 | Pouco frequente |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       | • |   | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 47 | Frequente       |
| <i>Diaphanosoma polyspina</i>        | • |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 27 | Pouco frequente |
| <i>Diaphanosoma sarsi</i>            |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | • | 27 | Pouco frequente |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       | • | • | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 47 | Frequente       |
| <i>Disparalona hamata</i>            |   |   |   |   | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 20 | Pouco frequente |
| <i>Disparalona leptorhyncha</i>      | • |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         |   |   | • |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 13 | Esporádica      |
| <i>Ephemeroporus barroisi</i>        |   |   | • |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 20 | Pouco frequente |
| <i>Ephemeroporus hibridus</i>        |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        | • | • | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 53 | Frequente       |
| <i>Euryalona orientalis</i>          | • |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Graptoleberis testudinaria</i>    |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Grimaldina brazzai</i>            |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 13 | Esporádica      |
| <i>Holopedium amazonicum</i>         | • |   |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | • | 47 | Frequente       |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          | • | • | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 67 | Frequente       |
| <i>Ilyocryptus verrucosus</i>        | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Karualona muelleri</i>            |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Latonopsis australis</i>          |   |   |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 13 | Esporádica      |
| <i>Latonopsis sp.</i>                |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Leydigia striata</i>              |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Macrothrix elegans</i>            | • |   |   | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 20 | Esporádica      |
| <i>Macrothrix paulensis</i>          |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Macrothrix sioli</i>              | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Macrothrix squamosa</i>           | • | • | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 40 | Pouco frequente |
| <i>Macrothrix superaculeata</i>      |   |   |   |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 27 | Pouco frequente |
| <i>Moina micrura</i>                 | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 7  | Esporádica      |
| <i>Moina minuta</i>                  | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | 93 | Muito frequente |
| <i>Moina reticulata</i>              | • | • |   |   |   | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 33 | Pouco frequente |
| <i>Moina rostrata</i>                |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>         | • | • |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 27 | Pouco frequente |
| <i>Nicsmirnovius incredibilis</i>    |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Notoalona sculpta</i>             |   |   |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 27 | Pouco frequente |
| <i>Parvalona parva</i>               |   |   |   | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Picripleuroxus similis</i>        |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |
| <i>Pleuroxus sp.</i>                 |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | 7  | Esporádica      |

|                                |           |           |           |           |           |           |           |          |           |           |          |           |          |          |           |    |                 |
|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|-----------|----|-----------------|
| <i>Pseudosida bidentata</i>    | •         |           |           |           |           |           |           |          |           |           |          |           |          |          |           | 7  | Esporádica      |
| <i>Sarsilatona behningi</i>    |           |           |           |           |           |           |           |          |           |           |          |           |          |          | •         | 7  | Esporádica      |
| <i>Scapholeberis armata</i>    |           |           |           | •         |           |           |           |          |           |           |          |           |          |          |           | 7  | Esporádica      |
| <i>Simocephalus serrulatus</i> | •         |           | •         | •         | •         |           | •         |          |           |           |          |           |          |          |           | 33 | Pouco frequente |
| <i>Streblocerus pygmaeus</i>   |           |           |           |           |           |           |           |          |           |           | •        |           |          |          |           | 7  | Esporádica      |
| <b>Riqueza total</b>           | <b>33</b> | <b>21</b> | <b>26</b> | <b>34</b> | <b>27</b> | <b>21</b> | <b>21</b> | <b>5</b> | <b>11</b> | <b>15</b> | <b>4</b> | <b>13</b> | <b>6</b> | <b>4</b> | <b>23</b> |    |                 |



**Figura 4.1.3-2.** Riquezas de espécies para as famílias representantes do grupo Cladocera registradas para os rios amazônicos, até 2014, com base no presente estudo e em revisão de literatura (1970 - 2014).

O grupo Copepoda esteve representado por 51 espécies distribuídas em três ordens. A ordem Cyclopoida foi representada pela família Cyclopidae, com 29 espécies. Para essa ordem os gêneros *Mesocyclops* e *Microcyclops* foram aqueles com maior número de espécies (cinco espécies cada). A ordem Calanoida foi representada pela família Diaptomidae, com 22 espécies, sendo o gênero *Notodiaptomus* o de maior riqueza, com 8 espécies (Figura 4.1.3-3). Além destas houve também o registro da ocorrência de copépodos da ordem Harpacticoida, para a qual as espécies não foram ainda identificadas. Todas as espécies foram classificadas como pouco frequentes ou esporádicas na região e as maiores frequências de ocorrências foram obtidas para as espécies *Dasydiaptomus coronatus* e *Rhacodiaptomus retroflexus* (33% dos rios analisados) (Tabela 4.1.3-3).

Algumas ocorrências foram verificadas apenas para os rios de águas brancas como as das espécies: *Argyrodiaptomus azevedoi*, *Notodiatomus amazonicus*, *Notodiatomus deitersi* e *Rhacodiatomus insolitus* entre os Calanoida; Entre os Cyclopoida, os gêneros com maior variedade de espécies para esses rios foram *Mesocyclops* e *Thermocyclops* e os menos frequentes foram *Acanthocyclops robustus*, *Allocyclops* sp., *Tropocyclops prasinus* e táxons das ordens Harpacticoida, não identificados em menor nível taxonômico.

Para os rios de águas claras e pretas foram exclusivas as espécies *Aspinus ascicularis* e *Rhacodiatomus retroflexus* dentro da ordem Calanoida e *Oithona amazonica* para a ordem Cyclopoida. Outras espécies tiveram suas ocorrências apenas em rios de águas claras como *Notodiatomus iheringi*, *Notodiatomus jatobensis* e as espécies do gênero *Pseudodiatomus* entre os Calanoida e *Ectocyclops rubescens*, *Mesocyclops longisetus*, *Halicyclops venezuelaensis*, *Oithona gessneri* e *Microcyclops varicans* entre os Cyclopoida ou apenas em rios de águas pretas como as espécies “*Diatomus*” *ohlei*, “*Diatomus*” *negrensis* e *Rhacodiatomus besti*. Já as espécies *Microcyclops alius* e *Paracyclops pilosus* foram registradas apenas no rio Negro (Tabela 4.1.3-3).

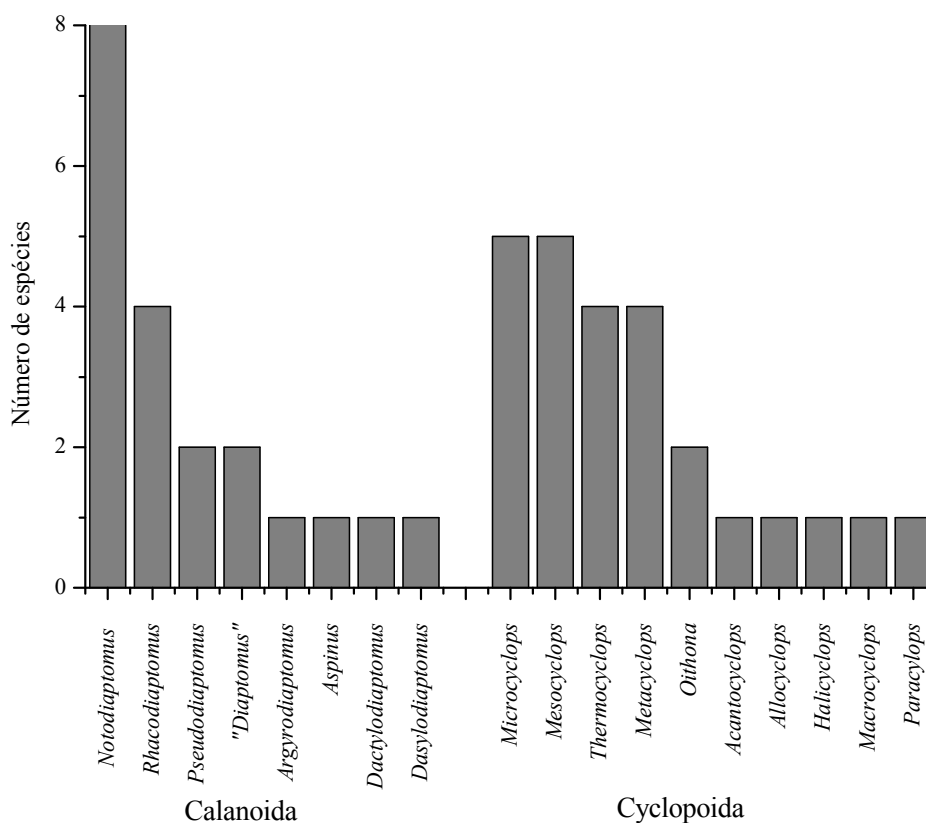
**Tabela 4.1.30-3.** Lista de espécies de Copepoda, suas frequências de ocorrência (%), respectiva classificação, baseadas no número de rios onde este grupo foi analisado, e agrupamento pelos diferentes tipos de água.

|                                       | Águas brancas |          |             |         |           |          |        |      |        |          | Águas claras |       |                          | Mistura de Águas claras e pretas |          |          |       | Águas pretas |          |       |          |       |         | FO (%) | Classificação |          |            |             |                 |
|---------------------------------------|---------------|----------|-------------|---------|-----------|----------|--------|------|--------|----------|--------------|-------|--------------------------|----------------------------------|----------|----------|-------|--------------|----------|-------|----------|-------|---------|--------|---------------|----------|------------|-------------|-----------------|
|                                       | Rio Madeira   | Caripuna | Jaci-Paraná | Caracol | Jatuarana | Belmonte | Jamari | Acre | Branco | Amazonas | Trombetas    | Xingu | Guamá, Capim e Tocantins | Tapajós                          | Arapiuns | Nhamundá | Xuedá | Daquiri      | Maracanã | Negro | Jauaperi | Urucu | Machado |        |               | Cuiétras | Manacapuru | Maués-Mirim | Tarumã-Mirim    |
| <b>Copepoda</b>                       |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          |              |       |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            |             |                 |
| <b>Calanoida</b>                      | 9             | 1        | 1           | 2       | 6         | 7        | 4      | 0    | 1      | 1        | 3            | 3     | 7                        | 3                                | 1        | 2        | 3     | 2            | 2        | 4     | 3        | 1     | 2       | 1      | 1             | 2        | 1          |             |                 |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>       | •             |          |             |         |           | •        | •      |      |        |          |              |       |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 11          | Esporádica      |
| <i>Argyrodiaptomus</i> sp.            |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          |              | •     |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 4           | Esporádica      |
| <i>Aspinus acicularis</i>             |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          | •            |       |                          |                                  |          | •        | •     | •            | •        | •     |          |       |         |        |               |          |            | 22          | Pouco frequente |
| <i>Dactyloidiaptomus pearsei</i>      | •             |          |             |         | •         | •        |        | •    |        |          |              |       |                          |                                  |          | •        | •     |              | •        |       | •        | •     |         |        |               |          |            | 22          | Pouco frequente |
| <i>Dasydiaptomus coronatus</i>        | •             |          |             |         |           | •        | •      |      |        |          |              | •     | •                        |                                  |          | •        |       |              | •        | •     |          | •     |         |        |               |          |            | 33          | Pouco frequente |
| " <i>Diaptomus</i> " <i>negrensis</i> |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          |              |       |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         | •      |               |          |            | 4           | Esporádica      |
| " <i>Diaptomus</i> " <i>ohlei</i>     |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          |              |       |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        | •             |          |            | 4           | Esporádica      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>       | •             |          | •           |         |           | •        | •      |      |        |          |              |       |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 15          | Esporádica      |
| <i>Notodiaptomus coniferoides</i>     | •             |          |             |         |           |          |        |      |        | •        |              |       | •                        |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 11          | Esporádica      |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>         | •             | •        |             | •       | •         | •        |        |      |        |          |              |       |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 19          | Esporádica      |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>          | •             |          |             |         | •         | •        | •      |      |        |          |              |       | •                        |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 19          | Esporádica      |
| <i>Notodiaptomus iheringi</i>         |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          |              | •     | •                        |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 4           | Esporádica      |
| <i>Notodiaptomus jatobensis</i>       |               |          |             |         |           |          |        |      |        |          | •            | •     |                          |                                  |          |          |       |              |          |       |          |       |         |        |               |          |            | 7           | Esporádica      |



|                                   |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 |            |            |
|-----------------------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|--|---|------------|----|-----------------|------------|------------|
| <i>Notodiaptomus linus</i>        |           |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  | 7 | Esporádica |    |                 |            |            |
| <i>Notodiaptomus spinuliferus</i> | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            | 4  | Esporádica      |            |            |
| <i>Notodiaptomus</i> sp.          | •         |          |          |          | •        |          |          |          |          |          | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            | 15 | Esporádica      |            |            |
| <i>Pseudodiaptomus gracilis</i>   |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            | 4  | Esporádica      |            |            |
| <i>Pseudodiaptomus richardii</i>  |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            | 4  | Esporádica      |            |            |
| <i>Rhacodiaptomus besti</i>       |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            | 7  | Esporádica      |            |            |
| <i>Rhacodiaptomus calamensis</i>  |           |          |          | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    | 19              | Esporádica |            |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>   | •         |          |          |          | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    | 11              | Esporádica |            |
| <i>Rhacodiaptomus retroflexus</i> |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          | •        | •        | •        | •        | •        | •        | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        | •        |  |   |            | 33 | Pouco frequente |            |            |
| <b>Cyclopoida</b>                 | <b>15</b> | <b>2</b> | <b>3</b> | <b>2</b> | <b>7</b> | <b>6</b> | <b>5</b> | <b>1</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>2</b> | <b>1</b> | <b>6</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>2</b> | <b>3</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> |  |   |            |    |                 |            |            |
| <i>Acantocyclops robustus</i>     | •         |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    | 7               | Esporádica |            |
| <i>Allocyclops</i> sp.            | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    | 4               | Esporádica |            |
| <i>Ectocyclops rubescens</i>      |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    | 4               | Esporádica |            |
| <i>Halicyclops venezuelaensis</i> |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    | 4               | Esporádica |            |
| <i>Macrocyclops albidus</i>       | •         |          | •        | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 15         | Esporádica |
| <i>Mesocyclops brasilianus</i>    |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>     | •         |          |          |          |          | •        | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 11         | Esporádica |
| <i>Mesocyclops longisetus</i>     |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>     | •         |          |          |          | •        |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 11         | Esporádica |
| <i>Mesocyclops ogunnus</i>        | •         |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 7          | Esporádica |
| <i>Metacyclops brauni</i>         | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Metacyclops curtispinosus</i>  | •         |          | •        |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 11         | Esporádica |
| <i>Metacyclops laticornis</i>     | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Metacyclops leptopus</i>       | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Microcyclops alius</i>         |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i> | •         |          |          | •        |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 11         | Esporádica |
| <i>Microcyclops ceibaensis</i>    |           |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 4          | Esporádica |
| <i>Microcyclops finitimus</i>     | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | •        |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |  |   |            |    |                 | 7          | Esporádica |

|   |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            |            |            |                 |
|---|-----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------|----------|-----------------|------------|---|------------|------------|------------|------------|-----------------|
| <i>Microcyclops varicans</i>              |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          | 4        | Esporádica |          |                 |            |   |            |            |            |            |                 |
| <i>Oithona amazônica</i>                  |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          | •        |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            | 22       | Pouco frequente |            |   |            |            |            |            |                 |
| <i>Oithona gessneri</i>                   |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          | 4               | Esporádica |   |            |            |            |            |                 |
| <i>Paracyclops pilosus</i>                |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            | 4 | Esporádica |            |            |            |                 |
| <i>Thermocyclops brehmi</i>               |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            | 4 | Esporádica |            |            |            |                 |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>            | •         |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   | 11         | Esporádica |            |            |                 |
| <i>Thermocyclops minutus</i>              | •         | •        |          |          |           | •         |           | •        |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            | 19         | Esporádica |                 |
| <i>Thermocyclops tenuis</i>               |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            | 4          | Esporádica |            |                 |
| <i>Thermocyclops sp.</i>                  |           |          |          |          |           |           |           |          |          |          |          |          | •         |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            | 7          | Esporádica |                 |
| <i>Tropocyclops prasinus</i>              | •         | •        |          |          |           | •         |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            | 11         | Esporádica |                 |
| <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> |           |          |          |          |           | •         |           |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            | 4          | Esporádica |                 |
| <b>Harpacticoida</b>                      | <b>1</b>  | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>1</b>  | <b>0</b>  | <b>1</b>  | <b>0</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b>  | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>-</b>   | <b>-</b> | <b>-</b>        | <b>-</b>   |   |            |            |            |            |                 |
| Táxons não identificados                  | •         | •        | •        | •        | •         |           | •         |          |          |          |          |          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            |            | 22         | Pouco frequente |
| <b>Riqueza total</b>                      | <b>25</b> | <b>4</b> | <b>5</b> | <b>5</b> | <b>14</b> | <b>13</b> | <b>10</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>5</b> | <b>4</b> | <b>13</b> | <b>3</b> | <b>1</b> | <b>3</b> | <b>4</b> | <b>3</b> | <b>4</b> | <b>4</b> | <b>7</b> | <b>3</b> | <b>1</b> | <b>2</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>2</b> | <b>1</b> | <b>1</b> | <b>2</b> | <b>1</b> |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |            |          |                 |            |   |            |            |            |            |                 |



**Figura 4.1.3-3.** Riquezas de espécies dos gêneros representantes das principais ordens do grupo Copepoda registradas para os rios amazônicos, até 2014, com base no presente estudo e em revisão de literatura (1970 - 2014).

Em relação ao grupo Rotifera, as 169 espécies identificadas nos rios amazônicos foram distribuídas em 22 famílias, além da ocorrência de táxons da ordem Bdelloidea. As famílias mais representativas foram Lecanidae com 34 espécies, Brachionidae com 29 e Trichocercidae com 15 (Figura 4.1.3-4). Foram dominantes e classificadas como muito frequentes as espécies: *Brachionus zahniseri*, *Filinia longiseta*, *Filinia pejler*, *Keratella americana* e *Testudinella patina* (Tabela 4.1.3-4).

Diferenças na ocorrência das espécies de Rotifera entre os tipos de água dos rios analisados também foram verificadas. Observa-se que um maior número de espécies da família Brachionidae foi registrado para os rios de águas brancas enquanto um maior número de espécies da família Lecanidae foi verificado para os rios de águas claras. Já a família Trichocercidae foi mais representativa nos rios de águas claras e pretas. Diferença marcante também foi verificada para as espécies do gênero *Conochillus* já que nos rios de águas brancas as espécies *Conochillus coenobasis*, *C. natans* e *C. unicornis* foram dominantes e nos rios de águas claras e pretas a dominância foi da espécie *C. dossuarius* (Tabela 4.1.3-4).

**Tabela 4.1.30-4.** Lista de espécies de Rotifera, suas frequências de ocorrência (%), respectiva classificação, baseadas no número de rios onde este grupo foi analisado, e agrupamento pelos diferentes tipos de água.

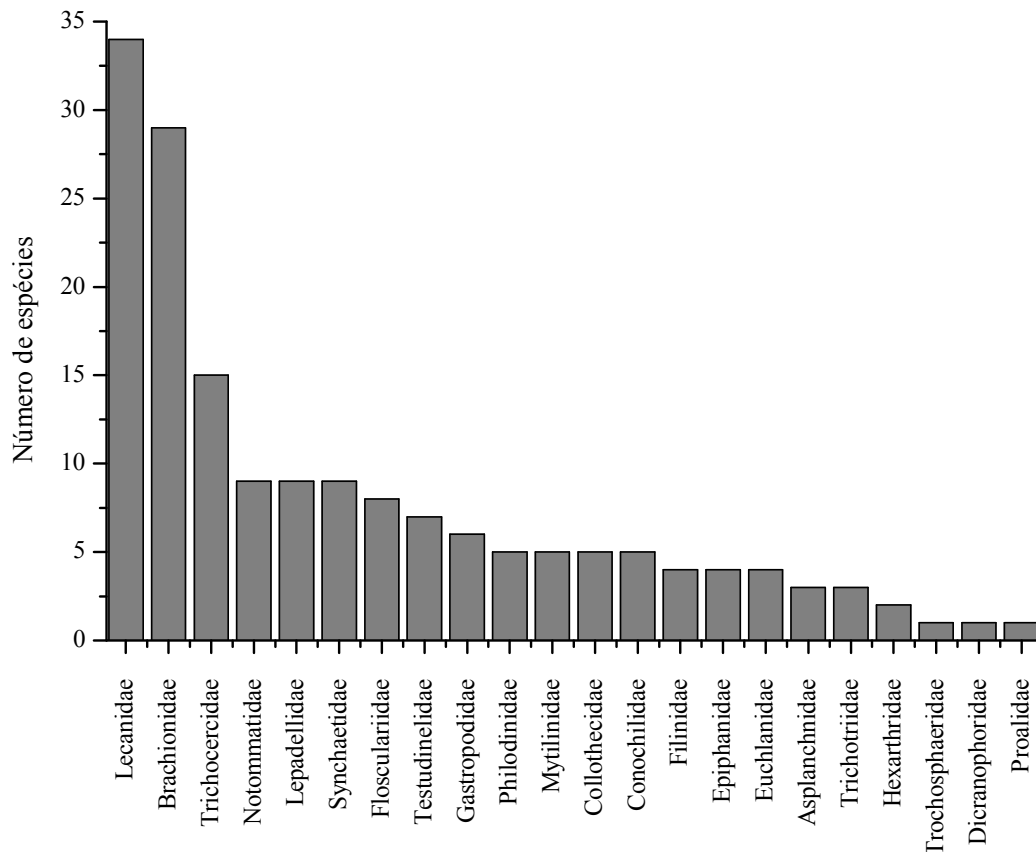
|   | Águas brancas |          |             |         |          |          |        |      | Águas claras |       | Mistura de Águas claras e pretas |       |         |          | Águas pretas |                 | FO (%) | Classificação   |
|---|---------------|----------|-------------|---------|----------|----------|--------|------|--------------|-------|----------------------------------|-------|---------|----------|--------------|-----------------|--------|-----------------|
|   | Rio Madeira   | Caripuna | Jaci-Paraná | Caracol | Jaturana | Belmonte | Jamari | Acre | Trombetas    | Xingu | Nhamundá                         | Xuedá | Daquiri | Maracanã | Negro        | Jatapu e Uatumã |        |                 |
| <b>Rotifera</b>                           |               |          |             |         |          |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              |                 |        |                 |
| <i>Anuraeopsis fissa</i>                  |               |          |             |         |          |          |        |      | •            | •     | •                                |       |         |          |              |                 | 19     | Esporádica      |
| <i>Anuraeopsis navicula</i>               |               | •        | •           |         |          |          |        |      | •            | •     |                                  | •     |         | •        | •            |                 | 44     | Pouco frequente |
| <i>Anuraeopsis sioli</i>                  |               |          |             | •       |          |          |        |      |              |       | •                                | •     | •       | •        |              |                 | 38     | Pouco frequente |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>                 |               |          |             | •       | •        | •        | •      |      | •            | •     |                                  | •     |         |          |              |                 | 44     | Pouco frequente |
| <i>Ascomorpha klement</i>                 |               |          |             |         |          |          |        |      | •            |       | •                                |       |         |          | •            |                 | 19     | Esporádica      |
| <i>Ascomorpha ovalis</i>                  | •             |          |             | •       |          |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              |                 | 13     | Esporádica      |
| <i>Ascomorpha saltans</i>                 |               |          |             |         |          |          |        |      | •            |       |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Ascomorpha tundisii</i>                | •             |          |             |         |          |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Asplanchna priodonta</i>               |               |          |             |         | •        | •        |        |      |              | •     | •                                | •     | •       |          |              |                 | 31     | Pouco frequente |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>                | •             |          |             |         | •        | •        |        |      | •            |       |                                  |       |         | •        | •            |                 | 38     | Pouco frequente |
| <i>Asplanchna</i> sp.                     |               |          |             |         |          |          |        | •    |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 13     | Esporádica      |
| <i>Beauchampiella eudactylota</i>         | •             |          | •           |         | •        | •        |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              |                 | 25     | Esporádica      |
| <i>Brachionus adisi</i>                   |               |          |             |         |          |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          | •            |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Brachionus ahlstromi</i>               |               |          |             |         |          |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Brachionus amazonicus</i>              |               |          |             |         |          |          |        |      |              |       |                                  |       |         |          | •            |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Brachionus angularis</i>               | •             |          | •           | •       | •        |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 31     | Pouco frequente |
| <i>Brachionus bidentata</i>               | •             |          |             |         |          |          |        | •    |              |       |                                  |       |         |          |              |                 | 13     | Esporádica      |
| <i>Brachionus calyciflorus</i>            | •             |          |             |         |          |          |        | •    |              | •     |                                  |       |         |          | •            |                 | 25     | Pouco frequente |
| <i>Brachionus caudatus</i>                | •             |          | •           | •       |          | •        | •      |      | •            | •     |                                  |       |         |          | •            |                 | 44     | Frequente       |
| <i>Brachionus dolabratus</i>              |               |          |             | •       | •        |          |        |      | •            | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 25     | Pouco frequente |
| <i>Brachionus falcatus</i>                | •             | •        |             | •       | •        | •        |        |      | •            | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 44     | Frequente       |
| <i>Brachionus gillardi</i>                |               |          |             |         |          |          |        |      | •            |       | •                                |       |         |          |              |                 | 13     | Esporádica      |
| <i>Brachionus havanaensis</i>             | •             |          |             |         |          | •        |        |      |              |       |                                  |       |         |          |              |                 | 13     | Esporádica      |
| <i>Brachionus mirus</i>                   | •             |          |             | •       | •        |          |        | •    |              | •     |                                  |       |         |          | •            |                 | 38     | Pouco frequente |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>          | •             |          | •           |         | •        |          |        | •    |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 31     | Pouco frequente |
| <i>Brachionus voighti</i>                 |               |          |             |         |          |          |        |      | •            |       |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>               | •             | •        | •           | •       | •        | •        | •      |      | •            | •     | •                                | •     |         | •        | •            |                 | 81     | Muito frequente |
| <i>Cephalodella apocolea</i>              |               |          |             |         |          |          |        |      |              |       |                                  | •     |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Cephalodella gibba</i>                 |               |          |             |         |          |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Cephalodella</i> cf. <i>forficula</i>  |               |          |             |         |          |          |        |      | •            |       |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Cephalodella intuta</i>                |               |          |             |         |          |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |
| <i>Cephalodella</i> cf. <i>mucronatha</i> |               |          |             |         |          |          |        |      | •            | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 13     | Esporádica      |
| <i>Cephalodella</i> sp.                   |               |          | •           |         |          |          |        | •    | •            | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 25     | Pouco frequente |
| <i>Collotheca ambigua</i>                 |               |          |             |         |          |          |        |      |              | •     |                                  |       |         |          |              |                 | 6      | Esporádica      |

|  |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |    |                 |
|--|---|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|----|-----------------|
| <i>Collotheca campanullata</i>           |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 13 | Esporádica      |
| <i>Collotheca edentata</i>               |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Collotheca tenuilobata</i>            |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 31 | Pouco frequente |
| <i>Collotheca sp.</i>                    |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 44 | Frequente       |
| <i>Conochilus coenobasis</i>             | • | • |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 38 | Pouco frequente |
| <i>Conochilus dossuarius</i>             |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 38 | Pouco frequente |
| <i>Conochilus hippocrepis</i>            |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Conochilus natans</i>                 |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 25 | Pouco frequente |
| <i>Conochilus unicornis</i>              | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 19 | Esporádica      |
| <i>Colurella uncinata</i>                |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Colurella sp.</i>                     |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Dicranophorus sp.</i>                 |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>           | • | • |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 56 | Frequente       |
| <i>Dissotrocha macrostyla</i>            |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Eosphora anthadis</i>                 |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Epiphanes clavulata</i>               |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Epiphanes macrourus</i>               |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Euchlanis dilatata</i>                | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 31 | Pouco frequente |
| <i>Euchlanis incisa</i>                  |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Filinia limnetica</i>                 |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Filinia longiseta</i>                 | • | • |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 88 | Muito frequente |
| <i>Filinia opoliensis</i>                |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 19 | Esporádica      |
| <i>Filinia pejler</i>                    | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 75 | Muito frequente |
| <i>Floscularia janus</i>                 |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Gastropus hyptopus</i>                |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Harringia rousselete</i>              |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Habrotrocha aculeata</i>              |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Habrotrocha sp.</i>                   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Hexarthra intermedia</i>              |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 31 | Pouco frequente |
| <i>Hexarthra intermedia brasiliensis</i> |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 13 | Esporádica      |
| <i>Hexarthra cf. mira</i>                |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Keratella americana</i>               | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 81 | Muito frequente |
| <i>Keratella cochlearis</i>              | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 63 | Frequente       |
| <i>Keratella nhamundaiensis</i>          |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 19 | Esporádica      |
| <i>Keratella lenzi</i>                   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 31 | Pouco frequente |
| <i>Keratella reducta</i>                 | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 19 | Esporádica      |
| <i>Keratella tropica</i>                 | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 13 | Esporádica      |
| <i>Lecane arculeata</i>                  |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Lecane bulla</i>                      | • | • |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 63 | Frequente       |
| <i>Lecane closterocerca</i>              |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Lecane constricta</i>                 |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Lecane copeis</i>                     |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Lecane cornuta</i>                    | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 19 | Esporádica      |
| <i>Lecane curvicornis</i>                | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 69 | Frequente       |
| <i>Lecane decipiens</i>                  | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |
| <i>Lecane depressa</i>                   | • |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6  | Esporádica      |

|                                    |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |            |                 |
|------------------------------------|---|---|---|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|---|------------|-----------------|
| <i>Lecane doryssa</i>              |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  | 6 | Esporádica |                 |
| <i>Lecane elsa</i>                 | • |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane hamata</i>               |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane hornemanni</i>           |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane inermis</i>              |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane leontina</i>             | • |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 38         | Pouco frequente |
| <i>Lecane ludwigi</i>              |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 19         | Esporádica      |
| <i>Lecane luna</i>                 | • |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 25         | Pouco frequente |
| <i>Lecane lunares</i>              | • |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 50         | Frequente       |
| <i>Lecane melini</i>               |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 38         | Pouco frequente |
| <i>Lecane monostyla</i>            |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Lecane murrayi</i>              |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane nodosa</i>               |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Lecane obtusa</i>               |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Lecane opias</i>                |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane ornata</i>               |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane papuana</i>              | • |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Lecane pertica</i>              |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane proiecta</i>             | • | • | • | • |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 44         | Frequente       |
| <i>Lecane pyriformis</i>           |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Lecane remanei</i>              |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 31         | Pouco frequente |
| <i>Lecane ruttneri</i>             |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane signifera</i>            |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 19         | Esporádica      |
| <i>Lecane signifera ploenensis</i> |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lecane stichaea</i>             |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Lecane ungulata</i>             |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 19         | Esporádica      |
| <i>Lepadella amphitropis</i>       |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lepadella benjamini</i>         |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lepadella cristata</i>          |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 19         | Esporádica      |
| <i>Lepadella donneri</i>           |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lepadella latusinus</i>         |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lepadella patela</i>            |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lepadella rhomboides</i>        |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Lepadella sp.</i>               |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Macrochaetus colinsi</i>        |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 25         | Pouco frequente |
| <i>Macrochaetus sericus</i>        |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Macrotrachela zickendrahti</i>  |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Microcodides chlalena</i>       |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Microcodons clavus</i>          |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Mytilina bicarenata</i>         |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Mytilina bisulcata</i>          |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Mytilina macrocera</i>          |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 38         | Pouco frequente |
| <i>Mytilina mucronata</i>          |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Mytilina cf. ventralis</i>      |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Mytilina sp.</i>                |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Monommata actices</i>           |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |

|  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   |    |                 |
|--|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|--|---|----|-----------------|
| <i>Monommata</i> cf. <i>maculata</i>               |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Monommata</i> sp.                               | • |   |   |   | • | • |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |  |   | 25 | Pouco frequente |
| <i>Notholca</i> sp.                                |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Notomatta</i> sp.                               | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Octotrocha speciosa</i>                         |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 6  | Esporádica      |
| <i>Paranuraoeopsis quadridentata</i>               |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Phylodina</i> cf. <i>roseola</i>                | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Platylas quadricornis</i>                       | • | • | • | • |   | • |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |  | • | 56 | Frequente       |
| <i>Platlonus patulus</i>                           | • |   | • | • | • |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |  |   | 31 | Pouco frequente |
| <i>Platlonus macracanthus</i>                      | • |   |   |   |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 25 | Pouco frequente |
| <i>Ploesoma lenticulare</i>                        |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 13 | Esporádica      |
| <i>Ploesoma truncatum</i>                          |   |   | • | • | • |   |   |   | • |   | • |   |   |   |   |   |  | • | 38 | Pouco frequente |
| <i>Polyarthra dolichoptera</i>                     |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 6  | Esporádica      |
| <i>Polyarthra remata</i>                           |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 31 | Pouco frequente |
| <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>             | • | • | • | • | • | • |   |   | • | • | • | • | • | • | • |   |  |   | 69 | Frequente       |
| <i>Polyarthra</i> sp.                              |   |   |   |   |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Pompholyx complanata</i>                        | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 13 | Esporádica      |
| <i>Proales</i> sp.                                 |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Ptygura libera</i>                              | • |   |   |   |   |   |   |   |   | • | • | • | • | • | • | • |  |   | 50 | Frequente       |
| <i>Ptygura melicerta</i>                           |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Ptygura</i> sp.                                 |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Rotaria</i> cf. <i>netpunia</i>                 | • |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 19 | Esporádica      |
| <i>Sinantherina semibullata</i>                    | • |   |   |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 38 | Pouco frequente |
| <i>Sinantherina socialis</i>                       |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 13 | Esporádica      |
| <i>Sinantherina spinosa</i>                        |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Sinantherina</i> cf. <i>procera</i>             | • |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Sinantherina</i> sp.                            |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Squatinella</i> sp.                             |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Stephanoceros fimbriatus</i>                    |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Synchaeta jollyae</i>                           |   |   | • |   | • |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 19 | Esporádica      |
| <i>Synchaeta longipes</i>                          |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Synchaeta pectinata</i>                         |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 19 | Esporádica      |
| <i>Synchaeta stylata</i>                           | • |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 63 | Frequente       |
| <i>Synchaeta</i> sp.                               |   |   |   |   |   |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Testudinella ahlstromi</i>                      |   |   |   |   | • |   |   |   |   | • | • |   |   |   |   |   |  | • | 31 | Pouco frequente |
| <i>Testudinella mucronata</i> f. <i>hauerensis</i> | • |   |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 25 | Pouco frequente |
| <i>Testudinella ohlei</i>                          |   |   | • | • |   |   | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 31 | Pouco frequente |
| <i>Testudinella patina</i>                         | • | • | • | • | • | • |   |   | • | • | • |   |   |   |   |   |  | • | 75 | Muito frequente |
| <i>Testudinella semiparva</i>                      |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Testudinella tridentata</i>                     |   |   |   |   |   |   |   |   |   | • | • |   |   |   |   |   |  |   | 13 | Esporádica      |
| <i>Testudinella</i> sp.                            |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Trichocerca braziliensis</i>                    |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  | • | 6  | Esporádica      |
| <i>Trichocerca bicristata</i>                      | • |   |   |   |   | • |   |   |   | • | • | • | • |   |   |   |  | • | 50 | Frequente       |
| <i>Trichocerca bidens</i>                          |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 6  | Esporádica      |
| <i>Trichocerca capucina</i>                        |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 31 | Pouco frequente |
| <i>Trichocerca chattoni</i>                        | • |   |   |   | • | • | • |   |   |   |   |   |   |   |   |   |  |   | 56 | Frequente       |

|                                    |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   |            |                 |
|------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|--|--|--|---|------------|-----------------|
| <i>Trichocerca collaris</i>        |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  | 6 | Esporádica |                 |
| <i>Trichocerca gracilis</i>        |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Trichocerca insignis</i>        |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Trichocerca longiseta</i>       |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Trichocerca myersi</i>          |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| <i>Trichocerca pusilla</i>         |           | •         |           |           |           | •         |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 38         | Pouco frequente |
| <i>Trichocerca rousseleti</i>      |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Trichocerca similis</i>         |           | •         |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 69         | Frequente       |
| <i>Trichocerca stylata</i>         |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 19         | Esporádica      |
| <i>Trichocerca tigris</i>          |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 6          | Esporádica      |
| <i>Trichotria tetractis</i>        |           | •         |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 31         | Pouco frequente |
| <i>Trochosphaera aequatorialis</i> |           | •         |           |           |           |           |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 13         | Esporádica      |
| Bdelloidea                         |           | •         | •         | •         |           | •         |           |           |           |            |           |           |           |           |           |           |  |  |  |   | 38         | Pouco frequente |
| <b>Riqueza total</b>               | <b>56</b> | <b>13</b> | <b>31</b> | <b>36</b> | <b>40</b> | <b>26</b> | <b>20</b> | <b>17</b> | <b>61</b> | <b>107</b> | <b>30</b> | <b>39</b> | <b>24</b> | <b>24</b> | <b>29</b> | <b>34</b> |  |  |  |   |            |                 |



**Figura 4.1.30-4.** Riquezas de espécies de Rotifera registrados nos rios amazônicos, no período de 1970 a 2014, representados por família.

Os protozoários foram distribuídos em dez famílias, entre estas, a família Diffugiidae foi representada com maior riqueza de espécies (12), seguida da família

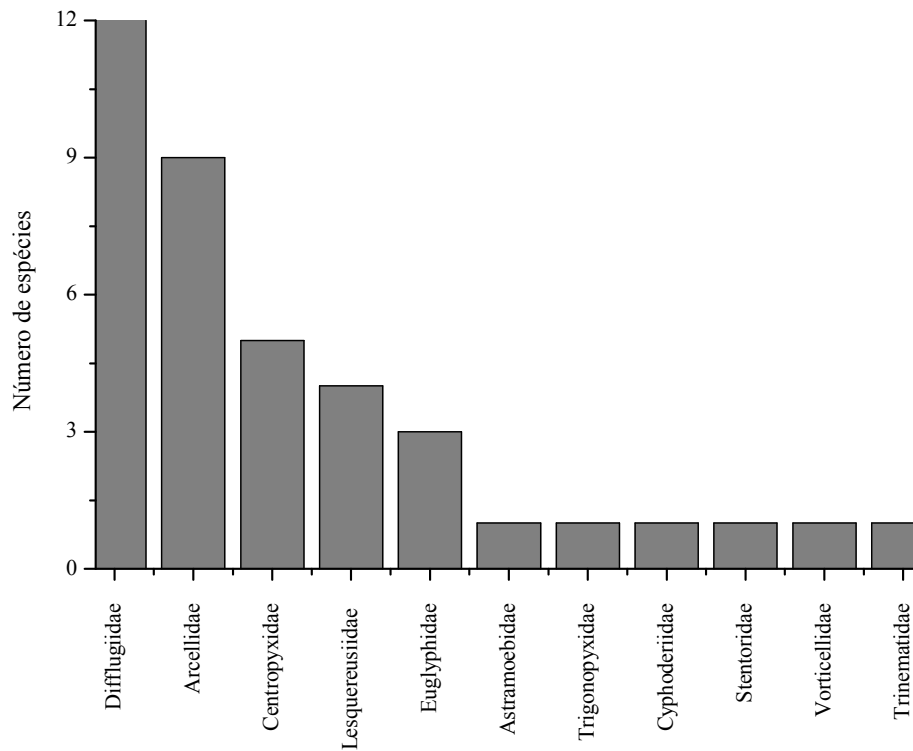


Arcellidae (9). As demais famílias foram representadas por poucas espécies (Figura 4.1.3-5). A maioria dos trabalhos analisados nos rios amazônicos não registrou a ocorrência de protozoários, focando suas análises nos principais grupos da comunidade zooplancônica (Cladocera, Copepoda e Rotifera). Considerando os rios onde o grupo foi registrado, as espécies classificadas como muito frequentes na região foram: *Arcella hemisphaerica*, *Arcella vulgaris*, *Astramoeba* sp., *Centropyxis aculeata*, *Diffflugia lobostoma* e *Vorticella* sp, além dos Ciliata e Heliozoários. As espécies identificadas não tiveram suas ocorrências relacionadas a um determinado tipo de água (Tabela 4.1.3-5).

**Tabela 4.1.3-5.** Ocorrência de táxons de protozoários registradas para os rios amazônicos, suas frequências de ocorrência (%), respectiva classificação, baseadas no número de rios onde este grupo foi analisado, e agrupamento pelos diferentes tipos de água..

|                                     | Águas brancas |           |             |           |           |           |           | Águas claras | Águas pretas | FO (%) | Classificação   |
|-------------------------------------|---------------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------------|--------------|--------|-----------------|
|                                     | Rio Madeira   | Caripuna  | Jaci-Paraná | Caracol   | Jatuarana | Belmonte  | Jamari    | Xingu        | Negro        |        |                 |
| <b>Protozoários</b>                 | <b>28</b>     | <b>18</b> | <b>20</b>   | <b>15</b> | <b>13</b> | <b>12</b> | <b>11</b> | <b>3</b>     | <b>15</b>    |        |                 |
| <i>Arcella brasiliensis</i>         | •             | •         | •           |           |           |           |           |              |              | 33     | Pouco frequente |
| <i>Arcella costata</i>              | •             | •         | •           |           |           | •         |           |              | •            | 56     | Frequente       |
| <i>Arcella dentata</i>              | •             |           |             |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Arcella discoides</i>            | •             |           |             |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>        | •             | •         | •           | •         | •         | •         |           |              | •            | 78     | Muito frequente |
| <i>Arcella megastoma</i>            | •             |           | •           | •         |           |           |           |              | •            | 44     | Frequente       |
| <i>Arcella mitrata</i>              | •             |           | •           |           |           | •         |           |              | •            | 44     | Frequente       |
| <i>Arcella</i> cf. <i>rotundata</i> | •             |           |             |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Arcella vulgaris</i>             | •             | •         | •           | •         | •         | •         | •         |              | •            | 89     | Muito frequente |
| <i>Astramoeba</i> sp.               | •             | •         | •           | •         | •         | •         | •         |              | •            | 89     | Muito frequente |
| <i>Centropix aculeata</i>           | •             | •         | •           | •         | •         | •         | •         |              |              | 78     | Muito frequente |
| <i>Centropyxis ecornis</i>          | •             | •         |             |           |           |           |           |              | •            | 33     | Pouco frequente |
| <i>Centropyxis discoides</i>        | •             |           |             |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Centropyxis marsupiformes</i>    | •             |           |             |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Centropyxis minuta</i>           |               | •         |             |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Centropyxis</i> sp.              |               |           |             |           |           |           |           | •            |              | 11     | Esporádica      |
| Ciliata                             | •             | •         | •           | •         | •         |           | •         |              |              | 78     | Muito frequente |
| <i>Cyclopyxis impressa</i>          |               |           | •           |           |           |           |           |              |              | 11     | Esporádica      |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>           | •             |           | •           |           |           | •         |           |              |              | 33     | Pouco frequente |
| <i>Diffflugia achlora</i>           |               |           | •           |           | •         |           |           |              |              | 22     | Pouco frequente |
| <i>Diffflugia acuminata</i>         | •             |           |             |           |           |           | •         |              |              | 22     | Pouco frequente |
| <i>Diffflugia corona</i>            | •             | •         | •           | •         | •         | •         |           |              | •            | 78     | Muito frequente |
| <i>Diffflugia cylindrus</i>         |               |           |             |           |           |           | •         |              |              | 11     | Esporádica      |

|                              |   |   |   |   |   |   |   |   |  |    |                 |
|------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|--|----|-----------------|
| <i>Diffugia distenda</i>     |   | • |   | • |   |   |   |   |  | 22 | Pouco frequente |
| <i>Diffugia kempnyi</i>      | • |   |   |   |   |   |   |   |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Diffugia limnetica</i>    |   | • |   |   |   |   |   |   |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Diffugia litophila</i>    |   | • |   | • | • |   |   | • |  | 44 | Frequente       |
| <i>Diffugia lobostoma</i>    | • | • | • | • | • | • | • | • |  | 89 | Muito frequente |
| <i>Diffugia oblonga</i>      | • | • | • |   | • | • |   | • |  | 67 | Frequente       |
| <i>Diffugia penardi</i>      |   | • |   | • |   | • |   |   |  | 33 | Pouco frequente |
| <i>Diffugia tuberculata</i>  |   |   |   |   |   |   | • |   |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Euglypha ciliata</i>      | • |   |   |   |   |   |   |   |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Euglypha denticulata</i>  |   |   | • |   |   |   |   |   |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Euglypha rotunda</i>      |   |   |   |   |   |   |   | • |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Euglypha sp.</i>          |   |   |   |   |   |   | • |   |  | 11 | Esporádica      |
| Heliozoário                  | • |   | • | • | • | • | • | • |  | 78 | Muito frequente |
| <i>Lesquereusia spiralis</i> |   |   | • | • |   |   |   | • |  | 33 | Pouco frequente |
| <i>Netzelia tuberculata</i>  | • |   |   |   | • |   |   |   |  | 22 | Pouco frequente |
| <i>Netzelia wailesi</i>      | • |   |   | • |   |   |   |   |  | 22 | Pouco frequente |
| <i>Stentor sp.</i>           |   |   |   | • |   |   | • |   |  | 22 | Pouco frequente |
| <i>Strombidium sp.</i>       | • | • | • |   |   |   |   |   |  | 33 | Pouco frequente |
| <i>Trinema lineare</i>       | • |   |   |   |   |   |   |   |  | 11 | Esporádica      |
| <i>Vorticella sp.</i>        | • | • | • |   | • |   | • | • |  | 78 | Muito frequente |



**Figura 4.1.3-5.** Riqueza de espécies por famílias dos protozoários registrados para os rios amazônicos.

#### 4.1.4 Discussão

Considerando a imensa vastidão da bacia Amazônica podemos considerar que os estudos sobre a comunidade zooplânctônica de seus rios ainda são escassos. O zooplâncton de lagos foi e ainda é mais analisado do que o de rios, apesar de sua baixa cobertura geográfica, estando concentrados principalmente na Amazônia Central. No entanto, foram aqui reunidas informações de 31 rios para os quais a comunidade zooplânctônica foi analisada, sendo a maior parte destes também localizada na Amazônia Central. Comparando-se com a comunidade de peixes são relativamente poucos os trabalhos realizados sobre a comunidade zooplânctônica como um todo e a maioria dos estudos estão concentrados na taxonomia dos Copepoda. Essa pouca informação pode estar relacionada à falta de especialistas voltados para estudos taxonômicos dos principais grupos zooplânctônicos, como também pelos poucos recursos e infra-estrutura disponibilizada para os grupos de pesquisa existentes, já que amostragens na região Amazônica tornam-se altamente dispendiosas. A maioria dos estudos data de algumas décadas, onde os trabalhos de composição taxonômica eram mais frequentes, em comparação aos dias atuais.

Contudo, apesar da informação um tanto restrita, verifica-se elevada riqueza de espécies zooplânctônicas nos rios amazônicos analisados (327 espécies). O zooplâncton de rios de planície de inundação tem em geral sido caracterizado por uma elevada riqueza de espécies, devido, principalmente, à grande heterogeneidade de habitats e às alterações temporais ocasionadas pelas flutuações nos níveis de água. A elevada riqueza de espécies zooplânctônicas nos rios amazônicos é comparável à registrada para as comunidades nos trechos alto e médio da bacia do rio Paraná (300-400 espécies), também caracterizados pelas frequentes flutuações sazonais (Lansac- Toha et al., 2004a, 2004b; Paggi e José de Paggi, 1990).

Rotifera foi o grupo com o maior número de espécies registradas. Esse padrão se repetiu para a maioria dos rios analisados separadamente. A dominância numérica de Rotifera no plâncton, na maioria dos ambientes aquáticos continentais (rios, lagos, reservatórios e poças) e principalmente nos ecossistemas lóticos, é um padrão comum para a região tropical (Rocha et al., 1995). Esse fato pode ser atribuído, entre outros fatores, às altas taxas de crescimento populacional e oportunismo frente às periódicas alterações nas condições limnológicas desses ambientes (Allan, 1976).

Devido à instabilidade dos fatores hidrológicos nos ecossistemas lóticos, as comunidades zooplanctônicas que neles se desenvolvem geralmente apresentam um número reduzido de organismos e baixa biomassa comparadas às dos ecossistemas lênticos, com predominância de formas de tamanho pequeno, como protozoários, rotíferos, cladóceros pertencentes à família Chydoridae e estágios larvais de copépodes (náuplios) (Serafim-Júnior et al., 2006). Esse padrão foi verificado para os rios da região amazônica, para os quais houve dominância do microzooplâncton (rotíferos, protozoários e cladóceros quidórídeos). As maiores riquezas de espécies foram registradas para os rios de maior porte como o rio Madeira, com 143 espécies e para o rio Xingu, com 129 espécies. Contudo, estes valores, são menores que os registrados em lagos da mesma região, por exemplo, no lago Cuniã, localizado próximo ao rio Madeira, onde a riqueza total registrada por Negreiros (2014) foi de 195 espécies verdadeiramente planctônicas, e no lago Pimentel, localizado na região do rio Xingu, onde Brito (2008) registrou um total de 141 espécies.

Apesar do conhecimento ainda incompleto quanto à real distribuição da maioria dos grupos taxonômicos na Amazônia, algumas informações disponíveis permitem afirmar que muitas espécies estão delimitadas à região, que se caracteriza por um alto grau de endemismo (Silva et al., 2005). A maioria das espécies zooplanctônicas com ocorrência no Brasil possui distribuição Neotropical ou são cosmopolitas (Fernando, 1980). No entanto, verificou-se a ocorrência de espécies endêmicas para a região Amazônica como: *Bosminopsis brandorffi*, *Bosminopsis negrensis*, *Holopedium amazonicum* e *Macrothrix superaculeata* para o grupo Cladocera; *Aspinus acicularis*, *Dactylodiaptomus pearsei*, “*Diaptomus*” *negrensis*, “*Diaptomus*” *ohlei*, *Rhacodiaptomus besti*, *Rhacodiaptomus calamensis*, *Rhacodiaptomus insolitus* e *Rhacodiaptomus retroflexus* entre os Copepoda Calanoida; *Metacyclops brauni*; *Metacyclops curtispinosus*, *Oithona amazonica*, *Oithona gessneri* e *Paracyclops pilosus* entre os Copepoda Cyclopoida, e *Ascomorpha klement*, *Brachionus adisi*, *Brachionus amazonicus*, *Brachionus zahniseri*, *Keratella nhamundaiensis*, *Lecane melini* e *Lecane remanei*, dentro do grupo Rotifera. O maior grau de endemismo ocorreu para o grupo Copepoda, comparando-se com os demais grupos, fato que já havia sido anteriormente relatado por outros autores para a região Amazônica (Robertson e Hardy, 1984; Sendacz e Melo-Costa, 1991; Bozelli, 1992; Negreiros, 2014). Diferentemente dos cladóceros e dos rotíferos, os Copepoda, principalmente da ordem Calanoida, possuem menores faixas de tolerância ambiental para vários fatores, e provavelmente por isso, sua distribuição

geográfica é mais restrita, resultando proporcionalmente em maior número de espécies endêmicas (Allan, 1976; Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005).

Um recente registro de nova ocorrência de Copepoda em rios da região Amazônica foi o da espécie *Paracyclops pilosus* para o rio Negro (ainda não publicado). Trata-se de uma espécie rara e endêmica da região Amazônica, descrita por Dussart (1983) em lagoas da Guiana Francesa (Pripriyiyi e Corossony) e posteriormente registrada também por Dussart (1984) no rio Orinoco, Venezuela.

Alguns registros reportados no presente estudo necessitam ser reavaliados por se tratarem de espécies cujas ocorrências são consideradas duvidosas no Brasil. É o caso da espécie *Bosmina longirostris* (Cladocera) registrada no rio Xingu. De Melo e Hebert (1994) revelaram problemas na distinção entre *B. longirostris* e espécies do subgênero *Sinobosmina* e relataram que as ocorrências dessa espécie no continente americano podem ser consideradas suspeitas e confundidas com a espécie *Bosmina freyi*. Posteriormente, Elmoor-Loureiro et al. (2004) reexaminaram indivíduos de *B. longirostris* no lago Paranoá (Brasília) e revelaram que aquela população era da espécie *B. freyi*. Estes exemplos evidenciam a necessidade de revisão dos registros da espécie no Brasil. Entre os Copepoda, o registro da espécie *Mesocyclops brasilianus* (Cyclopoida), para a bacia do rio Tocantins, também merece posterior confirmação. Segundo Silva (2008) a espécie *M. brasilianus* tem sido frequentemente confundida com a espécie *Mesocyclops meridianus* e, devido a essas constatações, recomenda-se que, se possível, as ocorrências desta espécie no Brasil sejam revisadas.

Considerando separadamente cada grupo da comunidade zooplantônica dos rios amazônicos verificamos que a maior riqueza de espécies dentro do grupo Cladocera foi registrada para a família Chydoridae. Esse resultado é um padrão comum para os corpos de água da região Neotropical, pelo fato dos indivíduos dessa família possuírem adaptações a uma infinidade de micro-habitats e geralmente ocorrem associados à vegetação marginal, de regiões litorâneas (Serafim-Junior et al., 2003). Segundo Lansac-Tôha et al. (2004) indivíduos representantes da família Chydoridae também podem estar associados aos sedimentos, e em ecossistemas lóticos, o constante fluxo de água parece favorecer o arraste desses organismos para a coluna d' água, provenientes tanto do fundo como das regiões litorâneas.

As espécies de Cladocera que tiveram ocorrência muito frequente nos rios amazônicos amostrados, como *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta* e *Moina minuta* também haviam sido classificadas como espécies de ampla ocorrência nos

sistemas lóticos e lênticos da região Amazônica por Robertson e Hardy (1984), as quais também relataram a alta frequência de ocorrência de espécies dos gêneros *Bosmina* e *Diaphanosoma* e a frequência ocasional de *Holopedium amazonicum*. Este último padrão foi também verificado no presente estudo, mesmo para rios só recentemente analisados.

Em relação aos diferentes tipos de água dos rios amazônicos, algumas associações de espécies de Cladocera foram verificadas. Em um estudo taxonômico sobre os cladóceros de lagos de várzea de águas pretas e águas brancas, Brandorff (1978) encontrou maior número de espécies da família Bosminidae em águas pretas e de Daphnidae em águas brancas. Já na presente síntese para os ecossistemas lóticos foram obtidas maiores riquezas de espécies das famílias Bosminidae e Macrothricidae nos rios de águas brancas e claras. Verificaram-se também outras associações para espécies e gêneros, como: *Ceriodaphnia silvestrii*, *Scapholeberis*, *Simocephalus* e *Pseudosida* nos rios de águas brancas e *Grabtoleberis*, *Grimaldina*, *Sarsilatona* e *Streblocerus* e registros mais frequentes da espécie *Holopedium amazonicum* nos rios de águas claras e pretas. No entanto, em sinopse realizada para lagos e rios amazônicos, Robertson e Hardy (1984) mencionam que a ocorrência de espécies de Cladocera nos três tipos de água dos ecossistemas aquáticos amazônicos (branca, clara e preta) tende a ser similar. Essa hipótese parece ser mais provável para os ambientes lênticos analisados, já que para muitos rios ainda não existem estudos de composição do zooplâncton.

Para o grupo Copepoda a riqueza nos rios amazônicos foi mais alta (51 espécies) que a anteriormente reportada por Robertson e Hardy (1984) para a planície amazônica (40 espécies). Paggi e José de Paggi (1990) mencionam que para os sistemas lóticos e lênticos do médio rio Paraná existem cerca de 50 espécies de Copepoda, incluindo apenas ordens Calanoida e Cyclopoida.

De uma maneira geral, o número de espécies de Copepoda registradas para os rios amazônicos é bastante alto já que no presente estudo foram considerados apenas os ecossistemas lóticos. No entanto, apesar da alta riqueza reportada, todas as espécies registradas tiveram baixa frequência de ocorrência. Isso também foi verificado em rios da planície de inundação do rio Paraná, onde os autores mencionaram que os indivíduos adultos do grupo Copepoda foram mais frequentes nos ambientes lênticos, devido à maior estabilidade da coluna d' água e tempos de residência mais longos (Paggi e José de Paggi, 1990; Lansac-Tôha et al., 1997; Perbiche-Neves et al., 2007).

Geralmente em corpos d' águas doces amazônicos são encontrados 1-4 espécies de Calanoida e 1-3 espécies de Cyclopoida (Robertson e Hardy, 1984; Sendacz e Melo-

Costa, 1991; Bozelli, 1992). Em média, para os ecossistemas aquáticos brasileiros são esperados cerca de 5-6 espécies em ambientes lóticos (Rocha et al., 1995). Considerados separadamente, a maioria dos rios amazônicos analisados seguiram esses padrões. Porém, existiram exceções como o rio Madeira, para o qual foram registradas ocorrências de 9 espécies de Calanoida e 15 espécies de Cyclopoida, Belmont e Maracanã com 7 espécies de Calanoida e 6 de Cyclopoida e Jatuarana com 6 de Calanoida e 7 Cyclopoida, evidenciando assim uma grande riqueza de espécies deste grupo nesses ecossistemas, todos de águas brancas e a maioria pertencentes à bacia do rio Madeira. Valores excepcionalmente altos de riqueza de espécies de Copepoda também foram registrados em sistemas lênticos associados à bacia do rio Madeira, como nos lagos Cuniã, Cujubim e São Miguel (Calanoida - 15 táxons; Cyclopoida - 14 táxons) por Negreiros (2014) e no lago Tupé (7 espécies e 6 morfotipos de Calanoida) por Calixto et al. (2011).

Para o grupo Copepoda também foram encontradas associações de espécies com os rios de determinados tipos de águas, embora isso possa ser consequência do tipo de amostragem realizada, sendo algumas já reportadas em estudos prévios como a ocorrência das espécies *Aspinus ascicularis*, *Rhacodiaptomus retroflexus* e *Oihona amazonica* apenas em rios de águas claras e pretas e a ocorrência de *Rhacodiaptomus insolitus* apenas em águas brancas (Brandorff et al., 1982; Robertson e Hardy, 1984; Bozelli, 1992; Brandorff e Hardy, 2009).

Rotifera, como já mencionado, constituiu o grupo holoplanctônico de maior riqueza nos rios analisados, totalizando 169 espécies. Esse número é elevado considerando-se que são conhecidas aproximadamente 250 espécies desse grupo na região amazônica, incluindo todos os tipos de corpos d' água já amostrados (Robertson e Hardy, 1984). A predominância de espécies das famílias Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae verificada para os rios amazônicos é um fato reconhecido como uma característica distintiva das regiões tropicais (Lewis, 1979; Koste e Robertson, 1983). A família Lecanidae foi representada pelo maior número de táxons, corroborando o padrão verificado em planícies de inundação de outras bacias (Bonecker et al., 1994; Lansac-Tôha et al., 2004; Perbiche-Neves et al., 2007; Joko et al., 2008). Para o gênero *Lecane* são conhecidos aproximadamente 167 táxons, dos quais aproximadamente 41% possuem ampla distribuição e apenas 15% ocorrem em regiões tropicais (Segers, 1996). Espécies dessa família possuem forma globosa, sugerindo uma adaptação à vida livre no plâncton, facilitando sua ocorrência no plâncton de rios (Paggi e José de Paggi, 1990).

Para os lagos e rios amazônicos considera-se que os rotíferos não são restritos a um tipo particular de água e que devido às suas características oportunistas tendem a ser espécies cosmopolitas (Robertson e Hardy, 1994). As espécies registradas nos rios analisados tiveram ampla ocorrência, no entanto, uma maior variedade de espécies de uma dada família pode ser associada aos diferentes tipos de água, como a família Brachionidae em águas brancas, Lecanidae em águas claras e Trichocercidae em águas claras e pretas. Aparentemente há também alguma especificidade em nível de gênero, visto que para as espécies do gênero *Conochillus*, apenas *C. dossuarius* foi encontrada nos rios de águas claras e pretas e três espécies, *Conochillus coenobasis*, *C. natans* e *C. unicornis*, nos rios de águas brancas. Algumas associações verificadas entre espécies de Rotifera e o tipo de água, como as mencionadas por Sendacz e Melo-Costa, 1991, não foram verificadas para o conjunto de rios neste estudo, como: a dominância de *Brachionus zahniseri* e *Keratella americana* em águas claras e pretas e de *Brachionus falcatus* e *Filinia longiseta* em águas brancas, já que estas espécies foram muito frequentes ou frequentes no conjunto de rios avaliados no presente trabalho ocorrendo em todos os tipos de águas.

Quanto aos protozoários, estes foram representados principalmente pelas tecamebas nos rios da bacia do rio Madeira amostrados e reportados pela primeira vez no presente estudo. Espécies desse grupo, assim como os rotíferos, são de ampla ocorrência e distribuição geográfica, associadas ao sedimento e regiões litorâneas, dominantes em ecossistemas lóticos onde o fluxo promove a ressuspensão dos mesmos para a coluna d' água. Indivíduos e espécies das famílias Diffugiidae e Arcellidae foram os mais abundantes, fato também verificado para a planície de inundação da bacia do alto rio Paraná (Lansac-Tôhha et al., 2004) e em lagos amazônicos (Negreiros, 2014).

Até o presente momento, 346 táxons pertencentes a 13 famílias e 41 gêneros pertencentes aos rizópodes testáceos já foram registrados em regiões brasileiras (Lansac-Tôhha et al., 2007) e de acordo com este mesmo autor os táxons mais frequentes e abundantes pertencem aos gêneros *Diffugia*, *Arcella*, *Centropyxis*, *Nebela* e *Euglypha*, sendo as espécies mais frequentes e abundantes: *Centropyxis aculeata*, *C. discoides*, *Arcella conica*, *A. discoides*, *A. hemisphaerica*, *Diffugia corona*, *D. lobostoma*, *D. elegans*, *Netzelia tuberculata*, *N. walesi*, *Lesquereusia spiralis* e *Euglypha acantophora*, um padrão corroborado pelos registros dos rios amazônicos.

É provável que o número de espécies zooplânctônicas com ocorrência nos rios amazônicos até a presente data já seja bastante superior ao do inventário aqui



apresentado, pois embora a comunidade zooplanctônica de diversos outros rios já tenha sido amostrada, estes dados não estão disponíveis. Alguns são estudos vinculados ao monitoramento dos rios antes e após a implantação de usinas hidroelétricas, ou de projetos como “Brasil das Águas”, apenas para citar alguns, cujos dados não foram ainda publicados ou disponibilizados.

Grandes lacunas ainda existem para a região Amazônica, já que para a maior parte dos rios a comunidade zooplanctônica nunca foi amostrada. Apesar disso, as pequenas amostras reunidas pelo presente estudo e pela revisão da literatura revelaram a elevada diversidade da comunidade zooplanctônica. A megadiversidade já evidenciada para tantos grupos da flora e fauna terrestre, especialmente para fanerógamas e vertebrados, deve se repetir também para os micro-invertebrados planctônicos. Nunca é demais repetir que a Região amazônica deve ser preservada e priorizada para manejo e conservação da biodiversidade já que esta abriga conjuntos únicos de espécies com grande relevância ecológica, como os aqui reportados para um conjunto relativamente pequeno de rios amazônicos.

### **Referências Bibliográficas**

AGOSTINHO, AA.; THOMAZ, SM; GOMES, LC. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, n.1, v.1: 70-78.

ALLAN, JD. 1976. Life history patterns in zooplankton. *American Naturalist*, v.110:165-80.

ANDRADE, ERL. e BRANDORFF, GO. 1975. Uma nova espécie de Diaptomidae (Crustacea, Copepoda) “*Diaptomus*” *negrensis* das águas pretas perto de Manaus. *Acta Amazonica*, v.5, n.1: 97-103.

AOYAGUI, ASM. 2006. Diversidade de rotíferos na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). 2006. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR. *Tese de Doutorado*. 47p.

BONECKER, CC.; LANSAC-TOHA, FA.; STAUB, A. 1994. Qualitative study of rotifers in different environments of the high Paraná River floodplain (MS), Brazil. *Revista UNIMAR*. 1994, v.16, n.3: 1-16.

BOZELLI, RL. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá lakes and the Trombeta River, State of Pará, Brazil. *Amazoniana*, v.12, n.2: 239-261.

BOZELLI, RL. 1994. Zooplankton community density in relation to water level fluctuation and inorganic turbidity in an Amazonian lake, "Lago Batata" State of Pará Brazil. *Amazoniana*, v.13: 17-32.

BOZELLI, RL. 2000. Zooplâncton. In BOZELLI, RL.; ESTEVES, FA.; ROLAND, F. (Eds.). Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: IB-UFRJ; SBL. p. 119-138.

BRANDORFF, GO. 1972. Ein Beitrag zur Calanidenfauna (Crustacea, Copepoda) des Amazonasgebiets, mit einem Überblick über die Diaptomiden (Crustacea, Copepoda) Südamerikas. University of Kiel. *Thesis*. 57p.

BRANDORFF, GO. 1973a. Die Neotropischer Gattung *Rhacodiaptomus* Kiefer (Crustacea, Copepoda) mit der Beschreibung von zwei neuen Arten. *Amazoniana*, v.4, n.4: 341-365.

BRANDORFF, GO. 1973b. Neue freilebende Calanoide Copepoden (Crustacea) aus den Amazonasgebiet. *Amazoniana*, v.4, n.2, p.205-218.

BRANDORFF, GO. 1976. The geographic distribution of the Diaptomidae in South America (Crustacea, Copepoda). *Brazilian Journal of Biology* (former *Revista Brasileira de Biologia*), v.36, n.3: 613-627.

BRANDORFF, GO. 1978. Ein neuer Diaptomid (Crustacea, Copepoda) "*Diaptomus*" *ohlei* aus den brasilianischen Amazonasgebiet. *Archiv für Hydrobiologie*, v.82: 295-299.

BRANDORFF, GO. e ANDRADE, ER. 1978. The relationship between the water level of the Amazon River and the fate of the zooplankton population in Lago Jacaretinga, a varzea lake in Central Amazon. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v.13: 63-70.

BRANDORFF, GO.; KOSTE, W.; SMIRNOV, NV. 1982. The composition and structure of Rotiferan and Crustacean communities of the lower Rio Nhamundá, Amazonas, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v.17: 69-121.

BRANDORFF, GO e HARDY, ER. 2009. Crustacean of Lago Tupé, a neotropical black water lake in the Central Amazon. In.: SANTOS-SILVA, EM. e SCUDELLER, VV. Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Eds. *Amazônia Central. Manaus: UEA* Edições. p. 38-52.

BRITO, SAC. 2008. Variação espaço-temporal do zooplâncton em diferentes ambientes do médio Rio Xingu-PA. Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém. *Dissertação de mestrado*. 79p.

CALIXTO, LSEF. 2011. Distribuição espaço-temporal da riqueza e abundância do zooplâncton no lago Tupé, Amazonas, Brasil. In: Ghidini, A.R.; Silva, E.A.; Santos-SILVA, E.N. (Eds). Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do baixo Rio Negro, Amazônia-Central. v. 3, p. 203-233.

CARVALHO, ML. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidade e composição do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Brasil. *Acta Amazonica*, v.13, n.5-6: 715-724.

CIPÓLLI, MN. e CARVALHO, MAJ. 1973. Levantamento de Calanoida e Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) das águas da região do Guamá, Capim e Tocantins, com nota sobre a fauna acompanhante. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v.27, n.8: 95-110.

DAJOZ, R. 1983. Ecologia geral. v.4. Ed. *Petrópolis: Vozes*. 472 p.

DE MELO, R. e HEBERT, PDN. 1994. A taxonomic reevaluation of North American Bosminidae. *Canadian Journal Zoology*, v. 72: 1808-1825.

DUSSART, B. 1983. Copépodes d'eau douce de Guyane Française. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, v.6, n.4: 321-325.

DUSSART, BH., 1984. Some Crustacea Copepoda from Venezuela. *Hydrobiologia*, v.113: 25-67.

ELMOOR-LOUREIRO, LMA.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. 2004. New cladoceran records from Lake Paranoá, central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.3: 415-422.

FERNANDO, CH. 1980. The freshwater zooplankton of Sri Lanka, with a discussion of tropical freshwater zooplankton composition. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, v.65, n.3: 85-125.

FISHER, TR.; MELACK, JM.; ROBERTSON, B.; HARDY, ER.; ALVES, LF. 1983. Vertical distribution of zooplankton and physico-chemical conditions during a 24-hour period in an Amazon floodplain lake - Lago Calado, Brazil. *Acta Amazonica*, v.13, n.3-4: 475-487.

GARRAFFONI, ARS. e LOURENÇO, AP. 2012. Synthesis of Brazilian Rotifera: an updated list of species. *Check List (São Paulo. Online)*, v.8: 375-407

GHIDINI, AR. e SANTOS-SILVA, EN. 2009. Biomassa de quatro espécies de Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) e sua variação nictemeral no Lago Tupé, Amazonas, Brasil. In.: SANTOS-SILVA, EM. e SCUDELLER, VV. Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Eds. *Amazônia Central. Manaus: UEA* Edições. p. 53-62.

GHIDINI, AR. e SANTOS-SILVA, EN. 2011. Composition, species richness and patterns of nycthemeral vertical distribution of planktonic cladocereans in a black water Amazonian lake. *Nauplius*, v.18: 101-119.

HARDY, ER. 1980. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v.3, n.10: 577-609.

HARDY, ER. 1989. Effects of temperature, food concentration and turbidity on life cycle characteristics of planktonic cladocerans in a tropical lake, Central Amazon: field and experimental work. Royal and Bedford New College, London. *Thesis*. 337 f.

HARDY, ER.; ADIS, J.; BRANDORFF, GO. 1984. Lectotype designation for Amazonian Diaptomidae and Bosminidae (Crustacea: Copepoda, Cladocera). *Acta Amazonica*, v.14, n.3-4: 529-531.

HARDY, ER. 1992. Changes in species composition of Cladocera and food availability in a floodplain lake, Lago Jacaretinga, Central Amazon. *Amazoniana*, v.12, n.2: 155-168.

JOKO, CY.; LANSAC-TÔHA, FA.; MURAKAMI, EA.; BONECKER, CC. 2008. Novas ocorrências de *Lecane* no plâncton de distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, v. 30: 165–171.

KEPPLER, EC. 2003a. Abundance of zooplankton for different zones (pelagic and littoral) and time periods (morning and night) in two Amazonian meandering lakes. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.25, n.2: 287-297.

KEPPLER, EC. 2003b. Comparative study of the zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in southwestern Amazonia. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.25, n.2: 471-481.

KEPPLER, EC. e HARDY, ER. 2004. Abundance and composition of Rotifera in abandoned meander lake (Lago Amapá) in Amazonia. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v.21, n.2: 233-241.

KOSTE, W. 1972. Rotatorien aus gewässern Amazoniens. *Amazoniana*, v.3, n. 3-4: 258-505.

KOSTE, W. 1974. Rotatorien aus einem Ufersee des unteren Rio Tapajós, dem Lago Paroni (Amazonien). *Gewässer und Abwässer*, v.53-54: 43-68.

KOSTE, W. e ROBERTSON, BA. 1983. Taxonomics studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n.2: 225-254.

KOSTE, W. e HARDY, ER. 1984. Taxonomic studies and new distribution records of Rotifera (Phylum Aschelminthes) from Rio Jatapú and Uatumã, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, v.9, n.1: 17-29.

KOSTE, W.; ROBERTSON, BA.; HARDY, E. 1984. Further taxonomics studies of the Rotifera from Lago Camaleão, a Central Amazonian varzea lake (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n.2: 225-254.

LANSAC-TÔHA, FA.; BONECKER, CC.; VELHO, LFM.; LIMA, AF. 1997. Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, AA e GOMES, LC. (Eds.) Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas para o Manejo, *EDUEM, Maringá*, 170p.

LANSAC-TÔHA, FA.; VELHO, LFM.; TAKAHASHI, EM.; AOYAGUI, ASM.; BONECKER, CC. 2000. On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. I. Family Arcellidae. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.22, n.2: p. 355-363.

LANSAC-TÔHA, FA.; BONECKER, CC.; VELHO, LFM. 2004a. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: THOMAZ, SM.; AGOSTINHO, AA.; HAHN, NS. (Eds.) The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. *The Netherlands: Leiden*, p. 145-190.

LANSAC-TÔHA, FA.; BONECKER, CC.; VELHO, LFM.; TAKAHASHI, EM.; NAGAE, MY. 2004b. Zooplankton in the upper Paraná river floodplain: composition, richness, abundance and relationships with the hydrological level and the connectivity. In AGOSTINHO, AA.; RODRIGUES, L.; GOMES, LC.; THOMAZ, SM.; MIRANDA, LE.

(Eds.). Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain. *Maringá: Eduem*. p. 75-84.

LANSAC-TÔHA, FA.; CALLEGARI, MCZ.; ALVES, GM.; VELHO, LFM.; FULONE, LJ. 2007. Species richness and geographic distribution of testate amoebae (Rhizopoda) in Brazilian freshwater environments. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v.29, n.2: 185-195.

LEWIS, WM. 1979. Zooplankton community analysis: studies on a tropical system. *Springer-Verlag*, New York. 163 pp.

MAIA-BARBOSA, PM. e BOZELLI, RL. 2006. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (Lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v.18, n.1: 67-75.

MATSUMURA-TUNDISI, T. 1997. Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo. Universidade Federal de São Carlos. Disponível em: <<http://biota-fapesp.net/revisoes/zooplancton.pdf>. Acesso em nov. 2014.

MATSUMURA-TUNDISI, T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: *Fapesp/Fundibio*. p. 39-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia, Aquatic Biodiversity II*, v.542, n.1: 367-378.

MELO, NFAC.; PAIVA, RS.; SILVA, MMT. 2006. Considerações ecológicas sobre o zooplâncton do lago Bolonha, Belém, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, v.1, n.1: 115-125.

NEGREIROS, NF. 2014. Limnologia de lagos de várzea do rio Madeira com ênfase na diversidade e produção secundária da comunidade zooplanctônica. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP. *Tese de doutorado*. 240p.

PAGGI, JC. e JOSÉ de PAGGI, S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná médio. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.3: 685-719.

PERBICHE-NEVES, G. e SERAFIM-JÚNIOR, M. 2007. Zooplâncton de um trecho do rio Laranjinha (Bacia do rio Paranapanema), Estado do Paraná, Brasil. *Revista Estudos de Biologia*, v.29, n.68/6: 257-268.

PREVIATELLI, D.; SANTOS-SILVA, EN.; DARWICH, AJ. 2005. Distribuição vertical do zooplâncton e sua relação com as variáveis ambientais. In: SANTOS-SILVA, EN.; APRILE, FM.; SCUDELLER, VV.; MELO, S. (Eds) Biotupé: meio físico, diversidade biológica e sócio-cultural do baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. *Manaus: Editora INPA*. p. 109-121

PREVIATELLI, D. e SANTOS-SILVA, EN. 2007. A new *Argyrodiaptomus* (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae) from the southwestern Brazilian Amazon. *Zootaxa*, v. 1518: 1-29.

PREVIATELLI, D.; PERBICHE-NEVES, G.; SANTOS-SILVA, EN. 2013. New Diaptomidae records (Crustacea: Copepoda: Calanoida: Diaptomidae) in the Neotropical region. *Check List*, v.9, n.4: 700–713.

ROBERTSON, B. e HARDY, ER. 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In: SIOLI, H. The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. [S.l.]: *The Hague*, Dr. W. Junk. p. 337-352.

ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, JG.; BICUDO, CEM.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: *ABC/SBL*. p.151-165.

ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, ELA.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI, JR.; RIETZLER, AC. 2005. (Eds.) Espécies invasoras em águas doces: estudo de caso e propostas de manejo em São Carlos. *EdUFSCar*, São Carlos. 417p.



SANTOS-SILVA, EN. 2008. Calanoid Copepods of the Families Diaptomidae, Pseudodiaptomidae and Centropagidae from Brazil. *Biologia Geral e Experimental*, v.8: p. 3-67.

SANTOS-WISNIEWSKI, MJ.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEGREIROS, NF.; SILVA, LC.; SANTOS, RM.; ROCHA, O. 2011. O estado atual do conhecimento da diversidade de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. *Biota Neotropica*, v.11, n.3: 287–331.

SEGERS, H. 1996. The biogeography of littoral *Lecane* Rotifera. *Hydrobiologia*, v.323, n.33: 169-197.

SENDACZ, S. e MELO-COSTA, S. 1991. Caracterização do Zooplâncton do Rio Acre e Lagos Lua Nova, Novo Andará e Amapá (Amazônia, Brasil). *Brazilian Journal of Biology* (former *Revista Brasileira de Biologia*), v.51: 463-470.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; LANSAC-TÔHA, FA.; PAGGI JC.; VELHO LFM.; ROBERTSON B. 2003. Cladocera fauna composition in a river-lagoon system of the upper Paraná River floodplain, with a new record for Brazil. *Brazilian Journal of Biology* (former *Revista Brasileira de Biologia*), v.63, n.2: 349-56.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, LD.; GHIDINI, AR. 2006. Zooplâncton do rio Itajaí-Açú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Revista Estudos de Biologia*, v.28, n.65: 47-56.

SILVA, JMC.; RYLANDS, AB.; FONSECA, GAB. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade*, v.1, n.1: 124-131.

SILVA, WM. 2008. Diversity and distribution of the free-living freshwater Cyclopoida (Copepoda: Crustacea) in the Neotropics. *Brazilian Journal of Biology* (former *Revista Brasileira de Biologia*), v.68, n.4: 1099-1106.

TUNDISI, JG. 2003. Água no século XXI: enfrentando a escassez. *RiMa*, São Carlos.

WAICHMAN, AV.; GARCÍA-DÁVILA, CR.; HARDY, ER.; ROBERTSON, BA. 2002. Composição do zooplâncton em diferentes ambientes do lago Camaleão, na ilha da Marchantaria, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, v.32, n.2: 339-347.

## **Capítulo 4.2 Reservatórios do tipo fio d' água causam menores alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica do que os grandes reservatórios de acumulação? Um estudo de caso do rio Madeira, Bacia Amazônica**

### **Resumo**

A região amazônica brasileira possui um forte potencial hidrelétrico e desde a década de 80 muitos reservatórios foram construídos na região. As consequências desse tipo de intervenção humana são muitas vezes desconsideradas, levando a ocorrência de sérios impactos ecológicos e sociais na região, os quais precisam ser rapidamente minimizados. Para isso, estudos ambientais voltados para o monitoramento dos recursos hídricos da região são altamente relevantes. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi determinar a estrutura original e as subseqüentes alterações na comunidade zooplanctônica do rio Madeira durante a construção de um reservatório do tipo fio d' água. As amostragens das variáveis físicas e químicas e do zooplâncton foram realizadas trimestralmente de acordo com os períodos hidrológicos da região (águas altas, vazante, águas baixas e enchente), com início em outubro de 2009 até julho de 2013 em oito estações amostrais. Alterações no funcionamento hidrológico do rio Madeira não foram observadas após o enchimento do reservatório, como esperado para uma usina do tipo fio d' água. Além disso, as alterações verificadas para a comunidade zooplanctônica foram relativamente pequenas quando comparadas com alterações já observadas em grandes reservatórios de acumulação amazônicos, já que os valores registrados para a densidade numérica dos indivíduos não foram alterados. No entanto, foram verificadas diferenças nas proporções dos valores de biomassa dos principais grupos identificados após o enchimento, em resposta às alterações nas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes relacionadas principalmente à entrada de material alóctone em consequência da área de floresta inundada. O fluxo da água e as entradas de material em suspensão para o rio foram fortemente associados às variações do zooplâncton do rio Madeira. Sendo assim, concluiu-se que a comunidade zooplanctônica pode ser usada como bioindicadora de distúrbios em ecossistemas aquáticos da Bacia Amazônica e que os reservatórios do tipo fio d' água causam menores alterações em suas populações que os grandes reservatórios de acumulação.

*Palavras-chave:* usinas hidrelétricas; pulso de inundação; bioindicadores; zooplâncton

### 4.2.1 Introdução

A grande relevância ecológica da bacia Amazônica bem como de cada uma de suas sub-bacias é sem dúvida indiscutível. Apesar disso, empreendimentos relacionados à produção de energia elétrica e de infra-estrutura urbana são cada vez mais frequentes na região e estão sempre associados à exploração dos recursos naturais (Fearnside, 2013; 2014a; Val, 2010). A irreversibilidade de determinadas intervenções antrópicas deixa clara a necessidade de aprofundarmos nosso conhecimento ecológico sobre a Amazônia e obriga-nos a estudar criteriosamente as diversas formas de impactos sobre seus ecossistemas terrestres e aquáticos.

A construção de usinas hidrelétricas (UHE) em décadas passadas na bacia Amazônica como as usinas de Curuá-Una, Balbina, Samuel e Tucuruí resultou em grandes alterações ambientais, gerando ainda graves impactos sociais para a região (Junk e Melo, 1990; Fearnside, 1989; 2001; 2005; Tundisi, 2007). De maneira geral, os principais impactos decorrentes do represamento dos rios na região Amazônica estiveram relacionados ao reassentamento das populações urbanas e indígenas, proliferação de doenças, perda de biodiversidade aquática e terrestre e ainda grave contaminação por metais tóxicos (Fearnside, 2014a; 2014b). De maneira mais específica, os represamentos são responsáveis pelo aumento do material em suspensão, da turbidez e de nutrientes dissolvidos logo após o enchimento e, posteriormente, pela diminuição do tempo de residência da água, estratificações térmicas e depleções do oxigênio dissolvido (Barrow, 1987; 1988; Mérona et al., 2001; Tundisi et al., 2005). Estes fatores são determinantes sobre a estrutura natural das comunidades bióticas, entre elas as comunidades planctônicas (Van der Heide, 1982; Moreno, 1996).

O zooplâncton possui grande sensibilidade ambiental e responde rapidamente a qualquer tipo de alterações verificadas nos ecossistemas aquáticos sejam estas intrínsecas ou providas de fontes externas. Estudos realizados sobre a sucessão da comunidade zooplanctônica em reservatórios recém-formados com grande armazenamento de água (Pinel-Alloul et al., 1989; Marzolf, 1990; Falótico, 1993; Moreno, 1996; Campbell et al., 1998; Garrido e Bozelli, 2000; Valadares, 2007; Pedrozo et al., 2012) mostram claramente que o represamento de um rio favorece o desenvolvimento do zooplâncton já que estes apresentam taxas de crescimento mais altas em ambientes lênticos e mais

produtivos. De fato, as mudanças nas condições limnológicas na transição do ecossistema lótico para o reservatório, principalmente pela redução do fluxo da água, retenção de nutrientes (N e P) e aumento da penetração de luz associada à produção do fitoplâncton são características importantes para o desenvolvimento do zooplâncton por afetar diretamente sua estrutura através da composição e abundância das algas (Marzolf, 1990; Campbell et al, 1998; Garrido e Bozelli, 2000). No entanto, essas alterações foram relatadas para os reservatórios formados com um grande volume de água armazenada, denominadas UHE de acumulação.

Em reservatórios de acumulação localizados na região Amazônica alterações da composição e abundância da comunidade zooplânctônica após o enchimento foram relacionadas principalmente às alterações na concentração de material em suspensão e aumento da produtividade primária. Antes do enchimento dos reservatórios de Brokopondo, localizado no Suriname (Van der Heide, 1982), Samuel (Falótico, 1993) e Balbina (Moreno, 1996), ambos localizados no Brasil, Rotifera foi o grupo dominante do zooplâncton, tanto em riqueza quanto em abundâncias, enquanto havia limitada ocorrência de adultos de Cladocera e Copepoda devido ao fluxo turbulento da água, altas concentrações de detritos e limitação de luz, condições estas que favorecem os organismos *r* estrategistas (Allan, 1976), os quais são mais adaptados às condições instáveis dos ecossistemas lóticos. Em contrapartida, após o enchimento e estabilização dos reservatórios de Brokopondo e Balbina, caracterizados por elevadas profundidades, transparência da água, produtividade primária e oxigenação, foram registradas altas abundâncias de microcrustáceos, especialmente de indivíduos adultos de Copepoda, e baixa riqueza e abundância de Rotifera (Van der Heide, 1982; Moreno, 1996). Além disso, os autores registraram baixas densidades numéricas para o zooplâncton total durante as condições de alta turbulência dos rios (valor máximo de 50.000 ind m<sup>-3</sup> antes do enchimento do reservatório de Balbina), enquanto após o enchimento e estabilização dos reservatórios, os valores de densidade excederam 400.000 ind m<sup>-3</sup>, chegando a alcançar, ocasionalmente, o valor máximo de 2 milhões de ind m<sup>-3</sup> em Balbina (Falótico, 1993; Moreno, 1996).

Atualmente as construções de usinas hidrelétricas têm sido executadas sem o acúmulo de água ou com a formação de um pequeno reservatório e estas são denominadas como usinas do tipo fio d' água (Fearnside, 2013). Muitas dessas usinas foram recentemente construídas na região Amazônica brasileira, como as usinas de Belo Monte, Jirau e Santo Antônio e seus funcionamentos variam de acordo com as alterações

no fluxo de água de seus principais rios formadores, sendo irregulares ao longo do ano (Firjan, 2013). Em contraste, as usinas do tipo de acumulação mantêm o fluxo da água reduzido e mais ou menos fixo já que a barragem interrompe o curso da água, formando o reservatório (Firjan, 2013).

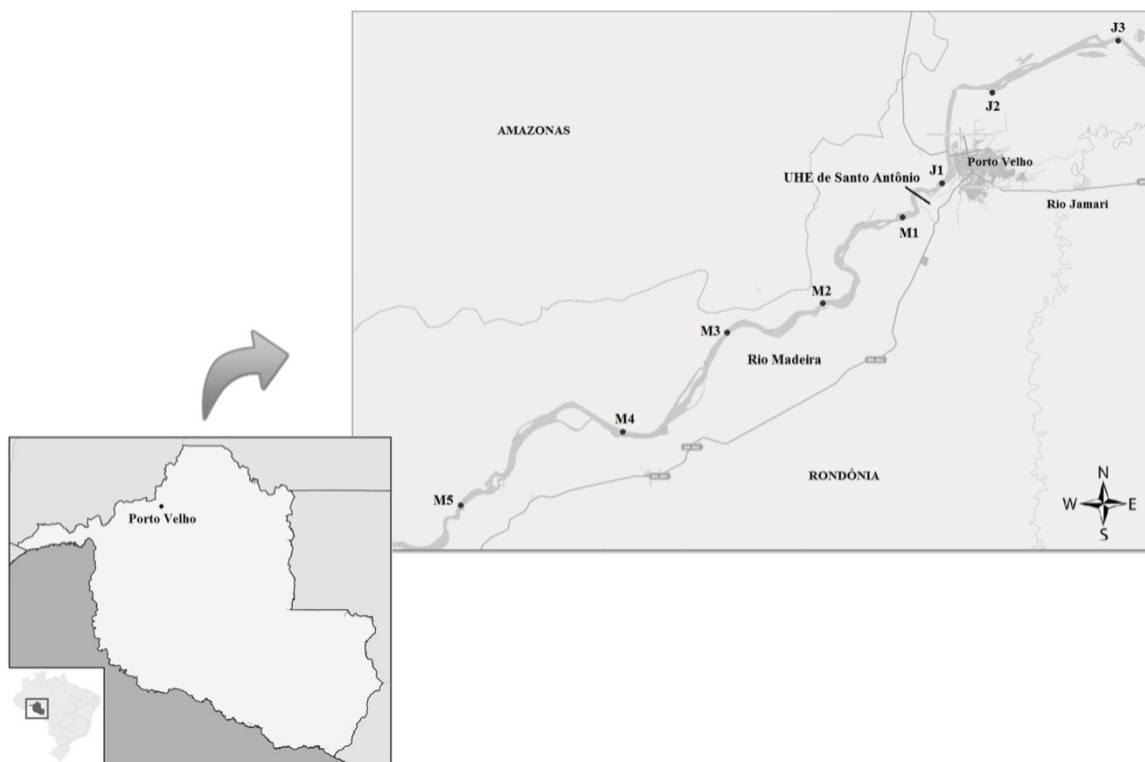
Acredita-se que as usinas do tipo fio d' água possam causar um impacto ambiental reduzido, uma vez que a área inundada é menor e conseqüentemente há uma menor supressão de vegetação, mantendo o escoamento da água semelhante às condições naturais e evitando assim a estratificação e a conseqüente anoxia dos novos ecossistemas (Firjan, 2013). Contudo muitos estudos ainda necessitam ser conduzidos visando um melhor conhecimento sobre os possíveis impactos dessas usinas. De fato, para que haja minimização dos impactos e gestão adequada dos recursos hídricos é de extrema relevância estudos visando o conhecimento detalhado dos processos funcionais e das interações entre os componentes bióticos e abióticos desses novos ecossistemas (Junk e Melo, 1990; Tundisi, 2007; Fearnside, 2013).

Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi determinar a estrutura original e as subseqüentes alterações verificadas para a comunidade zooplanctônica ao longo de um trecho de cerca de 300 Km do rio Madeira, localizado no estado de Rondônia (Bacia Amazônica, Brasil) durante a construção da usina hidrelétrica de Santo Antônio. Além disso, pretende-se comparar as mudanças observadas neste reservatório, que é do tipo fio d' água, com as mudanças já mencionadas para os grandes reservatórios da bacia do rio Amazonas.

#### **4.2.2 Materiais e Métodos**

##### *Área de estudo*

As amostragens das variáveis físicas, químicas e do zooplâncton foram realizadas em oito estações amostrais ao longo do rio Madeira, sendo cinco estações localizadas a montante (M) e três localizadas a jusante (J) da barragem da UHE de Santo Antônio, a qual está situada cerca de 7 km a montante da cidade de Porto Velho, região noroeste do estado de Rondônia, Bacia Amazônica (Figura 4.2.2-1).



**Figura 4.2.2-1.** Mapa com a localização da UHE de Santo Antônio e das estações amostradas no rio Madeira, Rondônia - Brasil (Coordenadas de amostragem: M5 ( $9^{\circ}12'39''\text{S}/64^{\circ}37'15''\text{W}$ ), M4 ( $9^{\circ}10'25''\text{S}/64^{\circ}28'39''\text{W}$ ), M3 ( $9^{\circ}01'39''\text{S}/64^{\circ}16'44''\text{W}$ ), M2 ( $8^{\circ}55'36''\text{S}/64^{\circ}04'56''\text{W}$ ), M1 ( $8^{\circ}50'31''\text{S}/63^{\circ}59'42''\text{W}$ ), J1 ( $8^{\circ}47'17''\text{S}/63^{\circ}55'53''\text{W}$ ), J2 ( $8^{\circ}38'34''\text{S}/63^{\circ}51'00''\text{W}$ ) e J3 ( $8^{\circ}18'33''\text{S}/63^{\circ}23'32''\text{W}$ ).

#### *Amostragens e análises em laboratório*

As amostragens foram realizadas trimestralmente com início em outubro de 2009 até julho de 2013 e planejadas de acordo com os períodos hidrológicos da região amazônica, onde os rios possuem grande flutuação do nível da água durante o ano, sendo dessa forma divididas em águas baixas, enchente, águas altas e vazante. Esses períodos se repetiram durante os quatro anos de amostragem, os quais foram classificados de acordo com as fases da construção da usina hidrelétrica de Santo Antônio, sendo o primeiro ano caracterizado pela fase de instalação 1, o segundo ano pela fase de instalação 2, o terceiro pela fase de enchimento e estabilização do reservatório e o quarto ano pela fase de operação da usina.

O zooplâncton foi coletado por meio de uma motobomba da marca Sthill e concentrado em rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu\text{m}$  em diferentes profundidades, dependendo do período hidrológico correspondente. O volume filtrado foi de 200 litros. Os organismos foram preservados em solução de formaldeído, com concentração final de 4 %. As análises qualitativas e quantitativas foram realizadas sob

microscópio estereoscópico Zeiss com aumento de até 50x e sob microscópio óptico com aumento de 100x. A contagem dos organismos pertencentes aos grupos Cladocera e Copepoda foi realizada em placas de acrílico quadriculadas, utilizando sub-amostras, ou a totalidade da amostra para os organismos raros. Para os Rotifera e os protozoários sub-amostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter. Para a determinação da biomassa ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) foram utilizadas medidas corporais dos indivíduos as quais foram posteriormente utilizadas para calcular o peso seco de cada uma das espécies, de acordo com as fórmulas propostas por Ruttner-Kolisko (1977) e Bottrell et al. (1976).

Os parâmetros ambientais foram obtidos da seguinte forma: precipitação pluviométrica, cota e vazão foram obtidas pela estação climatológica de Porto Velho e a partir desses dados foi calculado o tempo de residência da água; a transparência da água foi registrada pela leitura do desaparecimento visual do disco de Secchi; para calcular a extensão da zona eufótica foi multiplicado o valor médio de transparência da água pelo coeficiente empírico igual a 2,7 (Margalef, 1983); as variáveis pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez e temperatura da água foram mensuradas in situ, em toda a coluna d' água, utilizando-se uma sonda multi-parâmetros; as concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram determinadas por espectrofotometria segundo as metodologias descritas por Golterman et al. (1978) e Mackereth et al. (1978); as concentrações dos sólidos totais pela técnica gravimétrica descrita em Teixeira et al. (1965); e as concentrações de clorofila *a* por extração com álcool 80% e espectrofotometria descrita em Nush (1980).

#### *Análise dos dados*

Para verificar a existência de correlações entre os parâmetros ambientais e a densidade e biomassa da comunidade zooplancônica foi aplicada a análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o programa CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer, 2002). Durante essa análise foi verificado ainda o nível de significância dos parâmetros ambientais em relação aos parâmetros bióticos pelo Teste de Monte Carlo, com 999 permutações randômicas, estabelecendo-se o valor de  $p \leq 0,5$ . Além disso, análise de variância (ANOVA e post-hoc teste de Tukey – dados paramétricos) e o teste de Kruskal-Wallis (post-hoc Mann-Whitney - dados não paramétricos) foram usados para testar a existência ou não de diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os anos e os meses amostrados, utilizando o *software* PAST 1.79 (Hammer et al., 2001).

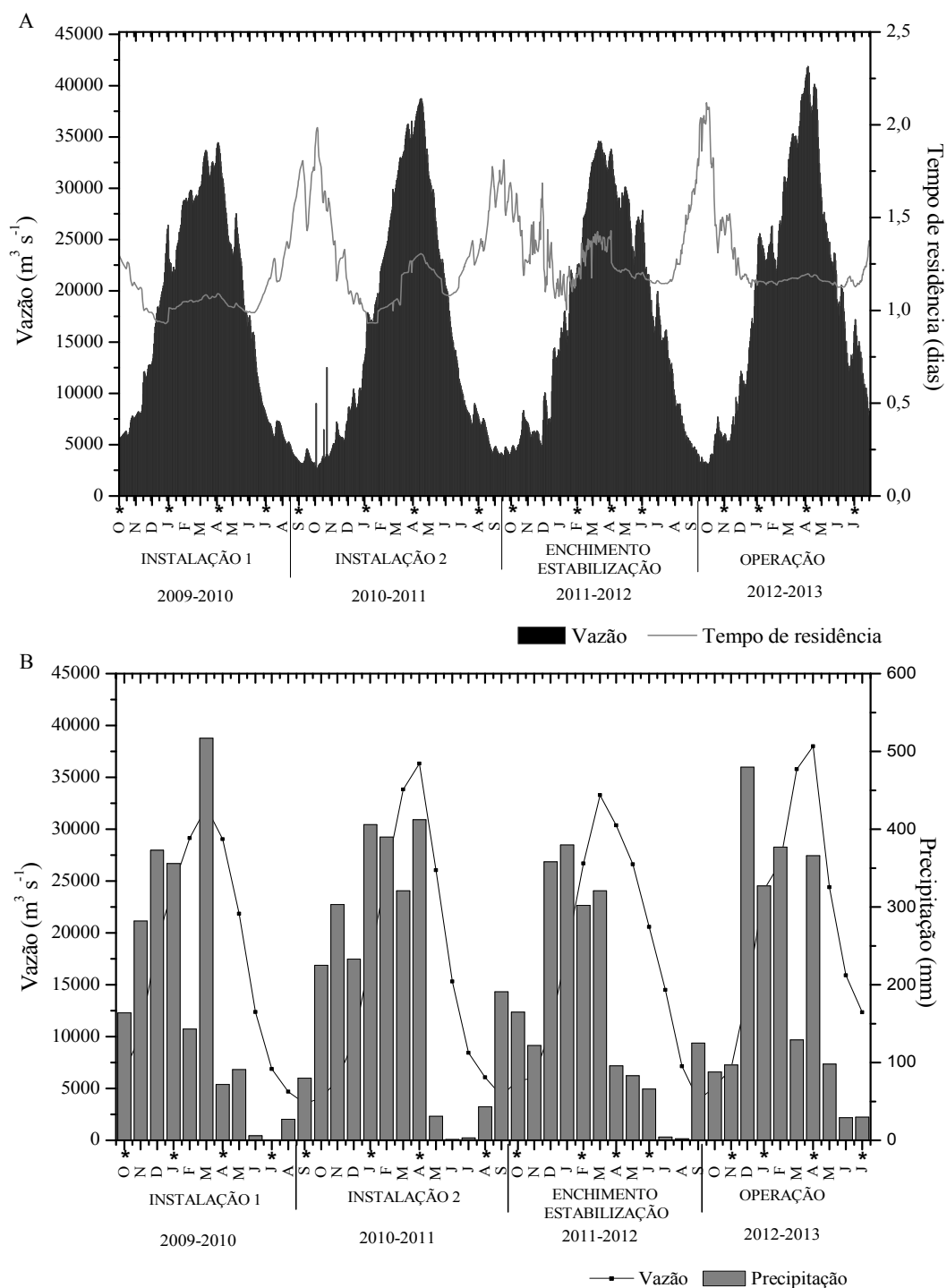


### 4.2.3 Resultados

#### *Parâmetros ambientais*

Analisando as variáveis hidrológicas registradas no rio Madeira verifica-se que os valores de vazão e tempo de residência da água não foram alterados após o enchimento do reservatório e, portanto, foram semelhantes durante os quatro anos amostrados. Os valores registrados para a vazão do rio variaram entre 2694 e 41877 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> e o tempo de residência da água variou entre 0,92 a 2,11 dias (Figura 4.2.3-1A). No entanto, verifica-se que esses valores foram distintos entre os períodos hidrológicos. Menores valores de vazão e maiores valores do tempo de residência da água foram registrados durante os períodos de águas baixas enquanto maiores valores de vazão e redução do tempo de residência da água foram registrados durante os períodos de águas altas.

A precipitação pluviométrica registrada na região de Porto Velho foi bastante variável entre os meses e os anos de amostragem. Em geral, os menores valores foram registrados durante os meses de junho, julho e agosto. Maiores precipitações ocorreram de dezembro a abril, sendo o maior valor mensal registrado em março de 2010 (517 mm). Nota-se que os valores registrados para a precipitação pluviométrica seguem o mesmo padrão observado para os valores de vazão do rio Madeira (Figura 4.2.3-1B).



**Figura 4.2.3-1.** Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) e Tempo de residência (dias) (A) e Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) e Precipitação (mm) (B) durante as diferentes fases da construção da UHE de Santo Antônio (\* - meses de amostragem).

Considerando os quatro anos amostrados notam-se algumas alterações para as variáveis abióticas registradas durante o represamento do rio. Estas foram verificadas pelo aumento do nível da água (média de 7,8 a 20,3 m), das concentrações de sólidos totais (média de 283,7 a 424,1  $\text{mg L}^{-1}$ ) e de nitrogênio total (média de 711,6 a 1959,1  $\mu\text{g}$

L<sup>-1</sup>) e uma pequena redução da profundidade da zona eufótica (média de 0,28 a 0,17 m) após a fase de enchimento (Tabela 4.2.3-1).

Diferenças significativas entre os anos amostrados foram verificadas para os valores de transparência da água, condutividade elétrica, nitrogênio total, concentração de matéria orgânica e de clorofila *a*. Todas essas variáveis citadas foram diferentes significativamente ( $p \leq 0,05$ ) entre antes (fases de instalação 1 e 2) e depois (fases de enchimento/estabilização e operação) do enchimento do reservatório. Além disso, para a variável clorofila *a*, diferenças significativas também foram verificadas entre as fases 1 e 2 de instalação da usina, evidenciadas pelos baixos valores de clorofila *a* registrados durante o primeiro ano analisado (Tabela 4.2.3-2).

Variações para os valores das variáveis abióticas também foram observadas em relação aos períodos hidrológicos. Diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) foram registradas pelo aumento de nutrientes, sólidos totais e turbidez e diminuição da transparência, oxigênio, condutividade elétrica e pH durante os períodos de águas altas e de maneira oposta durante os períodos de águas baixas (Tabela 4.2.3-2).

**Tabela 4.2.3-1.** Média e desvio padrão dos parâmetros abióticos e clorofila *a* registrados no rio Madeira durante as fases da construção da UHE de Santo Antônio (AA – águas altas; AB – águas baixas; E – enchente; V – vazante; Md – média; Dp – desvio padrão; Prof. – profundidade; transp. – transparência; T. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; MI – matéria inorgânica; MO – matéria orgânica).

|                          |    | Prof.<br>(m) | Transp.<br>(m) | Zona<br>eufótica<br>(m) | T. água<br>(°C) | Cond.<br>( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH  | Turb.<br>(NTU) | OD<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clorofila<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | MI<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Sólidos<br>totais<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) |
|--------------------------|----|--------------|----------------|-------------------------|-----------------|------------------------------------|-----|----------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|------------------------------|------------------------------|---|
| Instalação 1             | AB | 11,8         | 0,1            | 0,3                     | 29,6            | 100,4                              | 7,5 | 296,3          | 7,6                          | 376,2                          | 298,2                          | 0,1                                   | 186                          | 73,3                         | 259,2                                       |
|                          | E  | -            | 0,1            | 0,2                     | 28              | 76,6                               | 7   | 700,4          | 7                            | 1089,7                         | 353,8                          | 0,8                                   | 619,2                        | 77,8                         | 697   |
|                          | AA | -            | 0,1            | 0,2                     | 27,9            | 65,5                               | 6,7 | 286,7          | 5,7                          | 904,4                          | 330,8                          | 1                                     | 134                          | 81,9                         | 215,9                                       |
|                          | V  | -            | 0,2            | 0,5                     | 27              | 110,8                              | 7,4 | 88,6           | 7,9                          | 803,7                          | 158,2                          | 1,8                                   | 133,8                        | 29,1                         | 162,9                                       |
|                          | Md | 11,8         | 0,1            | 0,3                     | 28,1            | 88,3                               | 7,2 | 343            | 7                            | 793,5                          | 285,3                          | 0,9                                   | 268,3                        | 65,5                         | 333,8                                       |
|                          | Dp | 0            | 0,1            | 0,2                     | 1,1             | 20,9                               | 0,4 | 256,8          | 1                            | 302,4                          | 87,7                           | 0,7                                   | 203,8                        | 21,2                         | 245,3                                       |
| Instalação 2             | AB | -            | 0,2            | 0,6                     | 29,9            | 145,6                              | 7,8 | 72,6           | 8,1                          | 1498,1                         | 74,3                           | 7,4                                   | 94,2                         | 37,3                         | 141,2                                       |
|                          | E  | -            | 0,1            | 0,2                     | 27,6            | 86,5                               | 7,2 | 518,2          | 7,5                          | 965,8                          | 521,9                          | 10,3                                  | 479,7                        | 51,5                         | 531,2                                       |
|                          | AA | -            | 0,1            | 0,2                     | 26,8            | 56,9                               | 6,5 | 354,3          | 4,5                          | 754                            | 295,6                          | 4,5                                   | 329,1                        | 38,1                         | 367,3                                       |
|                          | V  | 13,4         | 0,1            | 0,2                     | 28,1            | 100                                | 7,4 | 149,5          | 7,9                          | 763,4                          | 175,5                          | 6,2                                   | 125,6                        | 53,9                         | 177,5                                       |
|                          | Md | 13,4         | 0,1            | 0,3                     | 28,1            | 97,2                               | 7,2 | 273,7          | 7                            | 995,3                          | 266,8                          | 7,1                                   | 257,2                        | 45,2                         | 304,3                                       |
|                          | Dp | 0            | 0,1            | 0,2                     | 1,3             | 36,9                               | 0,6 | 201,8          | 1,7                          | 349,1                          | 192,6                          | 2,4                                   | 181,3                        | 8,7                          | 180,9                                       |
| Enchimento Estabilização | AB | 13,9         | 0,1            | 0,2                     | 30              | 122,8                              | 7,6 | 207,1          | 7,5                          | 1540,6                         | 209,8                          | 3                                     | 176,1                        | 54,5                         | 230,6                                       |
|                          | E  | 23,1         | 0,1            | 0,2                     | 27,8            | 69,5                               | 6,9 | 551,2          | 7,1                          | 1157,7                         | 485,5                          | 2,1                                   | 599,7                        | 80,7                         | 591,8                                       |
|                          | AA | 21,4         | 0,1            | 0,2                     | 28,2            | 76,8                               | 6,5 | 384,9          | 6,5                          | 2128,9                         | 328,6                          | 2,3                                   | 303,4                        | 116,1                        | 419,5                                       |
|                          | V  | 22,4         | 0,1            | 0,2                     | 26,1            | 73,9                               | 6,8 | 198,5          | 7,7                          | 1767,2                         | 244,5                          | 2,1                                   | 136,6                        | 48,4                         | 185   |
|                          | Md | 20,2         | 0,1            | 0,2                     | 28              | 85,7                               | 7   | 335,4          | 7,2                          | 1648,6                         | 317,1                          | 2,4                                   | 304                          | 74,9                         | 356,7                                       |
|                          | Dp | 4,3          | 0              | 0                       | 1,6             | 24,9                               | 0,4 | 167,6          | 0,6                          | 407,2                          | 122,9                          | 0,4                                   | 209,6                        | 30,8                         | 186,7                                       |
| Operação                 | AB | 20,6         | 0,1            | 0,2                     | 31,5            | 109,6                              | 7,5 | 152,9          | 7,7                          | 1263,9                         | 133,7                          | 3,3                                   | 66,2                         | 53,9                         | 120,1                                       |
|                          | E  | 25,1         | 0,1            | 0,2                     | 27,3            | 83,8                               | 7   | 623,8          | 7,6                          | 3296,7                         | 509,8                          | 2,3                                   | 793,3                        | 127                          | 920,2                                       |
|                          | AA | 26,1         | 0,1            | 0,2                     | 28              | 57,4                               | 6,2 | 343,2          | 6,8                          | 2927,1                         | 309,1                          | 1,7                                   | -                            | -                            | 474,7                                       |
|                          | V  | 23,9         | 0,1            | 0,2                     | 27              | 79,6                               | 6,7 | 273,8          | 8,7                          | 985,9                          | 194,3                          | 0,1                                   | -                            | -                            | 238,2                                       |
|                          | Md | 23,9         | 0,1            | 0,2                     | 28,4            | 82,6                               | 6,8 | 348,4          | 7,7                          | 2118,4                         | 286,8                          | 1,9                                   | 429,7                        | 90,4                         | 438,3                                       |
|                          | Dp | 2,4          | 0              | 0                       | 2,1             | 21,4                               | 0,5 | 199,7          | 0,8                          | 1162,6                         | 165,6                          | 1,4                                   | 514,1                        | 51,7                         | 353,5                                       |

**Tabela 4.2.3-2.** Diferenças significativas (*itálico*) registradas para os parâmetros analisados no rio Madeira entre as fases da construção da UHE de Santo Antônio e entre os períodos hidrológicos (INS – instalação; EnEs – enchimento/estabilização; OP – operação; AA – águas altas; AB – águas baixas; E – enchente; V – vazante).

| Diferenças estatísticas registradas para as variáveis ambientais entre os anos e meses de amostragem |                  |             |             |             |                        |             |      |             |                  |                |                |                |                    |                |                |                |               |               |               |               |               |
|--|------------------|-------------|-------------|-------------|------------------------|-------------|------|-------------|------------------|----------------|----------------|----------------|--------------------|----------------|----------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Fases/ano  | Matéria orgânica |             |             |             | Condutividade elétrica |             |      |             | Nitrogênio total |                |                |                | Clorofila <i>a</i> |                |                |                | Transparência |               |               |               |               |
|  | INS 1            | INS 2       | EnEs        | OP          | INS 1                  | INS 2       | EnEs | OP          | INS 1            | INS 2          | EnEs           | OP             | INS 1              | INS 2          | EnEs           | OP             | INS 1         | INS 2         | EnEs          | OP            |               |
| INS 1  |                  | 0,37        | 0,51        | 0,28        |                        | 0,20        | 0,97 | 0,76        |                  | 0,58           | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                    | <i>0,00001</i> | 0,22           | 0,61           |               | 0,99          | <i>0,0003</i> | <i>0,0001</i> |               |
| INS 2  | 0,37             |             | <i>0,01</i> | <i>0,00</i> | 0,20                   |             | 0,08 | <i>0,02</i> | 0,58             |                | <i>0,001</i>   | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i>     |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |               | 0,99          |               | <i>0,001</i>  | <i>0,0005</i> |
| EnEs   | 0,51             | <i>0,01</i> |             | 0,98        | 0,97                   | 0,08        |      | 0,95        | <i>0,00001</i>   | <i>0,001</i>   |                | <i>0,03</i>    | 0,22               | <i>0,00001</i> |                | 0,90           | <i>0,0003</i> | <i>0,001</i>  |               | 0,99          |               |
| OP   | 0,28             | <i>0,00</i> | 0,98        |             | 0,76                   | <i>0,02</i> | 0,95 |             | <i>0,00001</i>   | <i>0,00001</i> | <i>0,03</i>    |                | 0,61               | <i>0,00001</i> | 0,90           |                | <i>0,0001</i> | <i>0,0005</i> | 0,99          |               |               |

| Períodos hidrológicos | Transparência  |                |                |              | Condutividade elétrica |                |                |                | Temperatura    |                |                |                | Turbidez       |                |                |                | Oxigênio dissolvido |              |                |                |              |
|-----------------------|----------------|----------------|----------------|--------------|------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------------|--------------|----------------|----------------|--------------|
|                       | AB             | E              | AA             | V            | AB                     | E              | AA             | V              | AB             | E              | AA             | V              | AB             | E              | AA             | V              | AB                  | E            | AA             | V              |              |
| AB                    |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | 0,19         |                        | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | 0,996          |                     | 0,23         | <i>0,00001</i> | 0,51           |              |
| E                     | <i>0,00001</i> |                | 0,96           | <i>0,005</i> | <i>0,00001</i>         |                | <i>0,0002</i>  | <i>0,002</i>   | <i>0,00001</i> |                | 0,91           | <i>0,0009</i>  | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                     | 0,23         |                | <i>0,00001</i> | <i>0,006</i> |
| AA                    | <i>0,00001</i> | 0,96           |                | <i>0,001</i> | <i>0,00001</i>         | <i>0,0002</i>  |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | 0,91           |                | <i>0,00008</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i>      |              | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |              |
| V                     | 0,19           | <i>0,005</i>   | <i>0,001</i>   |              | <i>0,00001</i>         | <i>0,002</i>   | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,0009</i>  | <i>0,00008</i> |                | 0,996          | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | 0,51                | <i>0,006</i> | <i>0,00001</i> |                |              |

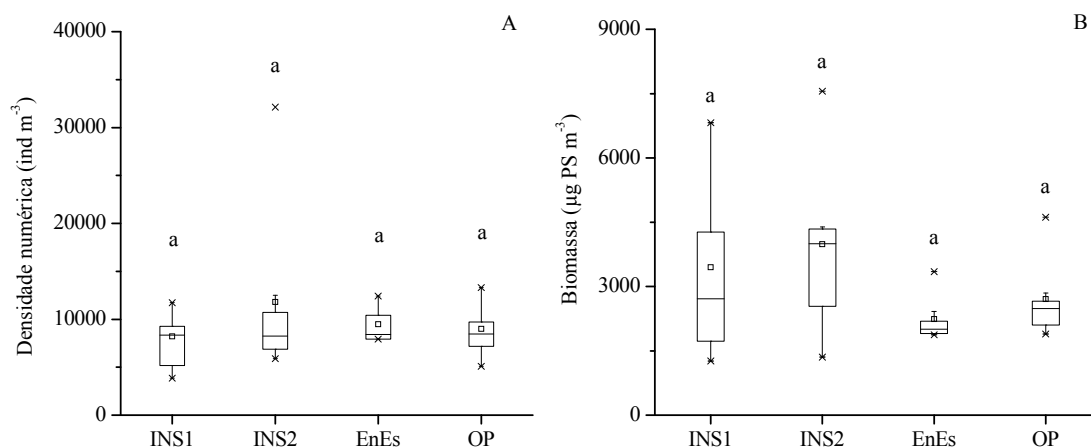
  

| Períodos hidrológicos | Nitrogênio total |             |             |             | Fósforo total  |                |                |                | Sólidos totais |                |                |                | Matéria inorgânica |                |                |                | Matéria orgânica |               |               |               |               |
|-----------------------|------------------|-------------|-------------|-------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------------------|----------------|----------------|----------------|------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|                       | AB               | E           | AA          | V           | AB             | E              | AA             | V              | AB             | E              | AA             | V              | AB                 | E              | AA             | V              | AB               | E             | AA            | V             |               |
| AB                    |                  | 0,11        | <i>0,03</i> | 0,97        |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | 0,95           |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | 0,9998         |                    | <i>0,00001</i> | <i>0,001</i>   | 0,99           |                  | <i>0,005</i>  | <i>0,02</i>   | 0,79          |               |
| E                     | 0,11             |             | 0,95        | <i>0,03</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i>     | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> |                  | 0,00          |               | 0,98          | <i>0,0001</i> |
| AA                    | <i>0,03</i>      | 0,95        |             | <i>0,01</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00002</i> | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | <i>0,00001</i> | <i>0,001</i>       | <i>0,00001</i> |                | <i>0,002</i>   | 0,02             | 0,98          |               | <i>0,0007</i> |               |
| V                     | 0,97             | <i>0,03</i> | <i>0,01</i> |             | 0,95           | <i>0,00001</i> | <i>0,00002</i> |                | 0,9998         | <i>0,00001</i> | <i>0,00001</i> |                | 0,99               | <i>0,00001</i> | <i>0,00190</i> |                | 0,79             | <i>0,0001</i> | <i>0,0007</i> |               |               |

### Comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica do rio Maderia é constituída por espécies pertencentes aos grupos holoplanctônicos Cladocera, Copepoda, Rotifera e protozoários. No plâncton o grupo Copepoda é principalmente formado pelas fases de náuplios e copepoditos das ordens Calanoida e Cyclopoida. No grupo Rotifera as famílias Brachionidae e Lecanidae foram dominantes e no grupo Cladocera as famílias Bosminidae, Daphnidae, Moinidae e Sididae foram bastante representativas. Para os protozoários, as tecamebas foram as mais abundantes.

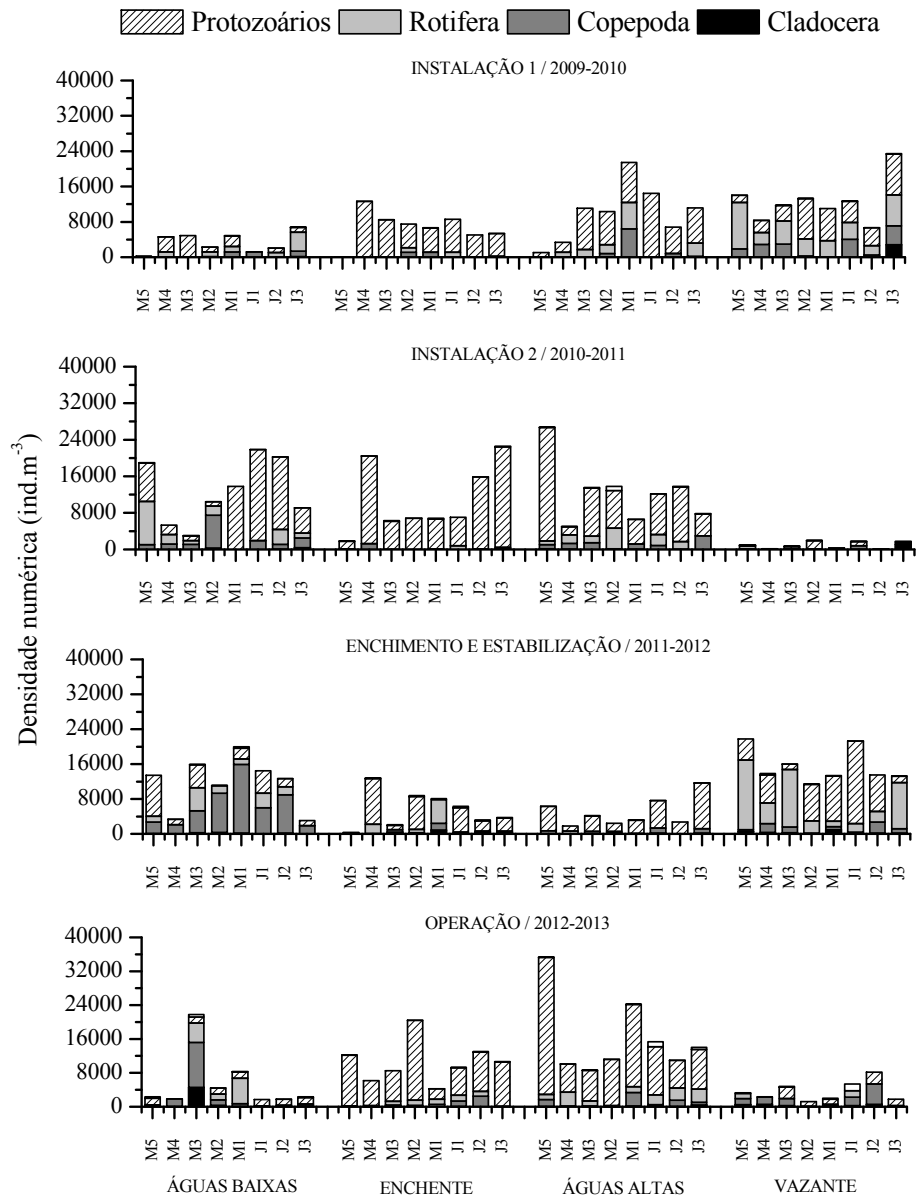
Analisando os valores médios de densidade e biomassa do zooplâncton total, verifica-se que altos valores foram registrados durante a fase de instalação 2. Maiores variações desses valores foram registradas antes do enchimento do reservatório (fases 1 e 2 de instalação). Apesar disso, não foram verificadas diferenças significativas para os valores de densidade e biomassa total entre os anos amostrados ( $p \leq 0,05$ ) (Figura 4.2.3-3). Em relação à densidade e biomassa dos principais grupos do zooplâncton, estas foram bastante variáveis entre as estações de amostragem (montante e jusante) e também entre os períodos hidrológicos. Nenhum padrão geral foi observado para essas variações (Figuras 4.2.3-4 e 4.2.3-5).



**Figura 4.2.3-3.** Box plots dos valores de densidade (ind m<sup>-3</sup>) (A) e biomassa (µg PS m<sup>-3</sup>) (B) do zooplâncton total amostrado no rio Madeira durante as fases da construção da UHE de Santo Antônio. INS1 = instalação 1 (Outubro/2009 a Agosto/2010); INS2 = instalação 2 (Setembro/2010 a Setembro/2011); EnEs = Enchimento e Estabilização (Outubro/2011 a Setembro/2012); OP = Operação (Outubro/2012 a Julho/2013); letras iguais acima dos box plots, indicam diferenças não significativas; símbolos: □ – média; × - valores máximos e mínimos.

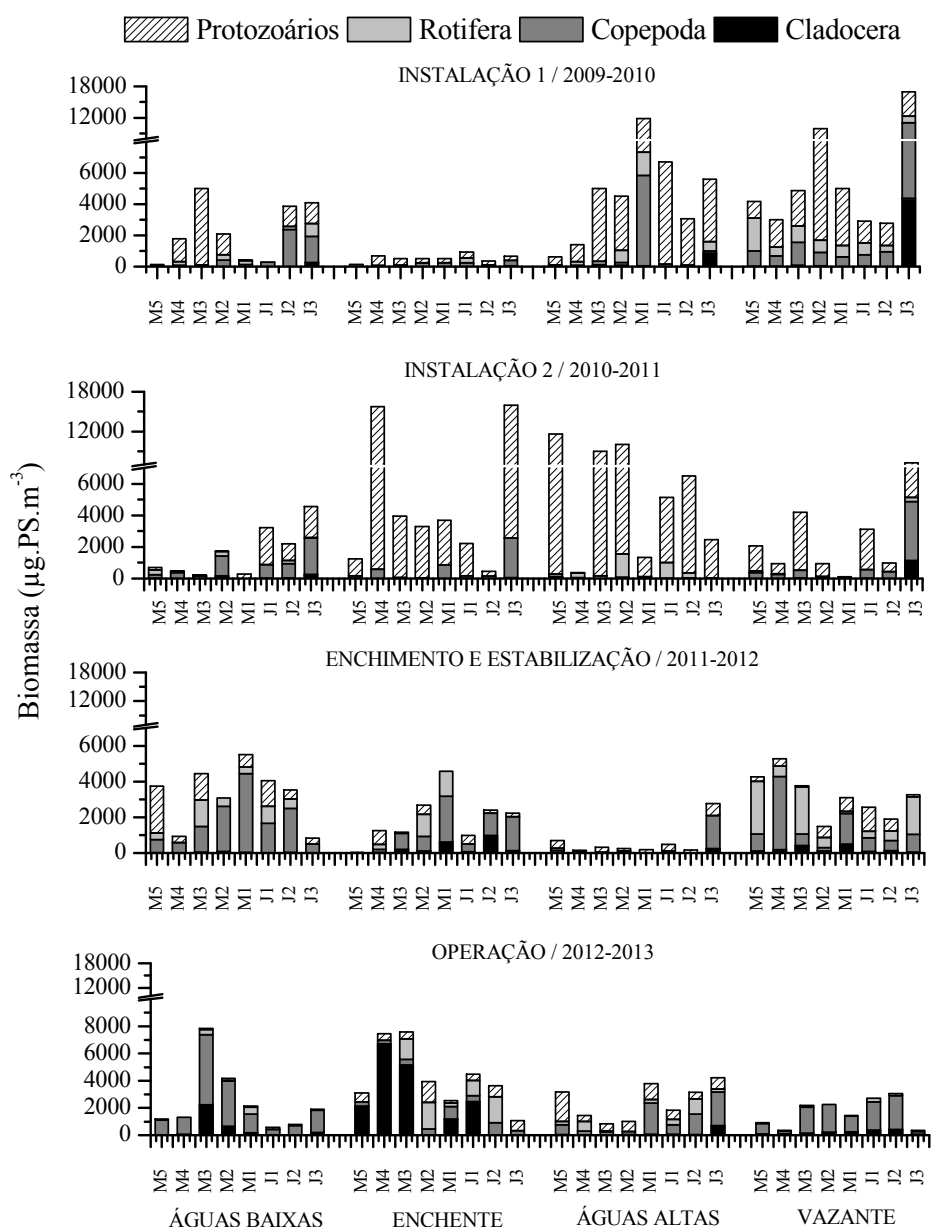
Verifica-se que em relação à abundância numérica dos principais componentes da comunidade zooplanctônica, o grupo dos protozoários testáceos foi dominante na maioria das estações e períodos hidrológicos, sobretudo nos períodos de enchente e águas altas (Figura 4.2.3-4). Este grupo foi representado principalmente por espécies dos gêneros *Arcella*, *Astramoeba*, *Diffugia* e *Centropyxis*. Durante os períodos de águas baixas e vazante, os rotíferos e os copépodes foram mais representativos em relação aos demais períodos hidrológicos. Para o grupo Cladocera foram registradas baixas densidades numéricas. No geral, nota-se grande variação do número de indivíduos (Figura 4.2.3-4).

Para os valores de biomassa, no entanto, alterações na contribuição relativa dos grupos da comunidade zooplanctônica foram verificadas entre os anos. Os protozoários foram dominantes durante as fases de instalação, ou seja, antes do enchimento do reservatório, enquanto os microcrustáceos do grupo Copepoda foram dominantes após o enchimento (fases de enchimento/estabilização e operação da usina). Os grupos Rotifera e Cladocera também foram mais representativos nos dois últimos anos amostrados em comparação às fases iniciais da construção da barragem (Figura 4.2.3-5). Em geral, os valores de biomassa seguiram as mesmas variações observadas para os valores de densidade numérica, sendo assim bastante variáveis entre as estações e os meses amostrados (Figura 4.2.3-5).



**Figura 4.2.3-4** Densidade numérica (ind m<sup>-3</sup>) dos principais grupos da comunidade zooplanctônica amostrada no rio Madeira durante as fases de construção da UHE de Santo Antônio (M - montante / J - jusante).





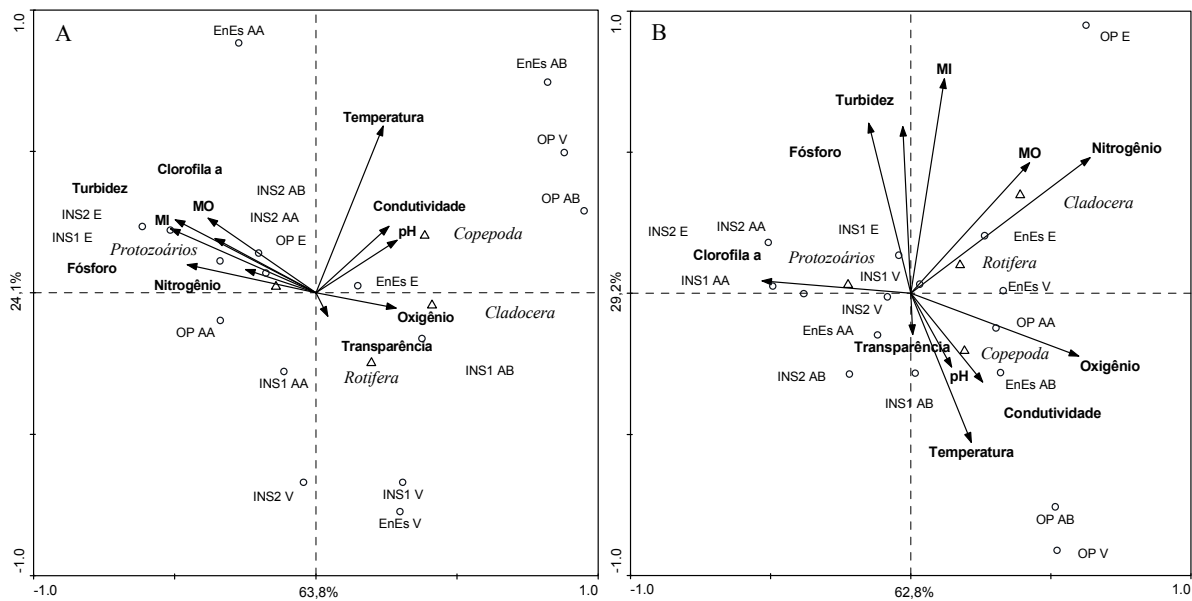
**Figura 4.2.3-5.** Biomassa ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) dos principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira durante as fases de construção da UHE de Santo Antônio (M - montante / J - jusante).

As análises de correspondência canônica (CCA) aplicadas às variáveis bióticas e abióticas registradas no rio Madeira evidenciaram a separação dos períodos hidrológicos e das fases do represamento em relação aos principais grupos identificados para a comunidade zooplancônica e também às variáveis ambientais (Figura 4.2.3-6).

Na CCA aplicada aos valores de densidade numérica, os dois primeiros eixos representaram 87,9% da explicabilidade dos dados. Foram significativas, de acordo com

o teste de Monte Carlo, as correlações entre oxigênio dissolvido, nitrogênio total e clorofila *a* ( $p \leq 0,05$ ). Pela análise verifica-se que os períodos hidrológicos de enchente e águas altas foram correlacionados às variáveis indicativas de maior trofia, como as concentrações de nitrogênio total e fósforo total, clorofila *a*, sólidos totais (matéria orgânica e inorgânica) e turbidez da água. Os períodos de vazante e águas baixas foram correlacionados com as demais variáveis: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, transparência e temperatura da água. Para os grupos da comunidade zooplancônica observa-se a correlação dos protozoários com as variáveis primeiramente citadas acima como: nitrogênio total, fósforo total, clorofila *a*, sólidos totais (matéria orgânica e inorgânica) e turbidez. E os grupos Copepoda, Cladocera e Rotifera foram associados às demais variáveis: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, transparência e temperatura da água (Figura 4.2.3-6A).

Para a biomassa do zooplâncton, os dois primeiros eixos da CCA explicaram 92,0% da análise e as variáveis: clorofila *a*, oxigênio dissolvido, nitrogênio, matéria orgânica e matéria inorgânica foram significativas, de acordo com o teste de Monte Carlo ( $p \leq 0,05$ ). A análise não separou os períodos hidrológicos em relação às variáveis registradas. No entanto, podem ser observadas fortes correlações entre os grupos da comunidade zooplancônica e as fases do represamento e destas com as variáveis abióticas. Os protozoários foram associados como as fases de instalação e os copépodos, rotíferos e cladóceros com as fases de enchimento/estabilização do reservatório e operação da usina. Os protozoários foram positivamente correlacionados com os valores de clorofila *a*, concentração de fósforo e turbidez, enquanto os copépodos foram correlacionados com os valores de pH, temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Cladocera e Rotifera foram associados com as concentrações de nitrogênio e sólidos totais (matéria orgânica e inorgânica) os quais foram maiores durante os períodos de enchente das fases de enchimento e operação da usina (Figura 4.2.3-6B).



**Figura 4.2.3-6.** Análise de Correspondência Canônica aplicada aos parâmetros abióticos e os valores de densidade numérica (A) e biomassa (B) dos principais grupos da comunidade zooplacntônica amostrada no rio Madeira durante as fases de construção da UHE de Santo Antônio (AA – águas altas; AB – águas baixas; E – enchente; V - vazante , INS - instalação; EnEs - enchimento/estabilização; OP - operação).

#### 4.2.4 Discussão

O reservatório de Santo Antônio do Madeira, diferentemente da maioria dos reservatórios amazônicos, inundou uma pequena área de floresta tropical úmida (271 km<sup>2</sup>) e apresenta um volume acumulado baixo (2,27 km<sup>3</sup>) (Ecology Brasil, 2012). Essas características são comuns para os reservatórios do tipo fio d' água e são similares aos dados disponíveis para os reservatórios de Jirau e Belo Monte (volume – 2,1 e 2,5 km<sup>3</sup>/ área inundada – 258/ 440 km<sup>2</sup>, respectivamente), também considerados do mesmo tipo de funcionamento. De outro modo, reservatórios anteriormente construídos na região são caracterizados por uma grande área de água acumulada, onde foram inundadas extensas áreas florestais, como por exemplo, os reservatórios de Balbina (volume - 17,5 km<sup>3</sup>/área inundada – 2360 km<sup>2</sup>), Samuel (volume - 3,2 km<sup>3</sup>/área inundada - 560 km<sup>2</sup>) e Tucuruí (volume - 45,5 km<sup>3</sup>/área inundada - 2875 km<sup>2</sup>) (Tabela 4.2.4-1; Fearnside, 2001; Tundisi et al., 2005).

As principais diferenças observadas entre o reservatório fio d' água de Santo Antônio em relação aos reservatórios de acumulação da região Amazônica estão relacionadas aos valores de vazão e tempo de residência da água. Após a construção da

barragem, nota-se que a vazão do rio Madeira continuou alta, com média anual variando cerca de 15.000 a 18.000 m<sup>3</sup>/s e o tempo de residência médio, continuou baixo, em torno de um dia. Nos reservatórios de acumulação da região os valores médios de vazão variam em torno de 350 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, como registrado para o reservatório de Samuel, a 11.000 m<sup>3</sup>/s para o reservatório de Tucuruí. Em relação ao tempo de residência médio desses mesmos reservatórios, são registrados valores em torno de 51 (reservatório de Tucuruí) a 351 dias (reservatório Balbina) (Tabela 4.2.4-1; Tundisi et al., 2005).

**Tabela 4.2.4-1.** Localização e características morfométricas e hidráulicas de dois tipos de reservatórios da Amazônia brasileira: fio d' água e acumulação.

| Tipo                                    | Fio d' água               |                         |                          | Acumulação               |                         |                          |
|---|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|
|   | Santo Antônio             | Jirau                   | Belo Monte               | Tucuruí                  | Balbina                 | Samuel                   |
| Localidade                              | Rondônia                  | Rondônia                | Pará                     | Pará                     | Amazonas                | Rondônia                 |
| Rio principal                           | Madeira                   | Madeira                 | Xingu                    | Tocantins                | Uatumã                  | Jamari                   |
| Coordenadas geográficas                 | 08°48'04" S<br>63°56'59"W | 9°15'52"S<br>64°38'31"W | 03°24'43"S<br>51°57'06"W | 03°45'03"S<br>49°40'03"W | 1°54'56"S<br>59°28'25"W | 8°35'56" S<br>63°48'21"W |
| Bacia de drenagem (Km <sup>2</sup> )    | 988873                    | 972710                  | 447719                   | 803250                   | 18450                   | 15280                    |
| Geração de energia (MW)                 | 3150                      | 3750                    | 11181                    | 4000                     | 250                     | 216                      |
| Tempo de residência (dias)              | 1,3                       | 1,3                     | 5,8                      | 51                       | 351                     | 105                      |
| Profundidade de Operação (m)            | 70                        | 70                      | 97                       | 72                       | 50                      | 87                       |
| Área inundada (Km <sup>2</sup> )        | 271                       | 258                     | 440                      | 2875                     | 2360                    | 560                      |
| Volume total (Km <sup>3</sup> )         | 2,2                       | 2,1                     | 2,5                      | 45,5                     | 17,5                    | 3,2                      |
| Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) | 17983                     | 17687                   | 14600                    | 11000                    | 577                     | 350                      |
| Profundidade média (m)                  | 7,7                       | 7,8                     | 9                        | 19                       | 11                      | 8,4                      |

Os altos valores registrados para os tempos de residência da água somados às grandes áreas alagadas em reservatórios de acumulação da bacia amazônica propiciam longos períodos de estratificação da água nos rios represados, caracterizados pela diminuição da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido nas profundidades inferiores. Nos reservatórios de Tucuruí, Balbina, Samuel (Brasil) e Brokopondo (Venezuela) diferenças de temperatura entre 2 a 8 °C foram verificadas entre as profundidades, além de condições anóxicas no fundo da coluna d' água (Van der Heide, 1982; Falótico, 1993; Moreno, 1996). Por outro lado, no reservatório de Santo Antônio não foram verificados períodos de estratificação da coluna d' água, o que se deve ao rápido fluxo da água e à pequena área inundada do reservatório.

No entanto, algumas diferenças registradas para as variáveis abióticas puderam ser relacionadas ao enchimento do reservatório, como o aumento da concentração de sólidos totais e de nutrientes dissolvidos (nitrogênio total) na água e a diminuição na extensão da zona eufótica, os quais podem ser considerados uma consequência do aumento do nível da água e inundação de áreas florestais do entorno, ainda que estas tenham sido menores quando comparadas com outros reservatórios da região. Geralmente, o represamento dos rios leva ao aumento da concentração de nutrientes na água logo após o represamento, devido principalmente às inundações e à perda de vegetação ciliar favorecendo o escoamento dos solos adjacentes (Junk e Melo, 1990).

Os parâmetros hidrológicos foram determinantes nas variações verificadas entre os meses de amostragem caracterizados pelos períodos hidrológicos. Durante as águas altas, os maiores valores de vazão e menores de tempo de residência promoveram um período de maior mistura da coluna d' água em relação às águas baixas. A intensa vazão do rio e a elevação do nível da água foram responsáveis por aumentar a concentração de sólidos em suspensão e de nutrientes durante as águas altas, provenientes das áreas do entorno alagadas e também devido à maior carga de sedimentos transportados pelo rio. Estas podem ser as explicações para a diminuição da transparência, do oxigênio dissolvido e do pH e o aumento da turbidez da água. Em períodos de grande fluxo da água dos rios e conseqüentemente com altas concentrações de material suspenso, há a predominância dos processos de decomposição e oxidação, aumentando assim o consumo de oxigênio e diminuindo os valores de pH (Moreno, 1996). Por outro lado, características opostas podem ser relatadas para os períodos de águas baixas, onde foram registrados menores valores para a vazão do rio, do nível da água e das concentrações de material em suspensão.

É esperado que essas variações nas condições físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos possam atuar diretamente no desenvolvimento e adaptação das comunidades biológicas. Vários estudos indicam que os represamentos dos rios favoreceram as populações zooplanctônicas, já que estas possuem maiores taxas de crescimento em ambientes lênticos, uma vez que a estabilidade da coluna d' água e a disponibilidade de alimento são maiores (Pinel-Alloul et al., 1989; Marzolf 1990; Campbell et al., 1998; Rocha et al., 1999; Garrido and Bozelli, 2000; Valadares, 2007; Pedrozo et al., 2012). Contudo, condições lênticas não foram verificadas no rio Madeira após a fase de enchimento, o que resultou em pequenas alterações nas densidades e biomassas do zooplâncton total, as quais não foram significativas. Esse resultado

destaca a diferença na operação da UHE de Santo Antônio em relação às usinas com reservatórios de acumulação.

A comunidade zooplanctônica amostrada nos grandes reservatórios na bacia Amazônica sofreu alterações significativas após o barramento dos rios. Altos valores de densidade numérica foram registrados durante os períodos de estabilidade da água nos novos ecossistemas artificiais, chegando a 400.000 e 2,1 milhão ind m<sup>-3</sup> nos reservatórios de Balbina e Samuel (Falótico, 1993; Moreno, 1996). Diferentemente disso, os valores registrados para as densidades do zooplâncton total no reservatório de Santo Antônio não excederam o valor de 40.000 ind m<sup>-3</sup>, considerando os quatro anos amostrados. Esse valor é similar ao registrado no reservatório de Balbina durante as fases lóticicas, antes do enchimento do reservatório, onde os maiores valores registrados para o zooplâncton foram de aproximadamente de 50.000 ind m<sup>-3</sup> (Moreno, 1996).

A baixa resistência aos processos causados pela mistura da coluna d' água atua fortemente na dinâmica do plâncton (Lewis, 1979) e isso pode ser notado nos reservatórios amazônicos onde um padrão comum de alterações da comunidade zooplanctônica foi relatado para os reservatórios de Samuel, Balbina e Brokopondo (Falótico, 1993; Moreno, 1996; Van der Heide, 1982) durante os represamentos dos respectivos rios. Durante os períodos de instabilidade na coluna de água (pré-enchimento), elevadas riquezas e densidades de rotíferos foram registradas. Após esse período, com a diminuição do fluxo de água e aumento da estabilidade proporcionada pelo preenchimento completo do reservatório, as populações de Rotifera diminuíram e os crustáceos, Copepoda e Cladocera, aumentaram. Entretanto, para o reservatório de Santo Antônio, altas densidades de protozoários foram registradas durante todos os anos de amostragem, mesmo após o enchimento. Elevações nas densidades dos microcrustáceos e diminuição do microzooplâncton não foram registradas como geralmente acontece nos reservatórios de acumulação.

Consideráveis valores de densidade numérica foram registradas para o grupo Copepoda apenas durante os períodos de águas baixas e vazante. Esse resultado foi verificado tanto antes como após o enchimento do reservatório e pode estar relacionado com a estabilidade da coluna de água quando se compara os períodos hidrológicos amostrados. O predomínio de protozoários foi maior durante os períodos de águas altas e enchente, quando há maior vazão da água e, portanto, maior instabilidade. Por outro lado, durante as águas baixas e vazante, com a diminuição do fluxo da água, os

indivíduos dos microcrustáceos representados pelo grupo Copepoda podem ser capazes de se desenvolverem com maior facilidade.

O rio Madeira possui naturalmente alta carga sedimentar (Martinelli et al., 1989; Leite et al., 2011), característico de rios de águas brancas (Carvalho, 1984; Hardy, 1992) e estudos prévios têm mostrado que o material suspenso no rio é composto em grande parte (60%) por silte enquanto o material disponível nos sedimentos é composto principalmente por areia (90%) (Ministério de Minas e Energia, 2007). Nas amostragens desse estudo também pode ser verificado que o material em suspensão do rio possui altas concentrações de matéria inorgânica (Tabela 4.2.3-1). Durante as águas altas, a entrada desse tipo de material promovida pela mistura da coluna d' água favoreceu as espécies de protozoários em detrimento dos filtradores, devido à dificuldade encontrada por esses últimos em filtrar substâncias relativamente grandes e sólidas e também à baixa concentração dos recursos algais disponíveis e preferenciais desses indivíduos. Relações entre o aumento de material em suspensão rico em detritos e minerais e a redução nas densidades dos microcrustáceos são relatadas por vários autores em outros ecossistemas aquáticos amazônicos (Hardy, 1980; 1992; Brandorff e Andrade, 1978; Carvalho, 1983; Bozelli, 1994; Falótico, 1993; Moreno, 1996; Garrido et al, 2003). A dominância dos protozoários testáceos nos períodos de águas altas pode ser corroborada pela forte correlação do grupo com o aumento de sólidos totais e a diminuição da zona eufótica (CCA – Figura 4.2.3-6A).

O tipo de material em suspensão presente no rio Madeira também esteve relacionado aos valores de biomassa registrados para os principais grupos da comunidade zooplanctônica. Apesar de não terem sido notadas maiores abundâncias dos microcrustáceos após o enchimento, os valores de biomassa mostram o oposto. Nos dois últimos anos, com o enchimento do reservatório, maiores concentrações de nutrientes e de matéria orgânica foram registradas, devido provavelmente à lavagem do solo e entrada de material alóctone. O aumento da matéria orgânica disponível apesar de não alterar numericamente a abundância dos grupos zooplanctônicos, propiciou a elevação da biomassa dos grupos Copepoda (náuplios e copepoditos de Calanoida e Cyclopoida), Rotifera (Brachionidae e Lecanidae) e Cladocera (Bosminidae, Daphnidae, Moinidae e Sididae) em detrimento dos protozoários testáceos, os quais foram dominantes (em termos de biomassa), apenas durante os dois primeiros anos, quando a concentração do material orgânico foi menor (Figura 4.2.3-6B).

Como observado em outros estudos sobre a comunidade zooplanctônica de ecossistemas aquáticos amazônicos (Brandorffi e Andrade, 1978; Hardy 1980; Carvalho, 1983; Bozelli, 1994 and Moreno, 1996) podemos considerar que é de grande importância a relação entre o tipo de material em suspensão e o desenvolvimento dessas populações. No rio Madeira, a re-suspensão dos sedimentos parece favorecer os protozoários, provavelmente devido à maior disponibilidade de bactérias re-suspensas, sua principal fonte de alimento (Pernthaler, 2005; Corno et al, 2008; Bell et al., 2010). De outro modo, quando há a entrada de material orgânico e diminuição de partículas inorgânicas (águas baixas e após o enchimento do reservatório), há o favorecimento dos filtradores, representados pelos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda.

Diante dos resultados podemos concluir, até o momento, que as alterações verificadas para a comunidade zooplanctônica amostrada no rio Madeira foram relativamente menores quando comparadas com os grandes reservatórios de acumulação da região, já que não foram registradas alterações para os valores de densidade numérica após o enchimento do reservatório, sendo estas apenas relacionadas aos períodos hidrológicos característicos da região. No entanto, foram verificadas diferenças nas proporções dos valores de biomassa dos principais grupos identificados após o enchimento, em resposta às alterações nas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes relacionadas às áreas alagadas, mesmo estas serem menores em relação aos grandes reservatórios. O fluxo da água e as entradas de material em suspensão para o rio foram fortemente associados às variações do zooplâncton do rio Madeira. Embora muito mais informações sejam necessárias para uma melhor conclusão, podemos considerar que a construção de reservatórios do tipo fio d' água podem ser capazes de causar menores impactos em comunidades aquáticas da região.

### **Referências Bibliográficas**

ALLAN, JD. 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, v.110: 165-80.

BARROW, CJ. 1987. The environmental impacts of the Tucuruí reservoir on the middle and lower Tocantins River Basin Brazil. *Regulated Rivers: Research and Management*, v.1: 49-60.



BARROW, CJ. 1988. The impact of hydroelectric development on the Amazonian environment: With particular reference to the Tucuruí project. *Journal of Biogeography*, v.15: 67-78.

BELL, T.; BONSALL, MB.; BUCKLING, A.; WHITELEY, AS.; GOODALL, T.; GRIFFITHS, RI. 2010. Protists have divergent effects on bacterial diversity along a productivity gradient. *Biology Letters*, v.6: 639-642.

BOTTRELL, HH.; DUCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T.A. 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, v.24: 419-456.

BOZELLI, RL. 1994. Zooplankton community density in relation to water level fluctuation and inorganic turbidity in an Amazonian lake, "Lago Batata" State of Pará Brazil. *Amazoniana*, v.13, n.(1-2): 17-32.

BRANDORFF, GO. e ANDRADE, ER. 1978. The relationship between the water level of the Amazon River and the fate of the zooplankton population in Lago Jacaretinga, lake in Central Amazon. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v.13: 63-70.

CAMPBELL, C.; KNOECHEL, R.; COPEMAN, D. 1998. Evaluation of factors related to increased zooplankton biomass and altered species composition following impoundment of a Newfoundland reservoir. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.55: 230-238.

CARVALHO, ML. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidade e composição do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Brasil. *Acta Amazonica*, v.13, n.(5-6): 715-724.

CARVALHO, ML. 1984. Influence of predation by fish and water turbidity on a *Daphnia gessneri* population in an Amazonian floodplain lake, Brazil. *Hydrobiologia*, v.113: 243-247.

CORNO, G.; CARAVATI, E.; CALLIERI, C.; BERTONI, R. 2008. Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size structure distribution in an oligotrophic system. *Journal of Limnology*, v.67: 107-119.

ECOLOGY BRASIL, 2012. Modelo matemático para prognóstico da qualidade da água do reservatório da UHE Santo Antônio no rio Madeira. *Relatório Março de 2012*. Rio de Janeiro – RJ.

FALÓTICO, MHB. 1993. Características limnológicas e aspectos da composição e distribuição da comunidade zooplanctônica em sua fase de enchimento (Reservatório de Samuel – RO). Dissertação de Mestrado. São Carlos, SP: EESC/USP.

FEARNSIDE, PM. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the Pharaohs in Amazonia. *Environmental Management*, v.13: 401-423.

FEARNSIDE, PM. 2001. Environmental Impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned Lessons for Hydroelectric Development in Amazonia. *Environmental Management*, v.27: 377–396.

FEARNSIDE, PM. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, v.35: 1-19.

FEARNSIDE, PM. 2013. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, v.38: 164-172.

FEARNSIDE, PM. 2014a. Análisis de los Principales Proyectos Hidro-Energéticos en La Región Amazónica. *Derecho, Ambiente y Recursos Naturales (DAR), Centro Latinoamericano de Ecología Social (CLAES) e Panel Internacional de Ambiente y Energía en la Amazonia*, Lima, Peru, 55 pp.

FEARNSIDE, PM. 2014b. Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazonian development. *Water Alternatives*, v.7, n.1: 154-167.

FIRJAN, 2013. A Expansão das Usinas a Fio d'Água e o Declínio da Capacidade de Regularização do Sistema Elétrico Brasileiro. In: <http://www.firjan.org.br/data/pages/2C908CE9215B0DC40121793A0FCE1E51.htm>. Accessed in 2014-09-20.

GARRIDO, AV. e BOZELLI, RL. 2000. The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (GO, Brazil). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, v.27: 2875-2878.

GARRIDO, AV; BOZELLI, RL; ESTEVES, FA.; ALVES, LS. 2003. Long-term patterns of the planktonic cladoceran community of Batata lake, Amazonia, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.15, n.1: 41-53.

GOLTERMAN, HL.; CLYMO, RS.; OHNSTAD, MA. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters (2<sup>a</sup> ed.). *Oxford: Blackwell Scientific Publications*, 213p.

HAMMER, O.; HARPER, DAT.; RIAN, PD. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37.

HARDY, ER. 1980. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v.10, n.3:577-609.

HARDY, ER. 1992. Changes in species composition of Cladocera and flood availability in a floodplain lake, Lago Jacaretinga, Central Amazon. *Amazoniana*, v.12: 155-168.

JUNK, WJ. e MELLO, JASN. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *IEA/USP – Estudos avançados*, v.4: 126-143.

LEITE, NK.; KRUSCHE, AV.; BALLESTER, MVR.; VICTORIA, RL.; RICHEY, JE.; GOMES, BM. 2011. Intra and interannual variability in the Madeira River water chemistry and sediment load. *Biogeochemistry*, v.105, n.(1-3): 37-51.

- LEWIS, WMJr. 1979. Zooplankton community analysis. *Springer*, New York. p 1-63.
- MACKERETH, FJH; HERON, J.; TAILING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biology Association Scientific Publication*, Kendal.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*. Omega, Barcelona. 1010p.
- MARTINELLI, LA.; DEVOL, AH.; FORSBERG, BR.; VICTORIA, RL.; RICHEY, JE.; RIBEIRO, MN. 1989. Descarga de sólidos dissolvidos totais do Rio Amazonas e seus principais tributários. *Geochimica Brasiliensia*, v.3, n.2: 141-148.
- MARZOLF, GR. 1990. Reservoirs as environments for zooplankton, in: Thornton, K., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (Eds.), *Reservoir limnology: ecological perspectives*. *Wiley Interscience Publication*, New York, pp. 195-208.
- MÉRONA, B.; SANTOS, GM.; ALMEIDA, RG. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, v.60: 375-392.
- MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. 2007. Projeto Rio Madeira: Estudos Hidráulicos e de Sedimentos. Accessed in 2014-09-20.
- MORENO, IH. 1996. Estrutura da comunidade planctônica do reservatório da UHE Balbina (Floresta tropical úmida – Amazonas) e sua relação com as condições limnológicas apresentadas na fase de enchimento e pós-enchimento (1987-1990). *Tese de doutorado*, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 229 p.
- NUSH, EA. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv fur Hydrobiologie*, v.14: 14-36.
- PEDROZO, CS.; SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A.; FARIAS, RN. 2012. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v.102: 142-149.

PERNTHALER, J. 2005. Predation on prokaryotes in the water column and its ecological implications. *Nature*, v.3: 537-546.

PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOD, G.; FLORESCU, M. 1989. Zooplankton species dynamics during impoundment and stabilization in subarctic reservoir. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, v.33: 521-537.

ROCHA, O.; TUNDISI, TM.; ESPINDOLA, ELG.; ROCHE, KF.; RIETZLER, AC. 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton, in: Tundisi, J.G., Straskraba, M. (Eds.) *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. *Academy of Science and Backhuys Publishers*, São Carlos, pp. 457-476.

RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie*, v.8: 71-76.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, JG.; KUTNER, MB. 1965. Plankton studies in a mangrove IV: size fraction of phytoplankton. *Bol. Inst. Oceanogr.* 26, 39-42.

TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P. 2002. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination. *Microcomputer Power*, Ithaca, New York.

TUNDISI, JG.; SANTOS, MA.; MENEZES, CFS. 2005. Tucuruí Reservoir: Experience and Lessons Learned Brief (Lake Basin Management Initiative). Disponível em: [http://www.worldlakes.org/uploads/26\\_Tucuruí\\_Reservoir\\_27February2006.pdf](http://www.worldlakes.org/uploads/26_Tucuruí_Reservoir_27February2006.pdf)

TUNDISI, JG. 2007. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. *IEA/USP – Estudos avançados*, v.21: 109-117.

VAL, AL. 2010. Amazônia Brasileira: defesa e monitoramento. In.: *Desenvolvimento sustentável da Amazônia*. Ed. *CEBRI, Rio de Janeiro*. 36p.

VALADARES, CF. 2007. Alterações nas características limnológicas e na comunidade zooplanctônica do Rio Araguari (MG) em função das obras hidráulicas da UHE Capim Branco I. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Minas Gerais.

VAR DER HEIDE, J. 1982. Lake Brokopondo. Filling phase limnology of a man-made lake in the humid tropics. *Tese de doutorado*. VU University Amsterdam. 427p.

## **Capítulo 4.3 Grupos funcionais da comunidade zooplanctônica como preditores de variações ambientais em rios amazônicos**

### **Resumo**

Nos estudos de ecologia de comunidades, algumas novas abordagens tem sido propostas visando melhorar a capacidade de identificação de alterações e promover o desenvolvimento de ferramentas de predição de mudanças na dinâmica das mesmas. Uma destas é a classificação funcional, a qual é considerada uma abordagem altamente preditiva da estrutura das comunidades biológicas e dos processos ecossistêmicos. O objetivo deste trabalho é definir e elaborar uma classificação funcional do zooplâncton presente em rios da Amazônia, e ainda verificar como a utilização da diversidade funcional reflete as mudanças na diversidade ou na dinâmica da comunidade em função das variações ambientais, quer sejam naturais (variações no regime hidrológico sazonal) quer sejam de origem antrópica (o impacto do represamento do rio Madeira para aproveitamento hidroelétrico) na porção estudada da bacia do rio Madeira. Foram realizadas medidas de um conjunto de variáveis ambientais e amostragens do zooplâncton trimestralmente no rio Madeira e em seis afluentes desta sub-bacia na área de influência da Usina Hidroelétrica de Santo Antônio do Madeira, durante um período de 4 anos. Pelos resultados verificou-se que os atributos funcionais mais importantes para o agrupamento das espécies foram o habitat, o grupo trófico e o hábito alimentar. No entanto, o agrupamento funcional também refletiu diferenças taxonômicas. Essa similaridade funcional e taxonômica pode ter sido consequência tanto das escolhas dos traços funcionais utilizados como também ser uma característica comum da comunidade, considerando que muitas das diferenças morfológicas usadas para a classificação das espécies também estão relacionadas às suas funções ecológicas. Maiores contribuições relativas para a abundância total de espécies na comunidade foram registradas para os grupos formados pelos protozoários e rotíferos, principalmente antes do enchimento do reservatório. Esses grupos apresentam em comum o menor tamanho corporal e o modo principal de reprodução. Suas maiores abundâncias estão diretamente relacionadas ao intenso fluxo dos rios, além da baixa transparência da água e a baixa produtividade primária. O grupo representado pelos calanóides foi o menos abundante, sendo estes extremamente sensíveis a pequenas variações nas condições ambientais e mais adaptados à maior estabilidade física do

sistema. Após o barramento, nota-se que o número de grupos funcionais aumentou e que, no geral, os cladóceros pelágicos e os predadores (copépodes cyclopóides + *Asplanchna sieboldi*) foram os grupos que mais tiveram sua representatividade aumentada. Estas mudanças foram provavelmente relacionadas às concentrações de matéria orgânica e nutrientes, as quais foram elevadas nos dois últimos anos. Podemos considerar que, após o barramento, a maior disponibilidade de recursos disponíveis contribuiu para o desenvolvimento de diferentes grupos. A abordagem funcional é bastante relevante em estudos ambientais, porém necessita ainda ser melhor compreendida para muitas comunidades, especialmente para o zooplâncton. Para isso, estudos envolvendo as características únicas de cada uma das espécies, quanto aos aspectos morfológicos, fisiológicos e comportamentais, são essenciais.

*Palavras-chave:* traços funcionais; rio Madeira; tributários do rio Madeira; UHE de Santo Antônio

#### **4.3.1 Introdução**

As recentes intervenções humanas que frequentemente afetam as características naturais dos ecossistemas têm gerado grande preocupação quanto ao futuro da biodiversidade e o interesse para a manutenção desta é um dos principais objetivos da ecologia da conservação (Sax e Gaines, 2003). Para que haja uma efetiva sustentabilidade ambiental é fundamental o entendimento dos mecanismos de distribuição das espécies tanto em escalas locais como globais (Ricklefs, 1987). No último século, muitas teorias da ecologia de comunidades contribuíram para a compreensão dos padrões espaciais e temporais da diversidade biológica como a teoria da sucessão ecológica (Clements, 1916; Gleason, 1927), da biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 1967) e da distribuição latitudinal da diversidade de espécies (Brown, 1995), no entanto, muitas questões ainda necessitam ser respondidas.

Devido à complexidade de muitos ecossistemas argumenta-se que generalizações e predições são difíceis de serem alcançadas (Simberloff, 2004). Diante disso, novas abordagens têm surgido visando o melhor esclarecimento da origem e das alterações que venham ocorrer na biodiversidade. Uma destas baseia-se em traços funcionais das espécies, os quais são definidos como “qualquer característica morfológica, fisiológica ou comportamental mensurável e que afeta indiretamente o



crescimento, a reprodução e a sobrevivência dos indivíduos” (McGill et al., 2006; Violle et al., 2007; Webb et al., 2010).

Por considerar as características ecológicas relevantes das espécies, a abordagem funcional é considerada uma ferramenta com capacidade de predição da estrutura das comunidades biológicas e de processos ecossistêmicos (Díaz e Cabido, 2001; McGill et al., 2006; Spasojevic e Suding, 2012; Smith et al., 2013). Dentro desse enfoque as espécies são incluídas ou classificadas em grupos que se relacionam diretamente com as funções do ecossistema. Desta forma surge o conceito de grupos funcionais, os quais são conjuntos de espécies com ou sem afinidades filogenéticas e que compartilham traços funcionais similares e respondem similarmente às condições ambientais (Lavorel et al. 1997).

Apesar da importância da comunidade zooplânctônica em ambientes aquáticos, poucos avanços foram realizados em relação aos traços funcionais de suas espécies (Barnett et al., 2007), diferentemente das comunidades vegetais para as quais esta abordagem têm sido bastante aplicada (Tilman, 1997; Hector et al., 1999; Diaz et al., 2007; Cianciaruso et al., 2012; Silva et al., 2013; Laliberté et al., 2013), assim como para as aves (Batalha et al., 2010; Hidasi et al., 2012; Gasc et al., 2013) e para o fitoplâncton (Reynolds et al., 2002; Weithoff, 2003; Longhi e Beisner, 2010; Litchman, 2010; Pálffy et al., 2013). Alguns poucos trabalhos definiram traços funcionais importantes do zooplâncton, considerando aspectos como alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies (Barnett et al., 2007; Litchman et al., 2013; Sodré, 2014). Por apresentarem grande sensibilidade ambiental presume-se que as condições locais, como por exemplo, características físicas do ambiente, disponibilidade de recursos e herbivoria, determinam a distribuição das espécies zooplânctônicas (Bonecker et al., 2007; Sodré, 2014). Sendo assim, como já verificado para outras comunidades terrestres e aquáticas, as condições ambientais locais devem atuar como filtros favorecendo grupos de espécies zooplânctônicas que compartilham características funcionais similares, ainda que as espécies não sejam, de forma obrigatória, relacionadas filogeneticamente (Webb et al., 2002; Sobral e Cianciaruso, 2012).

Considerando a grande relevância do zooplâncton para a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, já que este participa ativamente da ciclagem de nutrientes e é um importante elo na transferência de energia entre diferentes níveis tróficos, e ainda o fato dessa comunidade ser um excelente indicador biológico, por responder rapidamente às variações ambientais por alterações na abundância e na composição das

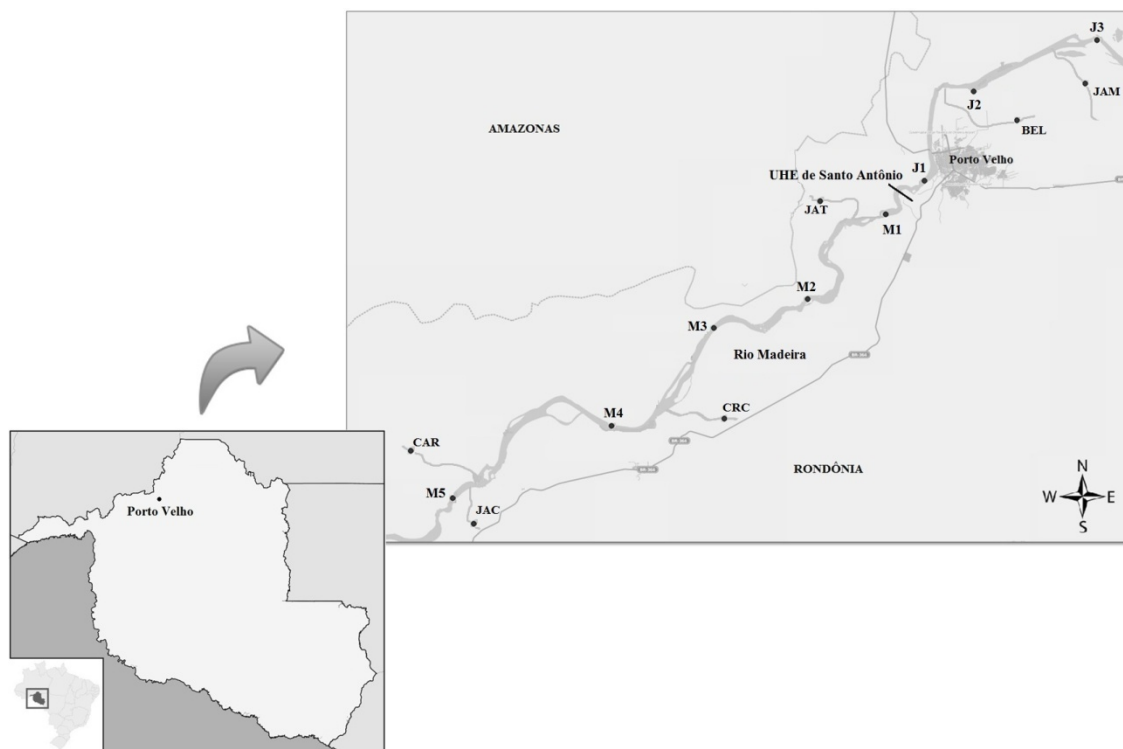
espécies, o objetivo do presente estudo foi avaliar a comunidade zooplanctônica presente em rios amazônicos sob o ponto de vista dos grupos funcionais e ainda verificar como essa nova abordagem poderia refletir as variações ambientais da região analisada, principalmente após a construção de uma usina hidrelétrica.

#### **4.3.2 Materiais e Métodos**

##### *Área de estudo*

A área de estudo pertence à sub-bacia do rio Madeira e situa-se na região noroeste do estado de Rondônia (RO), próximo à cidade de Porto Velho. A área se estende por um trecho de cerca de 300 Km ao longo do rio Madeira e é o local selecionado para a construção da barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) de Santo Antônio, a qual localiza-se a uma distância de aproximadamente 7 Km de Porto Velho.

As amostragens da comunidade zooplanctônica e dos parâmetros ambientais foram realizadas no rio Madeira (RM), para o qual foram estabelecidas oito estações de coleta, sendo cinco localizadas a montante (M) da barragem da UHE de Santo Antonio e três a jusante (J). Foram amostradas ainda seis estações pertencentes aos tributários do rio Madeira, sendo quatro destes localizados a montante da barragem: Caripuna (CAR), Jaci-Paraná (JAC), Caracol (CRC), Jatuarana (JAT), e dois localizados a jusante: Belmont (BEL) e Jamari (JAM) (Figura 4.3.2-1).



**Figura 4.3.2-1.** Mapa com a localização da UHE de Santo Antônio e das estações amostradas na bacia do rio Madeira, Rondônia - Brasil (Coordenadas de amostragem: rio Madeira – M5 (9°12'39" S/64°37'15" W), M4 (9°10'25" S/64°28'39" W), M3 (9°01'39" S/64°16'44" W), M2 (8°55'36" S/64°04'56" W), M1 (8°50'31" S/63°59'42" W), J1 (8°47'17" S/63°55'53" W), J2 (8°38'34" S/63°51'00" W), J3 (8°18'33" S/63°23'32" W); rio Caripuna (CAR) – (9°11'43" S/64°37'25" W); rio Jaci-Paraná (JAC) - (9°17'20" S/64°23'53" W); rio Caracol (CRC) – (9°11'48" S/64°22'29" W); rio Jatuarana (JAT) – (8°49'46" S/64°02'58" W); rio Belmont (BEL) – (8°38'13" S/63°52'02" W); rio Jamari (JAM) – (8°35'56" S/63°48'21" W)).

#### *Amostragens e análises em laboratório*

As amostragens foram realizadas trimestralmente entre outubro de 2009 e julho de 2013, durante as fases da implantação da UHE de Santo Antônio. Os dois primeiros anos foram representados pelas fases de instalação da barragem, o terceiro ano pela fase de enchimento e estabilização do reservatório e o quarto ano pela fase de operação da usina. A periodicidade trimestral das amostragens foi planejada em função dos períodos característicos do ciclo hidrológico anual dos rios amazônicos e divididos em: Águas baixas (AB), Enchente (E), Águas altas (AA) e Vazante (V).

O zooplâncton foi coletado por meio de uma bomba motorizada da marca Stihl, com a mais baixa rotação e concentrado em rede de plâncton com abertura de malha de 68 µm em diferentes profundidades, dependendo do período hidrológico correspondente. O volume filtrado foi de 200 litros e os indivíduos foram preservados em solução de formaldeído, com concentração final de 4 %. As análises da abundância e

composição das espécies foram realizadas sob microscópio estereoscópico com aumento de até 50x e sob microscópio óptico com aumento de 100x. A contagem dos microcrustáceos pertencentes aos grupos Cladocera e Copepoda foi realizada em placas de acrílico quadriculadas, utilizando sub-amostras ou a totalidade da amostra para as espécies raras. Para os indivíduos menores, como os rotíferos e os protozoários, sub-amostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter.

A identificação dos indivíduos foi realizada através das seguintes bibliografias: (Smirnov, 1974; Koste, 1978; Koste e Robertson, 1983; Reid, 1985; Koste e Shiel, 1986; Shiel e Koste, 1992; 1993; Nogrady et al., 1993; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Santos-Silva et al., 1989; Sinev, 2001; Nogrady e Segers, 2002; Segers e Shiel, 2003; Silva, 2003; Silva e Matsumura-Tundisi, 2005, Van Damme et al., 2005; Santos-Silva, 2008; Gomes e Souza, 2008; Van Damme et al., 2010).

Foram aferidas as seguintes variáveis ambientais: transparência da água, a qual foi registrada pela leitura do desaparecimento visual do disco de Secchi; a extensão da zona eufótica foi calculada multiplicando-se o valor médio de transparência da água pelo coeficiente empírico igual a 2,7 (Margalef, 1983); pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez e temperatura da água medidas in situ, em toda a coluna d' água, utilizando-se uma sonda multi-paramétrica; concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) por métodos específicos de espectrofotometria segundo Golterman et al. (1978) e Mackereth et al., (1978); sólidos totais pela técnica gravimétrica descrita em Teixeira et al. (1965); e clorofila *a* por extração com álcool 80% e espectrofotometria descrita em Nush (1980).

#### *Análises dos dados*

Para a definição dos grupos funcionais foram primeiramente listados os traços funcionais de cada espécie identificada. Para assegurar a confiabilidade dos resultados torna-se necessário que tais traços estejam disponíveis para todas as espécies, mas, infelizmente, a maior parte dos traços sugeridos por Barnett et al. (2007) e Litchman et al. (2013) é de difícil acesso na literatura ou indisponível para a comunidade zooplanctônica. Além disso, seria inviável medir todos os traços mencionados pelos autores, devido ao tempo e recursos que seriam necessários para detalhar aspectos da fisiologia, comportamento e história de vida de uma grande variedade de espécies. Sendo assim, para o presente estudo foram selecionados cinco traços: tamanho corporal, habitat, grupo trófico, hábito alimentar e tipo de reprodução.

O tamanho corporal é um traço de considerável importância, relacionando-se a diversas funções ecológicas, como crescimento, sobrevivência e alimentação (Litchman et al. 2013). Para a obtenção desse traço foi calculada a média das medidas do comprimento corporal de cerca de 30 indivíduos de cada espécie realizados em microscópio óptico da marca Zeiss com ocular micrometrada.

Em relação ao hábitat, os organismos foram classificados como pelágicos ou litorâneos de acordo com a literatura. Organismos que vivem associados a algum tipo de substrato, como sedimento, macrófitas ou algas filamentosas foram classificados como de hábitos litorâneos. Organismos completamente planctônicos foram classificados como pelágicos (Barnett et al., 2007).

O grupo trófico refere-se à alimentação geral do organismo. Os organismos foram classificados como: herbívoros, pequenos onívoros e grandes onívoros. Organismos que se alimentam de algas, bactérias, detritos e pequenos protozoários foram classificados como pequenos onívoros (P), para separá-los daqueles que se alimentam, além de algas, também de organismos maiores, como rotíferos e cladóceros, os quais foram classificados como grandes onívoros (G). Devido à falta de informações disponíveis para a maioria das espécies, principalmente em relação aos protozoários, o termo “onívoro” foi escolhido para caracterizar aquelas espécies que possuem uma dieta alimentar menos restrita e que possuem pelo menos dois tipos de preferência alimentar.

Quanto ao hábito alimentar, as espécies zooplancônicas foram classificadas em: raspadores (se alimentam de partículas aderidas a um substrato); suspensívoros F (a busca por alimento é ativa já que são capazes de gerar uma corrente de água, a qual irá passar por cerdas filtrantes, e a captura é passiva, ficando retido nas cerdas tudo que tiver tamanho adequado); suspensívoros AP (a busca de alimento é passiva e utilizam de apêndices bucais para a captura, podendo haver seletividade por tamanho ou por células quimiosintetizantes - os náuplios, apesar de não possuírem os apêndices bucais totalmente formados, foram incluídos nessa categoria); suspensívoros C (a busca de alimento é passiva e utilizam de cílios para a captura); raptoriais (os verdadeiramente predadores, onde a busca e a captura dos alimentos são ativas); sugadores (rotíferos que não utilizam os cílios para capturar o alimento, mas um mástax eversível, capaz de capturar e sugar o conteúdo de algas ou outros rotíferos pequenos); e por último os protozoários foram classificados como organismos que capturam o alimento por pseudópodes ou por cílios.

O último traço funcional utilizado foi o modo principal de reprodução, onde os rotíferos, cladóceros e protozoários se reproduzem principalmente de forma assexuada, enquanto copépodes se reproduzem de forma sexuada.

A lista total de espécies contendo os traços funcionais pode ser visualizada no apêndice (Tabela 56).

A definição dos grupos funcionais para a comunidade zooplancônica foi realizada através de uma análise multivariada de agrupamento utilizando-se os dados dos traços funcionais listados para cada uma das espécies (Pla et al., 2012). Foi utilizada a medida de dissimilaridade de Gower, cuja medida é preferida na análise da estrutura das comunidades biológicas quando se usa dados quantitativos e qualitativos conjuntamente. O método de agrupamento utilizado foi o de Ward, que, em relação a outros métodos, produz agrupamentos mais bem definidos, facilitando a definição dos grupos funcionais. Essa análise foi realizada no software gratuito R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014), utilizando o pacote FD (Laliberté e Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014).

Para verificar a existência de correlações entre os parâmetros ambientais e os grupos funcionais da comunidade zooplancônica foi aplicada a análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o software CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer 2002). Durante essa análise foi verificado ainda o nível de significância da associação existente entre os parâmetros ambientais e os parâmetros bióticos pelo teste de Monte Carlo, com 999 permutações randômicas, estabelecendo-se o valor de  $p \leq 0,5$ .

### **4.3.3 Resultados**

#### *Variáveis ambientais*

Os valores registrados para as variáveis ambientais medidas nos rios da bacia do rio Madeira demonstraram que todos apresentam baixa transparência da água, uma vez que os valores médios registrados foram menores que 1 m, e que são caracterizados por um pH ligeiramente ácido a neutro, já que os valores médios calculados para esse parâmetro variaram entre 5,5 a 7,2. Os valores de temperatura da água foram altos durante todo o período analisado, com médias superiores a 26 °C, assim como os valores de nitrogênio total, cujos valores médios variaram entre 614 a 1883,5  $\mu\text{g L}^{-1}$ , enquanto os valores registrados para a clorofila *a* foram baixos (1,7 a 8,8  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Para

todos os rios amostrados os valores de matéria inorgânica foram superiores à fração orgânica, com exceção apenas dos rios Caracol e Jamari antes do represamento. Verifica-se ainda que, durante a fase pré-barramento, menores valores de turbidez, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais e fósforo total foram registrados para os tributários Caripuna, Caracol, Jatuarana e Belmont e maiores para os tributários Jaci-Paraná e Jamari. Além disso, todos os parâmetros citados foram superiores no rio Madeira quando comparados aos seus tributários, assim como os valores registrados para a condutividade elétrica da água (Tabela 4.3.3-1).

Após o enchimento do reservatório foi possível observar que os valores de turbidez aumentaram no rio Madeira e na maioria dos tributários, exceto para os rios Jaci-Paraná e Jamari, onde os valores diminuíram e permaneceram próximos aos valores registrados para os demais tributários. Também aumentaram os valores registrados para as variáveis: matéria orgânica (exceto JAM), fósforo total e nitrogênio total (exceto JAC) e diminuíram os valores de condutividade elétrica (exceto JAT e CRC) (Tabela 4.3.3-1).

**Tabela 4.3.3-1.** Valores médios registrados para as variáveis ambientais do rio Madeira e seus tributários durante os períodos de pré-barramento (outubro de 2009 a setembro de 2011) e pós-barramento (outubro de 2011 a julho de 2013) do rio Madeira (Transp. – transparência; Zeu – zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; St – sólidos totais; MI – matéria inorgânica; MO – matéria orgânica; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; RM - Rio Madeira; CAR - Caripuna; JAC – Jaci-Paraná; CRC - Caracol; JAT - Jatuarana; BEL - Belmont; JAM - Jamari).

|                             | RM                          | CAR              | JAC           | CRC           | JAT           | BEL            | JAM            |                |
|-----------------------------|-----------------------------|------------------|---------------|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|
| Pré-barramento              | Transp. (m)                 | 0,1 ± 0,05       | 0,7 ± 0,4     | 0,5 ± 0,4     | 0,5 ± 0,4     | 1,0 ± 0,5      | 0,9 ± 0,4      | 0,5 ± 0,5      |
|                             | Zeu (m)                     | 0,3 ± 0,2        | 2,0 ± 1,2     | 1,6 ± 1,1     | 1,7 ± 1,2     | 3,1 ± 1,7      | 2,6 ± 1,3      | 0,8 ± 1,0      |
|                             | Temp. (°C)                  | 28,1 ± 1,1       | 25,7 ± 2,6    | 27,3 ± 2,7    | 27,7 ± 1,0    | 26,2 ± 1,3     | 27,4 ± 1,2     | 28,9 ± 1,4     |
|                             | Cond (µS cm <sup>-1</sup> ) | 92,7 ± 28,1      | 11,0 ± 5,1    | 33,1 ± 20,3   | 9,7 ± 1,7     | 12,4 ± 4,5     | 40,7 ± 31,9    | 67,6 ± 32,1    |
|                             | pH                          | 7,2 ± 0,4        | 5,7 ± 0,8     | 6,5 ± 0,3     | 5,7 ± 0,3     | 5,7 ± 0,6      | 5,9 ± 0,5      | 6,5 ± 0,5      |
|                             | Turb. (NTU)                 | 308,3 ± 216,9    | 18,3 ± 13,4   | 117,0 ± 186,9 | 28,7 ± 35,7   | 15,5 ± 11,5    | 12,9 ± 8,7     | 126,7 ± 95,5   |
|                             | OD (mg L <sup>-1</sup> )    | 7,0 ± 1,2        | 6,6 ± 1,1     | 5,8 ± 2,0     | 5,1 ± 2,0     | 4,7 ± 1,4      | 3,5 ± 2,2      | 5,4 ± 2,1      |
|                             | St (mg L <sup>-1</sup> )    | 319,0 ± 200,1    | 63,2 ± 20,8   | 222,3 ± 305,9 | 56,5 ± 81,3   | 84,1 ± 59,9    | 74,3 ± 48,6    | 145,7 ± 106,1  |
|                             | MI (mg L <sup>-1</sup> )    | 263,5 ± 193,74   | 38,7 ± 43,9   | 35,3 ± 26,2   | 11,0 ± 9,8    | 146,9 ± 248,9  | 218,6 ± 313,2  | 17,4 ± 15,7    |
|                             | MO (mg L <sup>-1</sup> )    | 55,7 ± 19,7      | 20,9 ± 19,6   | 16,9 ± 9,1    | 21,8 ± 20,9   | 29,6 ± 30,6    | 31,2 ± 21,1    | 34,8 ± 19,7    |
|                             | Nt (µg L <sup>-1</sup> )    | 894,4 ± 321,0    | 614,0 ± 304,4 | 979,5 ± 516,6 | 729,7 ± 448,1 | 878,7 ± 391,7  | 1161,4 ± 216,7 | 1074,7 ± 338,0 |
|                             | Pt (µg L <sup>-1</sup> )    | 276,0 ± 138,9    | 41,2 ± 24,3   | 163,2 ± 252,6 | 50,3 ± 40,2   | 37,0 ± 11,2    | 36,4 ± 5,7     | 80,8 ± 53,7    |
| Clor. (µg L <sup>-1</sup> ) | 4,0 ± 3,6                   | 3,1 ± 2,9        | 4,7 ± 4,2     | 2,6 ± 3,1     | 3,9 ± 5,4     | 8,8 ± 17,2     | 5,6 ± 7,0      |                |
| Pós-barramento              | RM                          | CAR              | JAC           | CRC           | JAT           | BEL            | JAM            |                |
|                             | Transp. (m)                 | 0,05 ± 0,01      | 0,7 ± 0,3     | 0,7 ± 0,5     | 0,6 ± 0,4     | 0,4 ± 0,3      | 0,7 ± 0,3      | 0,7 ± 0,3      |
|                             | Zeu (m)                     | 0,2 ± 0,02       | 2,2 ± 1,0     | 2,2 ± 1,4     | 1,9 ± 1,1     | 1,1 ± 1,0      | 3,0 ± 2,1      | 1,8 ± 1,3      |
|                             | Temp. (°C)                  | 28,2 ± 1,7       | 26,3 ± 2,3    | 27,9 ± 2,2    | 28,2 ± 1,1    | 27,3 ± 1,5     | 27,9 ± 2,4     | 27,9 ± 1,4     |
|                             | Cond (µS cm <sup>-1</sup> ) | 84,1 ± 21,5      | 9,8 ± 3,9     | 12,0 ± 5,5    | 30,9 ± 23,3   | 35,2 ± 19,6    | 22,3 ± 21,1    | 30,6 ± 15,5    |
|                             | pH                          | 6,9 ± 0,4        | 5,7 ± 0,4     | 6,1 ± 0,5     | 6,5 ± 0,3     | 6,2 ± 0,6      | 5,7 ± 1,0      | 6,2 ± 0,7      |
|                             | Turb. (NTU)                 | 341,9 ± 170,8    | 55,6 ± 127,5  | 28,1 ± 31,2   | 23,5 ± 18,5   | 88,2 ± 104,3   | 22,6 ± 30,4    | 55,3 ± 89,2    |
|                             | OD (mg L <sup>-1</sup> )    | 7,5 ± 0,7        | 5,5 ± 2,0     | 6,1 ± 1,1     | 5,0 ± 1,7     | 5,1 ± 0,9      | 4,9 ± 1,7      | 4,5 ± 2,17     |
|                             | St (mg L <sup>-1</sup> )    | 397,5 ± 265,3    | 154,2 ± 251,8 | 48,7 ± 64,5   | 61,5 ± 36,6   | 73,9 ± 71,7    | 57,3 ± 44,9    | 98,4 ± 86,6    |
|                             | MI (mg L <sup>-1</sup> )    | 310,3 ± 263,3    | 49,9 ± 60,5   | 52,2 ± 38,5   | 89,8 ± 94,7   | 65,8 ± 58,2    | 103,8 ± 60,3   | 35,8 ± 25,3    |
|                             | MO (mg L <sup>-1</sup> )    | 95,9 ± 51,9      | 29,6 ± 29,2   | 30,4 ± 18,1   | 51,0 ± 35,0   | 30,4 ± 22,6    | 40,4 ± 28,9    | 18,6 ± 14,3    |
|                             | Nt (µg L <sup>-1</sup> )    | 1883,5 ± 844,6 * | 624,0 ± 422,2 | 922,4 ± 540,6 | 962,3 ± 661,1 | 1234,9 ± 524,1 | 1299,3 ± 588,2 | 1301,6 ± 545,5 |
| Pt (µg L <sup>-1</sup> )    | 301,9 ± 135,9               | 105,5 ± 206,9    | 43,1 ± 19,7   | 48,2 ± 34,7   | 75,6 ± 48,7   | 45,8 ± 34,2    | 84,1 ± 59,2    |                |
| Clor. (µg L <sup>-1</sup> ) | 2,12 ± 0,9                  | 3,3 ± 2,4        | 4,0 ± 3,1     | 1,74 ± 1,18   | 5,4 ± 5,4     | 1,7 ± 1,3      | 3,1 ± 2,2      |                |

#### *Comunidade zooplanctônica*

Considerando os sete rios amostrados, durante os quatro anos foram identificados, no total, 204 táxons, sendo 78 destes representantes do grupo Rotifera, 57 do grupo Cladocera, 37 entre os protozoários e 32 táxons para o grupo Copepoda. De



acordo com a análise de agrupamento gerada entre os traços funcionais de cada um dos táxons identificados foram reconhecidos oito grupos funcionais distintos para a comunidade zooplanctônica, os quais são descritos abaixo:

Grupo funcional 1: Herbívoros raspadores litorâneos. Esse grupo foi formado por cladóceros da família Chydoridae e pelos Copepoda representantes da Ordem Harpacticoida.

Grupo funcional 2: Herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores. Todos os representantes desse grupo são cladóceros que possuem o habitat pelágico.

Grupo funcional 3: Herbívoros suspensívoros pelágicos contendo aparelhos bucais. Fazem parte desse grupo os adultos das espécies representantes dos Copepoda Calanoida, incluindo ainda suas fases juvenis de náuplios e copepoditos e também os náuplios dos Copepoda Cyclopoida.

Grupo funcional 4: Onívoros raptorais. Esse quarto grupo foi formado pelos juvenis e adultos de todas as espécies de Copepoda Cyclopoida, além do rotífero *Asplanchna sieboldi*.

Grupo funcional 5: Herbívoros suspensívoros pelágicos com a presença de cílios. Os representantes desse grupo são todos rotíferos que possuem o habitat pelágico e que utilizam de um aparelho ciliar para a obtenção de alimento.

Grupo funcional 6: Herbívoros sugadores pelágicos. O sexto grupo foi formado também por rotíferos que possuem o habitat pelágico, no entanto, são de hábito alimentar sugador.

Grupo funcional 7: Herbívoros suspensívoros com cílios litorâneos. São todos os rotíferos com habitat litorâneo.

Grupo funcional 8: Protozoários + rotífero sugador onívoro. O último grupo foi formado por todas as espécies de protozoários, além da espécie de Rotifera *Ploesoma truncatum*, que é uma espécie predadora de hábito alimentar sugador.

O dendrograma gerado pela análise de agrupamento aplicada às espécies e traços funcionais está apresentado na Figura 4.3.3-1. Devido ao grande número de espécies e conseqüentemente à dificuldade em visualizar os nomes das mesmas na figura, na Tabela 4.3.3-2 foram apresentadas todas as espécies representantes de cada grupo funcional.

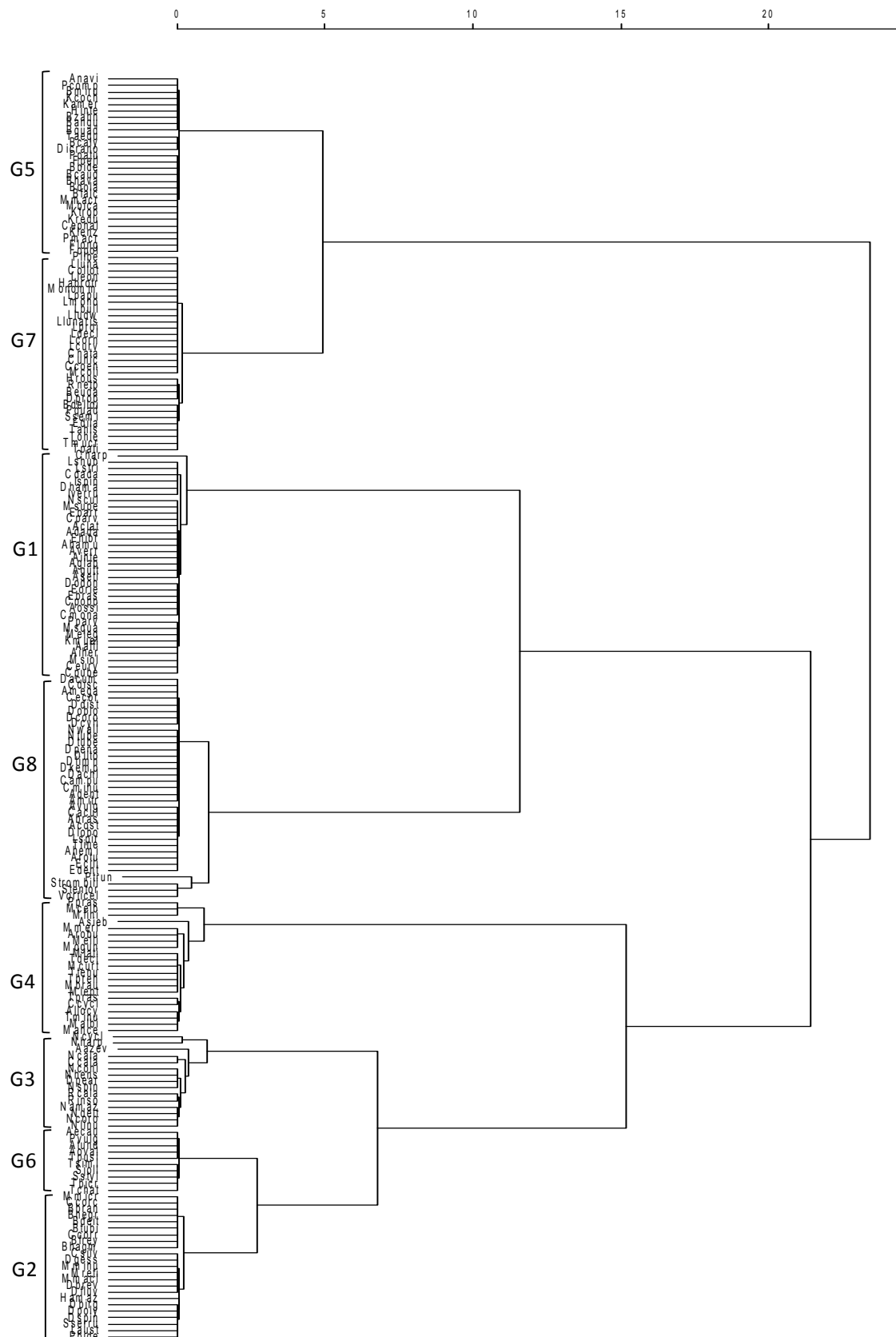
Analisando-se os valores das abundâncias de cada grupo funcional durante os quatro anos de amostragens, nota-se que, no geral, maiores contribuições relativas foram registradas para os grupos G8, G7 e G5, os quais são formados exclusivamente

por protozoários e rotíferos, e menores para o grupo G3, representados pelos copépodes calanóides (Figura 4.3.3-2).

Após o barramento do rio Madeira foi possível notar que, para a maioria dos rios amostrados, o número de grupos funcionais aumentou quando comparado aos dois primeiros anos de amostragem (antes do enchimento do reservatório). Foi exceção apenas o rio Jamari, para o qual foi registrado o maior número de grupos funcionais ainda antes do barramento e após esse período a contribuição relativa dos grupos permaneceu alta, com exceção de apenas alguns meses amostrados durante o terceiro ano (Figura 4.3.3-2).

Comparando-se ainda as fases de amostragem pré (anos 1 e 2) e pós barramento (anos 3 e 4) verifica-se que para o rio Madeira, além da grande contribuição relativa dos grupos G8, G7 e G5 (protozoários + *Ploesoma truncatum* / rotíferos pelágicos e litorâneos), após o enchimento os grupos G4 e G2 (predadores cyclopóides e *Asplanchna sieboldi* / cladóceros pelágicos) foram bastante representativos. No rio Caripuna, após o enchimento os valores de abundância dos grupos G5, G1 e G2 (rotíferos pelágicos / cladóceros litorâneos e pelágicos) aumentaram em relação aos primeiros anos, enquanto o grupo G6 (rotíferos sugadores) diminuiu. Para os rios Jaci-Paraná e Caracol, os resultados foram semelhantes aos mencionados para o rio Caripuna, além de um pequeno aumento também do grupo G4 (predadores cyclopóides e *Asplanchna sieboldi*) nos últimos meses amostrados no rio JAC e durante a maioria dos meses amostrados após o enchimento no rio CRC. Para este, nota-se uma grande diminuição na proporção relativa do grupo G8 (protozoários + *Ploesoma truncatum*) após o barramento. Para o rio Jatuarana, também pode ser notada uma redução do grupo G8 nos dois últimos anos e uma elevada contribuição dos grupos G4, G5 e G2 (predadores cyclopóides e *Asplanchna sieboldi* / rotíferos e cladóceros pelágicos), além de uma pequena representatividade do grupo G6 (rotíferos sugadores). No rio Belmonte nota-se que além dos grupos G8, G7 e G5 (protozoários + *Ploesoma truncatum* / rotíferos pelágicos e litorâneos), os quais foram dominantes na maioria dos rios antes do enchimento, o grupo G4 (predadores cyclopóides e *Asplanchna sieboldi*) também foi bastante representativo nos primeiros anos amostrados. Esses grupos permaneceram com altas abundâncias após o enchimento do reservatório da UHE de Santo Antônio e verificou-se um aumento na contribuição relativa do grupo G2 (cladóceros pelágicos). O rio Jamari foi o rio que mais se diferenciou dos demais rios da bacia do rio Madeira, para o qual grande abundância de todos os grupos foi verificada antes e após o

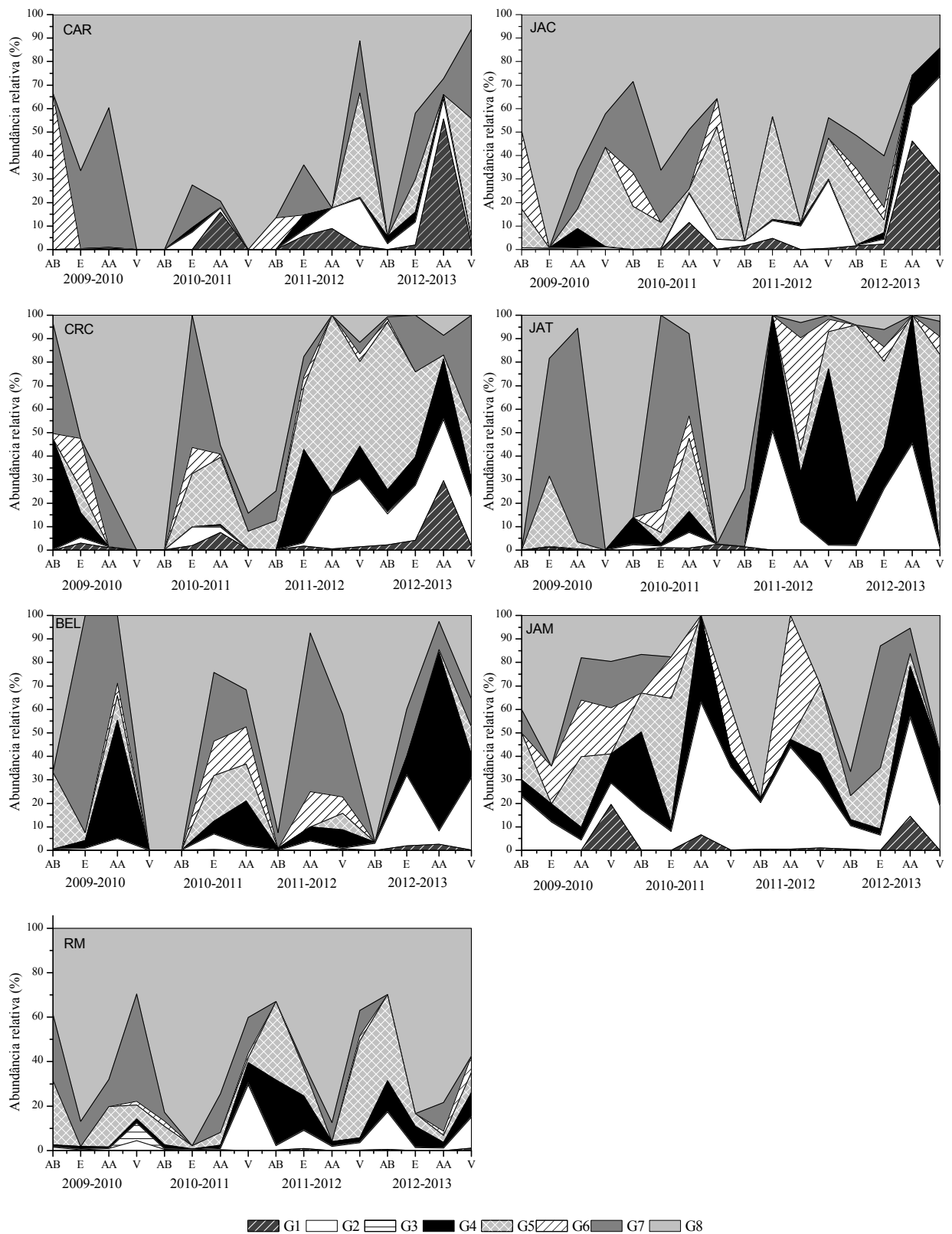
enchimento do reservatório, com exceção de alguns períodos amostrados em que houve dominância dos grupos G8, G2 e G6 (protozoários + *Ploesoma truncatum* / cladóceros pelágicos e rotíferos sugadores) (Figura 4.3.3-2).



**Figura 4.3.3-1.** Dendrograma construído a partir dos traços funcionais definidos para as espécies zooplancônicas registradas no rio Madeira e em seus tributários durante todo o período de estudo (outubro de 2009 a julho de 2013).

**Tabela 4.3.3-2.** Grupos funcionais definidos pela análise de agrupamento a partir dos traços funcionais da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira e em seus tributários durante todo o período de amostragem (outubro de 2009 a julho de 2013).

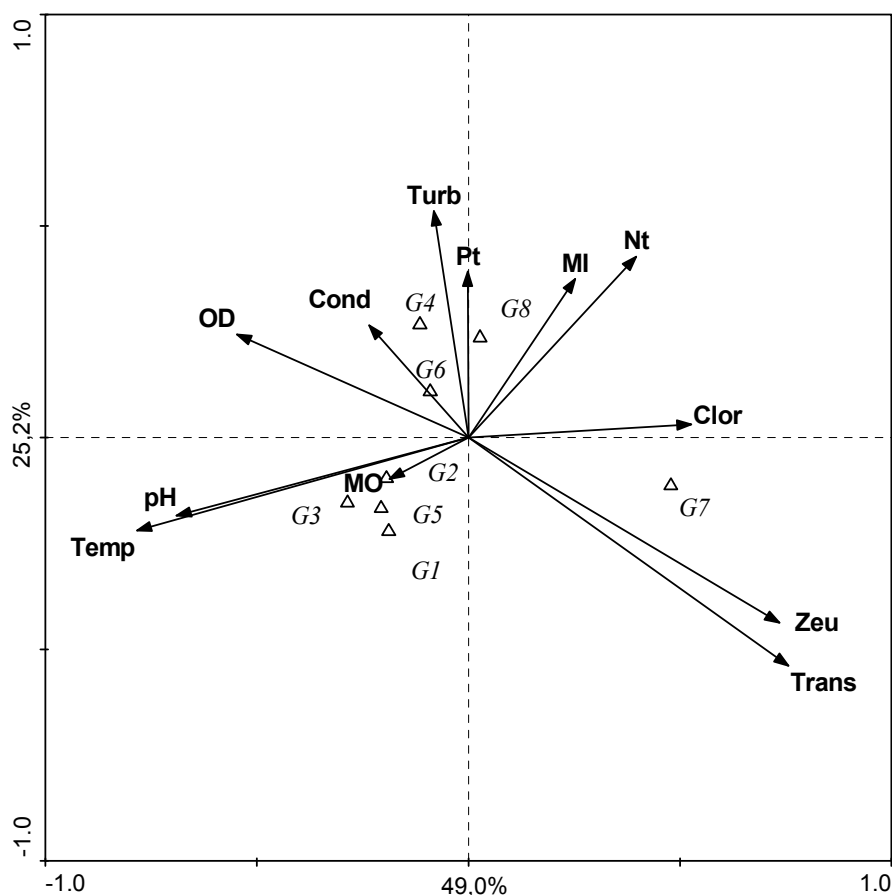
| G1   | G2   | G3  | G4                                 | G5  | G6                                     | G7   | G8                                    |
|--|--|---|------------------------------------|---|--|--|---------------------------------------|
| herbívoros raspadores litorâneos           | herbívoros suspensívoros filtradores pelágicos | herbívoros suspensívoros com peças bucais pelágicos | onívoros raptorais                 | herbívoros suspensívoros com cílios pelágicos | herbívoros sugadores pelágicos         | herbívoros suspensívoros com cílios litorâneos     | protozoários + rófito sugador onívoro |
| <i>Anola iheringula</i>                    | <i>Bosmina freyi</i>                           | <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>                     | <i>Acanthocyclops robustus</i>     | <i>Anuraeopsis navicula</i>                   | <i>Ascomorpha ecaudis</i>              | <i>Beauchamphiella eudactyolata</i>                | <i>Arcella brasiliensis</i>           |
| <i>Alona intermedia</i>                    | <i>Bosmina hagdmani</i>                        | <i>Dactyloidiptomus pearsei</i>                     | <i>Macrocyclus albidus</i>         | <i>Brachionus angularis</i>                   | <i>Ascomorpha ovalis</i>               | <i>Collotheca</i> sp.                              | <i>Arcella costata</i>                |
| <i>Alona glabra</i>                        | <i>Bosnima tubicen</i>                         | <i>Notodiaptomus amazonicus</i>                     | <i>Mesocyclops ellipticus</i>      | <i>Brachionus bidentata</i>                   | <i>Ascomorpha tundisii</i>             | <i>Conochilus coenobasis</i>                       | <i>Arcella dentata</i>                |
| <i>Alona guttata</i>                       | <i>Bosminopsis brandorffi</i>                  | <i>Notodiaptomus coniferoides</i>                   | <i>Mesocyclops meridianus</i>      | <i>Brachionus calyciflorus</i>                | <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i> | <i>Conochilus natans</i>                           | <i>Arcella hemiphaerica</i>           |
| <i>Alona osiani</i>                        | <i>Bosminopsis deitersi</i>                    | <i>Notodiaptomus coronatus</i>                      | <i>Mesocyclops ogunus</i>          | <i>Brachionus caudatus</i>                    | <i>Sinchaeta jollyae</i>               | <i>Conochilus unicornis</i>                        | <i>Arcella megastoma</i>              |
| <i>Alona setifera</i>                      | <i>Bosminopsis negrensis</i>                   | <i>Notodiaptomus deitersi</i>                       | <i>Metacyclops brauni</i>          | <i>Brachionus dolabratus</i>                  | <i>Synchaeta stylata</i>               | <i>Dipleuchlanis propatula</i>                     | <i>Arcella mitrata</i>                |
| <i>Alona clathratula</i>                   | <i>Ceriodaphnia c. righaudi</i>                | <i>Notodiaptomus henseni</i>                        | <i>Metacyclops curtispinosus</i>   | <i>Brachionus falcatus</i>                    | <i>Trichocerca bicristata</i>          | <i>Euchlanis dilatata</i>                          | <i>Arcella</i> cf. <i>rotundata</i>   |
| <i>Alonella dadayi</i>                     | <i>Ceriodaphnia c. cornuta</i>                 | <i>Notodiaptomus linus</i>                          | <i>Metacyclops laticornis</i>      | <i>Brachionus havanaensis</i>                 | <i>Trichocerca chattoni</i>            | <i>Harringia rousselete</i>                        | <i>Arcella vulgaris</i>               |
| <i>Alona hamulata</i>                      | <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>                 | <i>Notodiaptomus spinuliferus</i>                   | <i>Metacyclops leptonus</i>        | <i>Brachionus mirus</i>                       | <i>Trichocerca pusilla</i>             | <i>Habrotrocha</i> sp.                             | <i>Centropyxis aculeata</i>           |
| <i>Anthalona verrucosa</i>                 | <i>Daphnia gessneri</i>                        | <i>Rhacodiaptomus calamensis</i>                    | <i>Microcyclops anceps anceps</i>  | <i>Brachionus quadridentatus</i>              | <i>Trichocerca similis</i>             | <i>Lecane bulla</i>                                | <i>Centropyxis ecornis</i>            |
| <i>Camptocercus dadayi</i>                 | <i>Diaphanosoma birgei</i>                     | <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>                     | <i>Microcyclops ceibaiensis</i>    | <i>Brachionus zahniseri</i>                   |  | <i>Lecane cornuta</i>                              | <i>Centropyxis discoides</i>          |
| <i>Chydorus eurynotus</i>                  | <i>Diaphanosoma brevireme</i>                  | Nauplios Calanoida                                  | <i>Microcyclops finittimus</i>     | <i>Cephalodella</i> sp.                       |  | <i>Lecane curvicornis</i>                          | <i>Centropyxis marsupiformes</i>      |
| <i>Chydorus parvareticulatus</i>           | <i>Diaphanosoma fluviatile</i>                 | Copepoditos Calanoida                               | <i>Paracyclops prasinus</i>        | <i>Dicranophorus</i> sp.                      |  | <i>Lecane decipiens</i>                            | <i>Cyphoderia ampulla</i>             |
| <i>Chydorus pubescens</i>                  | <i>Diaphanosoma polyspina</i>                  | Nauplios Cyclopoida                                 | <i>Thermocyclops brehmi</i>        | <i>Filinia longiseta</i>                      |  | <i>Lecane leontina</i>                             | <i>Diffugia achlora</i>               |
| <i>Coronatella monacantha</i>              | <i>Diaphanosoma spinulosum</i>                 |   | <i>Thermocyclops decipiens</i>     | <i>Filinia opoliensis</i>                     |  | <i>Lecane ludwigi</i>                              | <i>Diffugia acuminata</i>             |
| <i>Coronatella poppei</i>                  | <i>Holopedium amazonicum</i>                   |   | <i>Thermocyclops minutus</i>       | <i>Filinia pejer</i>                          |  | <i>Lecane luna</i>                                 | <i>Diffugia corona</i>                |
| <i>Disparalona hamata</i>                  | <i>Latonopsis australis</i>                    |   | <i>Thermocyclops tenuis</i>        | <i>Hexarthra intermedia</i>                   |  | <i>Lecane lunaris</i>                              | <i>Diffugia cylindrus</i>             |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>               | <i>Moina micrura</i>                           |   | <i>Tropocyclops prasinus</i>       | <i>Keratella americana</i>                    |  | <i>Lecane monostyla</i>                            | <i>Diffugia distenda</i>              |
| <i>Ephemeroptus barroisi</i>               | <i>Moina minuta</i>                            |   | <i>Tropocyclops p.meridionalis</i> | <i>Keratella cochlearis</i>                   |  | <i>Lecane papuana</i>                              | <i>Diffugia kempnyi</i>               |
| <i>Ephemeroptus hibrydus</i>               | <i>Moina reticulata</i>                        |   | Copepodito Cyclopoida              | <i>Keratella lenzi</i>                        |  | <i>Lecane proietta</i>                             | <i>Diffugia limnetica</i>             |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>              | <i>Moinodaphnia macleayi</i>                   |   | <i>Asplanchna sieboldi</i>         | <i>Keratella reducta</i>                      |  | <i>Macrochaetus colinsi</i>                        | <i>Diffugia litophila</i>             |
| <i>Euryalona orientalis</i>                | <i>Pseudosida ramosa</i>                       |   |                                    | <i>Keratella tropica</i>                      |  | <i>Monommata</i> sp.                               | <i>Diffugia lobostoma</i>             |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>                | <i>Simocephalus serrulatus</i>                 |   |                                    | <i>Mytilina bicarenata</i>                    |  | <i>Platylas quadricornis</i>                       | <i>Diffugia oblonga</i>               |
| <i>Ilyocryptus verrucosus</i>              |  |   |                                    | <i>Mytilina macrocera</i>                     |  | <i>Ptygura libera</i>                              | <i>Diffugia penardi</i>               |
| <i>Karualona muelleri</i>                  |  |   |                                    | <i>Platyonus patulus</i>                      |  | <i>Rotaria</i> cf. <i>netpunia</i>                 | <i>Diffugia tuberculata</i>           |
| <i>Leydigia striata</i>                    |  |   |                                    | <i>Platyonus macracanthus</i>                 |  | <i>Sinantharina semibullata</i>                    | <i>Euglypha ciliata</i>               |
| <i>Macrothrix elegans</i>                  |  |   |                                    | <i>Pompholyx complanata</i>                   |  | <i>Testudinella ahlstromi</i>                      | <i>Euglypha denticulata</i>           |
| <i>Macrothrix sioli</i>                    |  |   |                                    | <i>Trochosphaera aequatorialis</i>            |  | <i>Testudinella mucronata</i> f. <i>hauerensis</i> | <i>Lesquereusia spiralis</i>          |
| <i>Macrothrix squamosa</i>                 |  |   |                                    |   |  | <i>Testudinella ohlei</i>                          | <i>Netzelia tuberculata</i>           |
| <i>Macrothrix</i> cf. <i>superaculeata</i> |  |   |                                    |   |  | <i>Testudinella patina</i>                         | <i>Netzelia wailesi</i>               |
| <i>Notoalona sculpta</i>                   |  |   |                                    |   |  | Bdelloidea   | <i>Stentor</i> sp.                    |
| <i>Parvalona parva</i>                     |  |   |                                    |   |  |  | <i>Strombolidium</i> sp.              |
| Copepodito harpacticoida                   |  |   |                                    |   |  |  | <i>Trinema lineare</i>                |
| Nauplios harpacticoida                     |  |   |                                    |   |  |  | <i>Vorticella</i> sp.                 |
|  |  |   |                                    |   |  |  | <i>Ploesoma truncatum</i>             |



**Figura 4.3.3-2.** Abundância relativa (%) dos grupos funcionais definidos para a comunidade zooplancônica do rio Madeira e de seus tributários durante todo o período de amostragem (outubro de 2009 a julho de 2013) (AA – águas baixas; E – enchente; AA – águas altas; V – vazante).

### Relações entre variáveis ambientais e comunidade zooplanctônica

A análise de correspondência canônica (CCA) aplicada às abundâncias dos grupos funcionais e às variáveis ambientais registradas nos rios amazônicos explicou 74,2% dos dados pelos dois primeiros eixos. As variáveis oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, temperatura, transparência, matéria inorgânica e matéria orgânica foram significativas de acordo com o teste de Monte Carlo ( $p \leq 0,5$ ). Pela análise verifica-se que os grupos G1, G2, G3 e G5 foram associados às variáveis: temperatura, pH e matéria orgânica. Já os grupos G4 e G6 tiveram correlação positiva com as variáveis: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez e fósforo total. O grupo G8 também foi correlacionado aos valores de fósforo total e turbidez, além dos valores de nitrogênio total, matéria inorgânica e clorofila *a*. Já o grupo G7 foi correlacionado aos valores de transparência e zona eufótica (Figura 4.3.3-3).



**Figura 4.3.3-3.** Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada aos parâmetros ambientais e às abundâncias relativas dos grupos funcionais definidos para a comunidade zooplanctônica do rio Madeira e de seus tributários durante todo o período de amostragem (outubro de 2009 a julho de 2013) (Transp. – transparência; Zeu – zona eufótica; Temp – temperatura; Cond – condutividade elétrica; Turb – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; St – sólidos totais; MI – matéria inorgânica; MO – matéria orgânica; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor – clorofila *a*).

#### 4.3.4 Discussão

A divisão em grupos funcionais realizada para a comunidade zooplanctônica do rio Madeira demonstrou que os atributos mais importantes para o agrupamento das espécies foram o habitat, o grupo trófico e o hábito alimentar das espécies. Houve nítida separação entre os herbívoros e onívoros e dos oito grupos reconhecidos, quatro são exclusivamente pelágicos (G2, G3, G5 e G6) e dois exclusivamente litorâneos (G1 e G7). Os herbívoros foram ainda divididos de acordo com o hábito alimentar, sendo cada um dos tipos separados em grupos (raspadores; suspensívoros AP; suspensívoros C; suspensívoros F). No entanto, nota-se que essa divisão foi altamente relacionada à escolha dos traços funcionais de cada espécie, o que sugere que essa etapa é de extrema relevância em estudos sobre a abordagem funcional.

Segundo Barnett et al. (2007) a decisão sobre quais características devem ser incluídas durante a análise funcional é o passo mais difícil a ser realizado, pois durante esse processo são encontradas diversas dificuldades, como por exemplo: (1) a falta de dados existentes para algumas espécies, uma vez que para se aplicar uma perspectiva funcional é preciso primeiro estabelecer se o atributo pode ser adequadamente estimado para todas as espécies registradas; (2) a existência de dados correlacionados, tomando como cuidado o não uso de atributos redundantes, como por exemplo, o tamanho corporal e a biomassa das espécies, considerando que em muitos estudos o cálculo da biomassa dos indivíduos é geralmente realizado por meio de regressões peso-comprimento; (3) as questões discrepantes entre os estudos, as quais, devido a erros ou até mesmo ao uso de metodologias distintas, são registrados na literatura diferentes atributos para uma mesma espécie; (4) as revisões taxonômicas, as quais são frequentes em muitos grupos e em diversas regiões e que podem gerar dados duvidosos quanto ao uso de um atributo empregado anteriormente à reavaliação taxonômica de determinada espécie. Além disso, seria inviável medir todos os traços funcionais importantes para cada uma das espécies em curto período de tempo, além da disponibilidade de recursos necessários para detalhar aspectos da fisiologia, comportamento e história de vida de uma grande variedade de espécies, caso não sejam utilizados os dados da literatura. Essas dificuldades são verdadeiras para muitas comunidades, especialmente para a



comunidade zooplancônica de ambientes tropicais, para a qual, a abordagem funcional ainda é incipiente (Barnett et al., 2007; Litchman et al., 2013; Sodré, 2014).

Verifica-se que os grupos funcionais gerados para o zooplâncton também refletiram diferenças taxonômicas. Grande parte das famílias e todos os gêneros permaneceram unidos no mesmo grupo funcional. Existiram algumas exceções como os rotíferos *Asplanchna sieboldi* e *Ploesoma truncatum*, os quais foram agrupados de acordo com o grupo trófico que apresentam, sendo o primeiro agrupado juntamente com os copépodes ciclopóides e o segundo com os protozoários, bem como os copépodes harpacticóides, os quais foram incluídos junto aos cladóceros da família Chydoridae por compartilharem o hábito alimentar raspador. Podemos considerar que a estrutura morfológica das espécies zooplancônicas muitas vezes está relacionada ao papel ecológico desempenhado por elas e que, devido a isso, muitas das espécies taxonomicamente semelhantes apresentam também funções similares dentro dos ecossistemas (Barnett et al., 2007).

O fato de muitas espécies filogeneticamente similares terem sido incluídas no mesmo grupo pode também ter sido relacionada ao número de atributos funcionais utilizados, uma vez que a análise de agrupamento foi gerada usando apenas cinco traços funcionais, o que pode ter negligenciado algum aspecto funcional importante da comunidade. Segundo Petchey & Gaston (2002) o número de variáveis incluídas nas análises pode afetar significativamente os resultados da abordagem funcional. Isso foi corroborado por Barnett et al. (2007), os quais verificaram que a análise baseada em quatro atributos funcionais de microcrustáceos (tamanho corporal, habitat, grupo trófico e hábito alimentar) proporcionou resultados diferentes quando comparada a uma análise realizada com apenas um traço funcional (tamanho corporal). Ainda segundo esses mesmos autores, a análise baseada nos quatro atributos foi mais similar ao agrupamento taxonômico do que a análise baseada apenas no comprimento corporal das espécies e consideraram que o dendrograma baseado no maior número de características funcionais foi relevante e eficaz para levantar questões importantes dos microcrustáceos.

Mesmo considerando que a abordagem funcional da comunidade zooplancônica muito se assemelha ao agrupamento taxonômico é de grande interesse o conhecimento de quais atributos funcionais determinados grupos filogeneticamente iguais compartilham e o quanto podem ser diferenciados de outros grupos e, principalmente,

entender como esses atributos se diferenciam diante de alterações ambientais (Brasil e Huszar, 2011).

Para a maioria das amostragens houve maiores contribuições relativas dos grupos formados pelos protozoários e rotíferos (G8, G5 e G7), principalmente antes do enchimento do reservatório. Esses grupos apresentam como características funcionais comuns o menor tamanho corporal e o modo principal de reprodução que é a forma assexuada. Além disso, se reproduzem de forma rápida e possuem o ciclo de vida mais curto, sendo considerados como organismos *r* estrategistas (Velho, 2005). As maiores abundâncias desses organismos no zooplâncton podem estar diretamente relacionadas ao intenso fluxo dos rios, bem como à lavagem da vegetação marginal e do sedimento (Perbiche & Serafim-Junior, 2007). Assim como no presente estudo, muitos autores têm registrado elevadas abundâncias do microzooplâncton em ecossistemas lóticos (Lansac-Toha et al., 2004; Panarelli, 2004; Casanova 2005; Garrido e Bozelli, 2000; Velho et al, 2005; Takahashi et al, 2009; Pedrozo et al, 2012).

A baixa transparência da água e a baixa produtividade primária também podem estar relacionadas às elevadas abundâncias do microzooplâncton, principalmente do grupo G8, nos rios amostrados. Nos sistemas lóticos as rotas heterotróficas são de grande importância, enquanto que as oportunidades para a fotossíntese são menores (Vannote et al., 1980). Os pequenos rios recebem afluxos significativos de detritos acarretando da diminuição do crescimento de algas pelo sombreamento do dossel (Summer & Fisher, 1979). Os grandes rios também são dominados pelos processos de decomposição devido à alta turbidez e à profundidade limite de disponibilidade de luz (Allan, 1996). Nesses ecossistemas, os protozoários são os mais importantes consumidores de bactérias (Pernthaler, 2005; Corno et al., 2008; Bell et al., 2010). Isso sugere que mais importante que a cadeia alimentar fitoplanctônica, a teia microbiana pode ser a principal fonte de energia e ciclagem dos nutrientes nos rios analisados.

O grupo G3, representado pelos calanóides, foi o grupo menos abundante em todos os rios amostrados. Muitas espécies de copépodes calanóides são extremamente sensíveis a pequenas variações nas condições ambientais, sendo mais abundantes onde há maior estabilidade física do sistema (Nogueira, 2001; MatsumuraTundisi e Tundisi, 2003). Além disso, alguns estudos mostram que os Copepoda Calanoida são mais adaptados aos ambientes oligotróficos, com alta transparência da água. Estudos realizados por Gannon & Stemberger (1978) associaram menores proporções de copépodes calanóides em relação aos copépodes ciclopóides e cladóceros em ambientes

eutrofizados. Tundisi et al. (1988) avaliaram a relação entre a abundância das populações pertencentes às duas ordens de copépodes, Calanoida e Cyclopoida, e também obtiveram uma baixa relação Calanoida Cyclopoida nos ambientes eutrofizados (com maior abundância de ciclopóides) e alta nos reservatórios menos eutrofizados (com maior abundância de Calanoida). Geralmente espécies com maior tamanho corpóreo, como os Calanoida predominam nos ambientes oligotróficos, onde a disponibilidade do nanofitoplâncton é maior (Hillbricht-Ilkowska, 1977; Echevarria, 1990) enquanto os Cyclopoida teriam maior ocorrência em ambientes meso-eutróficos devido à sua capacidade de manipular partículas de alimento maiores (Pace, 1986; Brito, 2009).

Após o barramento do rio Madeira, observou-se que o número de grupos funcionais aumentou para a maioria dos rios amostrados e que, no geral, os grupos G2 (cladóceros pelágicos) e G4 (copépodes cyclopóides + *Asplanchna sieboldi*) foram os grupos que mais tiveram sua representatividade aumentada, dividindo o espaço com os demais grupos que já eram bastante adaptados antes do enchimento do reservatório (G8, G5 e G7). Além disso, sabe-se que nos dois últimos anos amostrados, o enchimento do reservatório propiciou maiores concentrações de nutrientes e de matéria orgânica em relação aos dois primeiros anos, devido provavelmente à lavagem do solo, entrada de material alóctone e inundação de florestas do entorno. O aumento dos recursos orgânicos e nutrientes disponíveis provavelmente propiciou um aumento das abundâncias relativas dos cyclopóides (principalmente da espécie *Thermocyclops minutus*) e dos cladóceros (principalmente *Moina minuta*), apesar dos valores de clorofila *a* não terem sofrido alterações. Pela análise de correspondência canônica, observa-se que o grupo G2 foi fortemente correlacionado aos valores de matéria orgânica e o grupo G4 aos valores de nutrientes. Podemos considerar que, após o barramento, uma maior disponibilidade de nichos espaciais (habitats) pode ter contribuído para o desenvolvimento de maior variedade de espécies funcionalmente distintas.

Segundo Barnett e Biesner (2007) a heterogeneidade de recursos pode ter uma relação direta com a biodiversidade do ambiente. Os autores mencionam que a biodiversidade dos consumidores é maximizada em níveis intermediários de produtividade onde passam a ocorrer tanto espécies adaptadas para uma alta concentração de recursos como também espécies que estão adaptadas a ambientes pouco produtivos, havendo assim possibilidade de coexistência de uma variedade maior

destas. Durante a fase pré-barramento no presente estudo, podemos verificar que havia uma seleção das espécies de rotíferos e protozoários, espécies *r* estrategistas e de menor tamanho e menor concentração de recusos disponíveis. No entanto, após o enchimento do reservatório verificou-se maior número de grupos funcionais coexistindo nos rios analisados, o que pode estar diretamente relacionado à maior disponibilidade de nutrientes e de matéria orgânica nos rios analisados.

Além disso, verifica-se que fato do rio Jamari, mesmo antes do enchimento do reservatório Santo Antônio já ter apresentado um maior número de grupos funcionais vem corroborar o fato observado do aumento do número de grupos funcionais com o barramento, visto que o ponto amostrado no rio Jamari situa-se proximamente a jusante do reservatório de Samuel, e já recebem, portanto, organismos zooplanctônicos advindos da água que passa pelas turbinas ou que sai pelas comportas daquele reservatório.

A partir dos resultados verificados nesse estudo percebe-se que classificar os organismos em grupos funcionais requer um grande número de decisões arbitrárias. Para a comunidade zooplanctônica os grupos funcionais muito se assemelharam a um agrupamento taxonômico das espécies, baseado nas classificações dos grupos. Essa similaridade pode ter sido consequência tanto das escolhas dos traços funcionais utilizados como também ser uma característica comum para o zooplâncton, considerando que a classificação taxonômica das espécies é baseada em suas diferenças morfológicas, as quais estão também relacionadas às suas funções ecológicas dentro dos ambientes aquáticos.

Podemos considerar que a abordagem funcional é bastante relevante em estudos ambientais, porém necessita ainda ser aprimorada para muitos grupos, especialmente em relação à comunidade zooplanctônica. Para isso, estudos envolvendo a função de atributos únicos de cada uma das espécies zooplanctônicas, quanto aos aspectos morfológicos, fisiológicos e comportamentais, e informações sobre suas funções adaptativas são essenciais.

### **Referências Bibliográficas**

ALLAN, JD. 1996. Stream ecology: structure and function of running waters. *Chapman & Hall*, New York, 388p.

- ARAÚJO, MFF. e COSTA, IAS. 2007. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n.3: 422-432.
- BARNETT, AJ. e BEISNER, BE. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, v.88: 1675–86.
- BARNETT, AJ.; FINLAY, K.; BEISNER, BE. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, v.52: 796–813.
- BELL, T.; BONSALE, MB.; BUCKLING, A.; WHITELEY, AS.; GOODALL, T.; GRIFFITHS, RI. 2010. Protists have divergent effects on bacterial diversity along a productivity gradient. *Biology Letters*, v.6: 639-642.
- BRASIL, J. e HUSZAR, VLM. 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, v.15, n. 4: 799-834.
- BRITO, SL. e MAIA-BARBOSA, PM. 2009. Differences in body size of *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934) in two tropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.21, n.4: 409-414.
- BONECKER, CC.; NAGAE, M.; BLETTER, MCM.; VELHO, LFM., LANSAC-TÔHA, FA. 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, v.579: 115-123.
- CASANOVA, SMC. 2005. Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera. *Tese de Doutorado*. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – campus Botucatu, São Paulo.
- CIANCIARUSO, MV.; BATALHA, MA.; GASTON, KJ.; PETCHEY, OL. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v.90: 81–89.

CLEMENTS, FE. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. *Carnegie Institution of Washington*, Washington, 512p.

CORNO, G.; CARAVATI, E.; CALLIERI, C.; BERTONI, R. 2008. Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size structure distribution in an oligotrophic system. *Journal of Limnology*, v.67: 107-119.

DÍAZ, S. e CABIDO, M. 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, v.16: 646–655.

ECHEVARRIA, F.; CARRILO, FJ.; SANCHEZ-CASTILLO, P.; CRUZ-PIZARRO, L.; RODRIGUES, J. 1990. The size-abundance distribution and taxonomic composition of plankton in a oligotrophic, high mountain lake, (La Caldera, Sierra Nevada, Spain). *Journal of Plankton Research*, v.12, n.2: 418-422.

ELMOOR-LOUREIRO, LM. 1997. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. *Brasilia: Editora Universa*. 156 p.

GANNON, J.E. e STEMBERGER, R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, v. 97: 16-35.

GARRIDO, AV. e BOZELLI, RL. 2000. The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (GO, Brazil). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, v.27: 2875-2878.

GLEASON, HA. 1927. Further views on the succession-concept. *Ecology*, v.8, n.3: 299-326.

GOLTERMAN, HL.; CLYMO, RS.; OHNSTAD, MAM. 1978. Methods for chemical analysis of freshwater. (IBP Handbook, n.8 2nd ed.). *Oxford: Blackwell Scientific Publications*, 213 p.

GOMES e SOUZA, MB. 2008. Guia das tecamebas: Bacia do Rio Peruaçu. Subsídio para a conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco. Belo Horizonte. Editora UFMG. 159 p.

HAMMER, O.; HARPER, DAT.; RIAN, PD. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37.

HILLBRICHT – ILKOWSKA, A. 1977. Patterns in energy flow in lakes. Trophic relations and energy flow in pelagic plankton. Polish Journal of Ecology, v.3: 3-98.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. Berlin: *Gebriider Bernträger*, 1010 p.

KOSTE, W. e ROBERTSON, BA. 1983. Taxonomics studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n.2: 225-254.

KOSTE, W. e SHIEL, RJ. 1986. Rotifera from Australian Inland waters I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v.37: 765-792.

LALIBERTÉ, E. e LEGENDRE, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v.91: 299-305.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

LANSAC-TÔHA, FA.; BONECKER, CC.; VELHO, LFM. 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: THOMAZ, SM.; AGOSTINHO, AA.; HAHN, NS. (Eds). The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. *The Netherlands: Leiden*. p. 145-90.

LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, JE.; FORBES, TDA. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution*, v.12: 474-478.

LITCHMAN, E.; OHMAN, MD.; KIORBOE, T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, v.35: 473–484.

MACARTHUR, RH. e WILSON, EO. 1967. The theory of island biogeography. *Princeton University*, Princeton, 224p.

MACKERETH, FJH.; HERON, J.; TALLING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. (Freshwater Biology Association Scientific Publication, n.36). *Kendal: Titus Wilson e Sons. Ltda*, 117 p.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. *Barcelona: Omega*, 1010p.

MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG. 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, v.504, n.1: 215-222.

MCGILL, BJ.; ENQUIST, BJ.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, v.21: 178–185.

NOGUEIRA, MG. 2001. Zooplankton composition, abundance and diversity as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, v.455, n.1: 1-18.

NOGRADY, T. e SEGERS, H. 2002. Rotifera 6. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In.: DUMONT, HJ. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18*. (Eds) *Backhuys Publishers BV*, Dordrecht, The Netherlands. 264 p.



NOGRADY, T.; WALLACE, RL.; SNELL, TW. 1993. Rotifera: biology, ecology and systematic. In: DUMONT, HJF. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic Publishing*, v.1: 1-142.

NUSH, EA. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, v.14: 14-36.

PACE, ML. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanography*, v.31, n.1: p 45-55.

PANARELLI, EA. 2004. Flutuações mensais da comunidade zooplanctônica e dinâmica das populações de Cladocera em lagoas marginais, na região de transição Rio Paranapanema – Represa de Jurumirim (SP). *Tese de Doutorado*. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – campus Botucatu, São Paulo.

PEDROZO, CS.; SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A.; FARIAS, RN. 2012. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, v.102: 142-149.

PERBICHE-NEVES, G. e SERAFIM-JÚNIOR, M. 2007. Zooplâncton de um trecho do rio Laranjinha (Bacia do rio Paranapanema), Estado do Paraná, Brasil. *Estudos de Biologia*, v.29, n.6: 257-268.

PERNTHALER, J. 2005. Predation on prokaryotes in the water column and its ecological implications. *Nature*, v.3: 537-546.

PETCHEY, OL. e GASTON, KJ. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v.5: 402–411.

PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. 2012. Functional Groups. In: Quantifying Functional Biodiversity. *Springer Netherlands*, pp. 9–25..

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

REID, JW. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, v.9: 17-143.

RICKLEFS, RD. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, v.235: 167-171.

SANTOS-SILVA, EN. 2008. Calanoid Copepods of the Families Diaptomidae, Pseudodiaptomidae, and Centropagidae from Brazil. *Biologia Geral e Experimental*, v. 8: 3-67.

SANTOS-SILVA, EN.; ROBERTSON, BA.; REID, J.; HARDY, ER. 1989. Atlas de copépodos planctônicos, Calanoida e Cyclopoida (Crustacea), da Amazônia Brasileira. Volume I. Represa de Curuá-Una, Pará. *Revista brasileira de Zoologia*, v.4, n.6: 725-758.

SAX, DF. e GAINES, SD. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, v.18, n.11: 561-566.

SEGERS, H. 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta) In: Dumont, H.J.F. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic*, v.2. 226 p.

SEGERS, H. e SHIEL, RJ. 2003. Microfaunal diversity in a biodiversity hotspot: new rotifers from Southwestern Australia. *Zoological Studies*, v. 42, n. 4: 516-521.

SHIEL, RJ. e KOSTE, W. 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichercidae (Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.116, n.1: 1-27.

SHIEL, RJ. e KOSTE, W. 1993. Rotifera from Australian waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.117: 111-139.

SILVA, WM. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 154 p.

SILVA, WM. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 2005. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. *Brazilian Journal of Biology*, v.65, n.3: 521-531.

SIMBERLOFF, D. 2004. Community ecology: is it time to move on? *American Naturalist*, v.163: 787-799.

SINEV, AY. 2001. Redescription of *Alona glabra* Sars, 1901, a South American species of the *pulchella*-group (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta*, v.10, n.4: 273-280.

SMIRNOV, NN. 1974. Crustacea: Chydoridae. Jerusalém: Israel Program for Scientific Translation. 644 p.

SOBRAL, FE. e CIANCIARUSO, M. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*, v.28, 617-631.

SODRÉ, EO. 2014. Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica em um lago de planície de inundação. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro/RJ. 72 p.

SMITH, A.; SANDEL, B.; KRAFT, N.; CAREY, S. 2013. Characterizing scale-dependent community assembly using the functional-diversity-area relationship. *Ecology*, v.94: 2392-2402.

SPASOJEVIC, MJ. e SUDING, KN. 2012. Inferring community assembly mechanisms from functional diversity patterns: the importance of multiple assembly processes. *Journal of Ecology*, v.100: 652–661.

SUMNER, WT. e FISHER, SG. 1979. Periphyton production in Fort River, Massachusetts. *Freshwater Biology*, v.9: 205-212.

TAKAHASHI, EM.; LANSAC-TÔHA, FA.; DIAS, JD.; BONECKER, CC.; VELHO, LFM. 2009. Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v.31: 227-234.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, JG.; KUTNER, MB. 1965. Plankton studies in a magrove. IV: size fraction of phytoplankton. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.26: 39-42.

TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P. 2002. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination. *Microcomputer Power, Ithaca, NY*.

TUNDISI, JG.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. 1988. Comparação de estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, JG. (Ed.). Limnologia e manejo de represa. São Carlos: *Academia de Ciências de São Paulo*, p. 165-204.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT, HJ. 2005. Redescription of *Leydigia parva* Daday, 1905 and assignment to *Parvalona* gen. nov. (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). *Journal of Natural History*, v.39, n.23: 2125-2136.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT., HJ. 2010. A checklist of names in *Alona* Baird 1843 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) and their current status: an analysis of the taxonomy of a lump genus. *Zootaxa*, v.2330: 1–63.

VANNOTE, RL.; MINSHALL, GW.; CUMMINS, KW.; SEDELL, JR.; CUSHING, CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.37: 130-137.

VELHO, LFM.; LANSAC-TÔHA, FA.; BONECKER, CC. 2005. Distribuição longitudinal da comunidade zooplanctônica em reservatórios, in: RODRIGUES, L.; THOMAZ, SM.; AGOSTINHO, AA.; GOMES, LC. (Eds.) Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. *Rima*, São Carlos, pp. 129-136.

VIOLLE, C.; NAVAS, ML.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, v.116: 882–892.

WEBB, CO.; ACKERLY, DD.; MCPEEK, MA.; DONOGHUE, MJ. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.33: 475-505.

WEBB, CT.; HOETING, JA.; AMES, GM.; PYNE, MI.; LEROY POFF, N. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, v.13: 267–83.

## **Capítulo 4.4 Padrões da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em diferentes rios amazônicos – uma comparação entre as fases do represamento de um grande rio tropical**

### **Resumo**

A compreensão dos padrões de alterações na biodiversidade diante das constantes intervenções antrópicas nos ecossistemas naturais é atualmente um tema relevante nos estudos ambientais. Para isso, existe uma grande variedade de medidas, sendo estas realizadas em diferentes escalas de tempo e espaço e ainda sob diferentes unidades. Considerando as vantagens e desvantagens de cada um dos índices de diversidade, o objetivo desse estudo foi analisar a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton durante um estudo de longa duração. Foram realizadas amostragens trimestrais das variáveis ambientais e do zooplâncton em sete rios localizados na bacia do rio Madeira durante quatro anos, que corresponderam a diferentes etapas da construção da UHE de Santo Antônio. Diferenças significativas entre as etapas amostradas foram obtidas para os diferentes índices de diversidade taxonômica. A baixa transparência da água e a baixa produtividade primária foram associadas às baixas riquezas e diversidade de espécies registradas para algumas amostragens. Elevadas uniformidades das espécies puderam ser verificadas após o enchimento do reservatório e foram fortemente relacionadas aos valores de nitrogênio total e matéria orgânica. Esse fato sugere que o aumento da heterogeneidade de recursos dos sistemas esteve fortemente associado à diminuição da dominância de espécies. Apesar disso, a diversidade funcional dos rios analisados foi similar antes e após do barramento do rio Madeira. Essa diversidade foi baixa e sugere que os processos mais importantes relacionados à estrutura da comunidade sejam devido à ação de filtros ambientais sobre as espécies, conduzindo a uma convergência das características funcionais. Considerando o entendimento dos efeitos da construção da barragem de Santo Antônio é possível destacar que o represamento do rio Madeira não causou grandes alterações para a comunidade zooplanctônica tanto em nível taxonômico como funcional, já que as elevadas equitabilidades após o enchimento não foram associadas a um aumento da riqueza ou da diversidade de espécies e principalmente a um aumento da diversidade e equitabilidade funcional. A avaliação em conjunto dos diferentes índices pode ser um grande passo em

direção à compreensão da relação entre padrões ecológicos entre comunidades e ecossistemas, visando a melhoria das práticas de manejo e sustentabilidade.

*Palavras-chave:* rio Madeira; tributários do rio Madeira; UHE de Santo Antônio, traços funcionais

#### **4.4.1 Introdução**

A manutenção da biodiversidade é uma das principais preocupações quando nos deparamos com as recentes intervenções humanas, as quais frequentemente afetam as características naturais dos ecossistemas (Sax e Gaines, 2003). Para que haja uma efetiva sustentabilidade ambiental é fundamental o entendimento dos mecanismos de distribuição das espécies tanto em escalas locais como globais (Ricklefs, 1987). Para melhor compreender as relações e os padrões da biodiversidade atual diante das constantes variações ambientais dentro dos ecossistemas é necessário, primeiramente, medi-la. Existe uma grande variedade de medidas da biodiversidade, sendo estas realizadas em diferentes escalas de tempo e espaço, e ainda, em diferentes unidades como espécies, características funcionais ou filogenéticas (Pavoine e Bonsall, 2011). Cada uma dessas medidas possui suas vantagens e desvantagens quando às reais características dos ecossistemas, no entanto, muitas destas podem se tornar complementares (Ricotta, 2005).

A forma tradicionalmente utilizada para quantificar a diversidade de uma comunidade é por meio da contagem do número de espécies presentes em determinado local, denominada riqueza de espécies. Essa é provavelmente a medida mais simples de biodiversidade, onde se considera relevante apenas a presença ou a ausência das espécies (Cianciaruso et al., 2009). Apesar de simples, a riqueza pode ser bastante informativa. Por exemplo, alguns padrões de biodiversidade, tais como em relação à latitude ou a área, normalmente são analisados em termos de riqueza. No entanto, apresenta alguns problemas, como a dependência em relação à intensidade das amostragens (Magurran, 2004). Além disso, quando analisamos apenas a riqueza consideramos que tanto uma espécie rara como uma espécie comum possuem o mesmo peso na quantificação da diversidade dos ecossistemas (Cianciaruso et al., 2009).

Quando consideramos que as espécies variam amplamente dentro dos ecossistemas e incluímos a métrica de suas abundâncias passamos aos índices de

diversidade, entre estes os de Shannon e Simpson. Estes índices combinam em um único valor numérico informações relacionadas à riqueza e à abundância relativa das espécies, levando-se em conta a uniformidade destas, ou seja, a maneira como os indivíduos se distribuem em cada uma das populações (Magurran, 2004). Ainda que cada índice tenha suas particularidades e cada um pese as espécies raras e abundantes de maneiras diferentes, altas riquezas e altas uniformidades estão correlacionadas com altas diversidades (Ricotta, 2005). Contudo, uma desvantagem ao uso desses índices se deve justamente ao uso de apenas uma variável para a diferenciação da importância das espécies (abundância), considerando, deste modo, que as espécies são ecologicamente idênticas, ou seja, todas possuem a mesma importância no que diz respeito à quantidade de informação que carregam, não importando sua relevância ecológica para o funcionamento do ecossistema (Magurran, 2004).

Ao refletirmos sobre os processos ecossistêmicos e assumirmos que as espécies possuem grande importância para a manutenção destes, surge outra forma de medida de biodiversidade, a diversidade funcional, que corresponde ao valor das características funcionais presentes em uma comunidade (Tilman et al., 2001). Segundo Petchey e Gaston (2002) a diversidade funcional representa as diferenças entre as espécies baseada na distinção de suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas. Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de traços (características) funcionais que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia dos organismos (Cianciaruso et al., 2009). Espera-se que altos valores de diversidade funcional estejam relacionados com uma melhor utilização dos recursos disponíveis e melhor funcionamento ecossistêmico (Sobral e Cianciaruso, 2012).

As medidas de diversidade funcional podem ser divididas em três categorias principais, cada uma delas correspondendo a um aspecto: riqueza funcional, equitabilidade funcional e dispersão funcional (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008; Mouchet et al., 2010; Laliberté e Legendre, 2010). As três medidas são complementares e, tomadas em conjunto, descrevem a distribuição das espécies e suas abundâncias dentro do espaço funcional (Mouchet et al., 2010). Elas diferem na informação que contêm e na maneira com que são quantificadas, podendo ser divididas em medidas categóricas ou contínuas, porém todas são inicialmente planejadas através dos traços funcionais listados para as espécies (Cianciaruso et al., 2009).

Apesar da importância da comunidade zooplanctônica em ambientes aquáticos, muitos trabalhos se concentram apenas na diversidade taxonômica das espécies e



poucos avanços foram realizados em relação à abordagem funcional (Barnett et al., 2007), sendo esta última muito utilizada para as comunidades vegetais (Tilman, 1997; Diaz et al., 2007; Cianciaruso et al., 2012; Silva et al., 2013; Laliberté et al., 2013), de aves (Batalha et al., 2010; Hidasi et al., 2012; Gasc et al., 2013) e fitoplanctônicas (Reynolds et al., 2002; Weithoff, 2003; Longhi e Beisner, 2010; Litchman, 2010; Pálffy et al., 2013). Alguns poucos trabalhos listaram traços funcionais importantes do zooplâncton, considerando aspectos como alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies (Barnett et al., 2007; Litchman et al., 2013; Vogt et al., 2013; Sodré, 2014). Por estas apresentarem grande sensibilidade ambiental presume-se que as condições locais, como por exemplo, características físicas do ambiente, disponibilidade de recursos e herbivoria, determinam a distribuição das espécies zooplanctônicas (Bonecker et al., 2007; Vogt et al., 2013). Sendo assim, nossa hipótese, baseada em resultados já observados para outras comunidades terrestres e aquáticas (Webb et al., 2002; Sobral e Cianciaruso, 2012) é que as condições ambientais locais devem atuar como filtros sobre a diversidade funcional do zooplâncton, independente da variação na diversidade taxonômica, evidenciada pelo número de espécies.

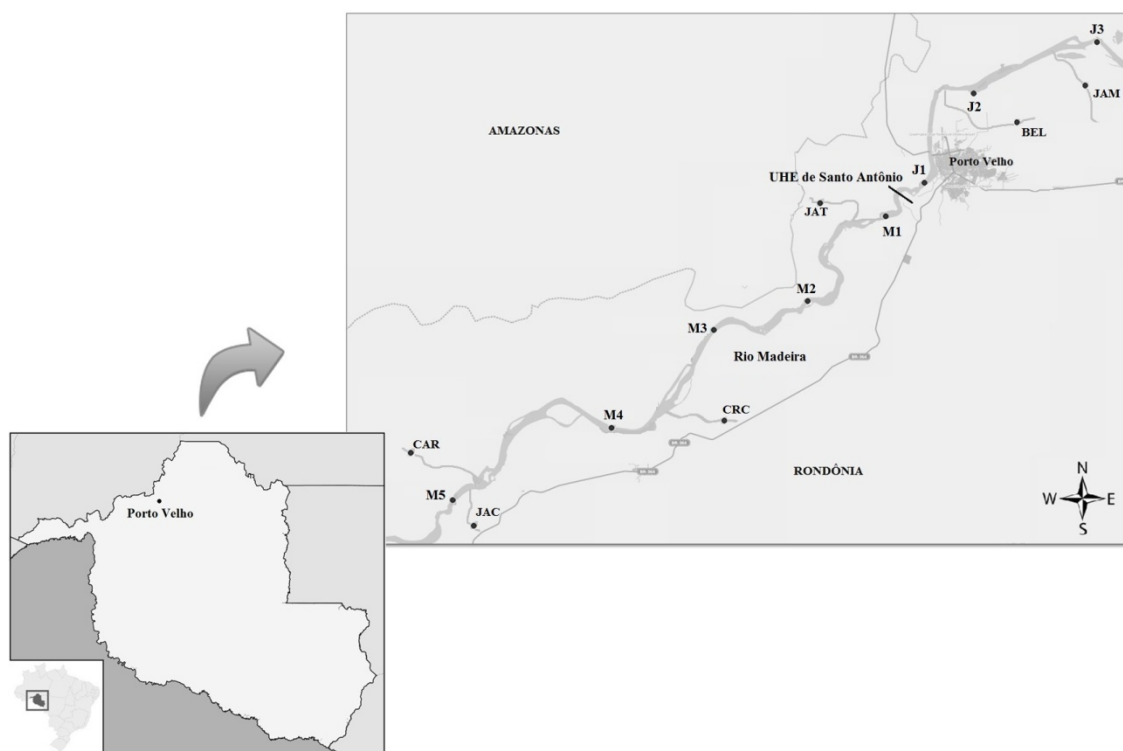
Considerando a grande relevância do zooplâncton para a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, já que este participa ativamente da ciclagem de nutrientes e do fluxo de energia, e ainda o fato dessa comunidade se apresentar como um excelente indicador biológico, uma vez que os indivíduos respondem rapidamente às variações ambientais por alterações na abundância e na composição das espécies, o objetivo desse estudo foi analisar a diversidade taxonômica e a diversidade funcional do zooplâncton durante um estudo de longa duração, associando-as às diferentes fases do represamento de um grande rio tropical.

#### **4.4.2 Materiais e Métodos**

##### *Área de estudo*

A área de estudo está localizada próxima à cidade de Porto Velho (RO) e pertence à sub-bacia hidrográfica do rio Madeira. É uma área de grande extensão de cerca de 300 Km ao longo do rio Madeira e é o local onde está localizada a Usina Hidrelétrica (UHE) de Santo Antônio.

As amostragens do zooplâncton e dos parâmetros ambientais foram realizadas no rio Madeira (RM), em oito estações, sendo cinco localizadas a montante (M) e três a jusante (J) da barragem da UHE de Santo Antonio. Foram amostradas ainda seis estações pertencentes aos tributários do rio Madeira, sendo estes representados pelos rios: Caripuna (CAR), Jaci-Paraná (JAC), Caracol (CRC), Jatuarana (JAT), Belmont (BEL) e Jamari (JAM) (Figura 4.4.2-1).



**Figura 4.4.2-1.** Mapa com a localização da UHE de Santo Antônio e das estações amostradas na bacia do rio Madeira, Rondônia - Brasil (Coordenadas de amostragem: rio Madeira – M5 (9°12'39" S/64°37'15" W), M4 (9°10'25" S/64°28'39" W), M3 (9°01'39" S/64°16'44" W), M2 (8°55'36" S/64°04'56" W), M1 (8°50'31" S/63°59'42" W), J1 (8°47'17" S/63°55'53" W), J2 (8°38'34" S/63°51'00" W), J3 (8°18'33" S/63°23'32" W); rio Caripuna (CAR) – (9°11'43" S/64°37'25" W); rio Jaci-Paraná (JAC) - (9°17'20" S/64°23'53" W); rio Caracol (CRC) – (9°11'48" S/64°22'29" W); rio Jatuarana (JAT) – (8°49'46" S/64°02'58" W); rio Belmont (BEL) – (8°38'13" S/63°52'02" W); rio Jamari (JAM) – (8°35'56" S/63°48'21" W)).

#### *Amostragens e análises em laboratório*

As amostragens foram trimestrais entre outubro de 2009 e julho de 2013, durante as fases da implantação da UHE de Santo Antônio. O primeiro ano foi caracterizado pela fase de instalação 1 da barragem e o segundo o ano pela fase de instalação 2; o terceiro ano foi representado pela fase de enchimento e estabilização do reservatório e o quarto ano pela fase de operação da UHE. A periodicidade trimestral das amostragens

foi planejada em função dos ciclos hidrológicos anuais da região amazônica e então divididos em: Águas baixas (AB), Enchente (E), Águas altas (AA) e Vazante (V).

O zooplâncton foi coletado em diferentes profundidades, dependendo do período hidrológico correspondente, por meio de uma motobomba da marca Sthill e concentrado em rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu\text{m}$ . O volume filtrado foi de 200 litros. Posteriormente os organismos foram preservados em solução de formaldeído, na concentração final de 4 %. As análises qualitativas e quantitativas foram realizadas sob microscópio estereoscópico com aumento de até 50x e sob microscópio óptico com aumento de 100x. A contagem dos organismos pertencentes ao grupo Rotifera e para os protozoários foi realizada em sub-amostras de 1 mL em câmara de Sedgewick-Rafter. Para os Cladocera e Copepoda a contagem dos indivíduos foi realizada em placas de acrílico quadriculadas, utilizando sub-amostras ou a totalidade da amostra para as espécies raras.

A identificação dos indivíduos foi realizada através de bibliografia especializada (Smirnov, 1974; Koste, 1978; Koste e Robertson, 1983; Reid, 1985; Koste e Shiel, 1986; Shiel e Koste, 1992; 1993; Nogrady et al., 1993; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Santos-Silva et al., 1989; Sinev, 2001; Nogrady e Segers, 2002; Segers e Shiel, 2003; Silva, 2003; Silva e Matsumura-Tundisi, 2005, Van Damme et al., 2005; Santos-Silva, 2008; Gomes e Souza, 2008; Van Damme et al., 2010).

Os parâmetros ambientais foram obtidos por metodologias específicas de acordo com a tabela abaixo (Tabela 4.4.2-1).

**Tabela 4.4.2-1.** Relação das variáveis físicas, químicas e biológicas e respectivos métodos/equipamentos utilizados no estudo limnológico do rio Madeira e seus tributários, estado de Rondônia.

| Variáveis  | Método/Equipamento                              |
|--|---|
| Transparência (m)                                | Disco de Secchi                                 |
| Zona eufótica (m)                                | Tranparência x coeficiente 2,7 (Margalef, 1983) |
| Temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ )       | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica        |
| Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica        |
| Potencial hidrogeniônico (pH)                    | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica        |
| Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )       | Potenciométrico - Sonda Multiparamétrica        |
| Turbidez (NTU)                                   | Nefelométrico - turbidímetro                    |

|  |   |
|--|---|
| Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )     | Gravimétrico a 180° C (Teixeira, 1965)  |
| Nitrogênio total (µg L <sup>-1</sup> )   | Digestão com persulfato/espectrofotométrico (Golterman, 1978; Mackereth et al., 1978) |
| Fósforo total (µg L <sup>-1</sup> )      | Digestão com persulfato/espectrofotométrico (Golterman, 1978; Mackereth et al., 1978) |
| Clorofila <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> ) | Filtração / Maceração / Espectrofotométrico (Nush, 1980)                              |

### *Análises dos dados*

#### *Diversidade taxonômica*

Para a análise da diversidade taxonômica foi analisada a riqueza de espécies para cada um dos rios amostrados. Baseados na riqueza e na proporção relativa das populações foram calculados ainda o índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) (Magurran, 1998) e de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon e Weaver, 1949).

#### *Diversidade funcional*

Para a análise da diversidade funcional, primeiramente as espécies foram classificadas de acordo com os seus traços funcionais, os quais precisam estar disponíveis para todas as espécies para que haja confiabilidade dos resultados. Sendo assim, foram selecionados cinco traços: tamanho corporal, habitat, grupo trófico, hábito alimentar e tipo de reprodução (ver capítulo 3 para mais detalhes de cada um dos traços). A lista contendo os traços funcionais selecionados para este estudo está apresentada no apêndice (Tabela 56).

Foram calculados os índices de equitabilidade funcional (FEev) (Villéger et al., 2008) e dispersão funcional (FDis) (Laliberté & Legendre 2010) com base numa abordagem desenvolvida por Laliberté & Legendre (2010), que permite a utilização simultânea de características contínuas, categóricas e a inclusão das abundâncias. O primeiro indica a uniformidade das abundâncias de cada um dos atributos funcionais das espécies no determinado espaço funcional, ou seja, se está havendo uma seleção de poucas características funcionais ou se em determinado ambiente existe a dominância de apenas um ou poucos atributos (Villéger et al., 2008). Já o segundo relaciona como as espécies estão distribuídas no ambiente relacionando o número de atributos funcionais, de espécies e as suas respectivas abundâncias, prevendo se estas se distribuem de forma convergente (baixa diversidade funcional) ou divergente (alta

diversidade funcional) no espaço funcional (Laliberté & Legendre 2010). O cálculo dos índices foi realizado com base em duas matrizes - espécies x traços funcionais e espécies x abundâncias relativas - utilizando as funções do pacote FD (Laliberté e Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014) do software gratuito R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014).

#### *Diferenças estatísticas*

A análise de variância (ANOVA e post-hoc teste de Tukey – dados paramétricos) e o teste de Kruskal-Wallis (post-hoc Mann-Whitney - dados não paramétricos) foram usados para testar a existência ou não de diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os valores registrados para as diversidades taxonômicas e funcionais nas diferentes fases da construção da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio, utilizando o *software* PAST 1.79 (Hammer et al., 2001).

#### *Relações entre diversidades x parâmetros ambientais*

Regressões lineares foram realizadas com o objetivo de relacionar as variáveis ambientais amostradas com os valores calculados para os diferentes índices de diversidade taxonômica e diversidade funcional. As regressões foram realizadas no *software* PAST 1.79 (Hammer et al., 2001).

### **4.4.3 Resultados**

#### *Parâmetros ambientais*

Os parâmetros registrados para as variáveis ambientais dos rios da bacia do rio Madeira demonstraram que todos apresentam baixa transparência da água, uma vez que os valores médios registrados foram menores que 1,5 m, e que são caracterizados por um pH variando de ligeiramente ácido a neutro, já que os valores médios calculados para essa variável variaram entre 5,4 e 7,2. Os valores de temperatura da água foram elevados durante todo o período analisado, com médias superiores a 26 °C, assim como os valores de nitrogênio total, cujos valores médios variaram entre 606 a 2.124,7  $\mu\text{g L}^{-1}$ , enquanto os valores registrados para a clorofila *a* foram baixos (0,5 a 12,24  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Para todos os rios amostrados os valores de matéria inorgânica foram superiores aos da fração orgânica, com exceção apenas dos rios Jaci-Paraná, Caracol e Jamari antes do

represamento. Verifica-se ainda que, maiores valores de turbidez, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais e fósforo total foram registrados no rio Madeira quando comparados aos seus tributários (Tabela 4.4.3-1).

Após o enchimento do reservatório foi possível observar que os valores de algumas variáveis aumentaram para a maioria dos rios amostrados, tais como: turbidez (exceto JAC e JAM), matéria orgânica (exceto JAM), fósforo total (exceto JAC e RM) e nitrogênio total (exceto JAC) (Tabela 4.4.3-1).

**Tabela 4.4.3-1.** Valores médios registrados para as variáveis ambientais durante os quatro anos de amostragem (INS1 – instalação 1: out/2009 a ago/2010; INS2 – instalação 2: set/2010 a set/2011; EnEs – enchimento e estabilização: out/2011 a set/2012; OP – operação: out/2012 a jul/2013).

|      |      | Transparência (m) |      | Zona eufótica (m) |      | Temperatura (°C) |      | Condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) |       | pH   |      | Turbidez (NTU) |        | Oxigênio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |      | Nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) |         | Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) |        | Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) |       | Sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |        | Matéria inorgânica ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |        | Matéria orgânica ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |        |
|------|------|-------------------|------|-------------------|------|------------------|------|---|-------|------|------|----------------|--------|---------------------------------|------|---|---------|--|--------|---|-------|---------------------------------------|--------|---|--------|---|--------|
|      |      | MD                | DP   | MD                | DP   | MD               | DP   | MD                                      | DP    | MD   | DP   | MD             | DP     | MD                              | DP   | MD  | DP      | MD                                     | DP     | MD  | DP    | MD                                    | DP     | MD  | DP     | MD                                      | DP     |
| RM M | INS1 | 0,10              | 0,05 | 0,30              | 0,16 | 28,15            | 0,88 | 89,85                                   | 18,70 | 7,17 | 0,32 | 349,41         | 247,26 | 6,92                            | 0,97 | 828,35                                    | 304,59  | 307,03                                 | 118,94 | 0,56  | 0,97  | 359,30                                | 254,13 | 298,43                                    | 254,48 | 60,87                                   | 40,06  |
|      | INS2 | 0,09              | 0,05 | 0,26              | 0,15 | 27,98            | 1,17 | 98,74                                   | 32,99 | 7,23 | 0,50 | 271,57         | 177,16 | 6,89                            | 1,48 | 980,13                                    | 417,69  | 252,76                                 | 176,07 | 7,70  | 6,61  | 311,05                                | 190,27 | 260,85                                    | 187,76 | 50,20                                   | 20,23  |
|      | EnEs | 0,06              | 0,02 | 0,17              | 0,05 | 28,01            | 1,43 | 86,85                                   | 22,98 | 6,99 | 0,40 | 361,17         | 156,02 | 6,45                            | 0,74 | 1627,86                                   | 534,46  | 305,89                                 | 122,54 | 2,51  | 1,42  | 349,10                                | 177,08 | 271,64                                    | 125,34 | 69,14                                   | 42,26  |
|      | OP   | 0,06              | 0,02 | 0,17              | 0,05 | 28,41            | 1,97 | 82,90                                   | 18,83 | 6,88 | 0,46 | 375,91         | 194,79 | 7,15                            | 0,88 | 2124,76                                   | 1191,25 | 289,53                                 | 185,34 | 1,90  | 1,49  | 462,47                                | 399,18 | 365,20                                    | 420,38 | 84,07                                   | 53,35  |
| RM J | INS1 | 0,09              | 0,04 | 0,28              | 0,13 | 28,10            | 1,20 | 85,75                                   | 19,32 | 7,13 | 0,35 | 332,32         | 212,87 | 7,25                            | 0,82 | 735,42                                    | 334,30  | 249,00                                 | 161,67 | 1,26  | 1,45  | 291,21                                | 234,29 | 218,00                                    | 227,78 | 73,21                                   | 52,26  |
|      | INS2 | 0,10              | 0,07 | 0,30              | 0,22 | 28,27            | 1,21 | 94,75                                   | 34,54 | 7,22 | 0,54 | 277,12         | 194,98 | 7,18                            | 1,65 | 894,98                                    | 534,39  | 290,24                                 | 200,02 | 5,75  | 3,64  | 293,08                                | 163,12 | 255,33                                    | 160,29 | 39,08                                   | 15,80  |
|      | EnEs | 0,05              | 0,01 | 0,16              | 0,04 | 28,00            | 1,39 | 83,83                                   | 21,50 | 6,91 | 0,46 | 355,90         | 151,31 | 8,47                            | 0,70 | 1683,12                                   | 594,45  | 335,77                                 | 118,53 | 2,74  | 1,02  | 369,42                                | 185,20 | 245,08                                    | 113,32 | 137,17                                  | 114,36 |
|      | OP   | 0,05              | 0,00 | 0,15              | 0,00 | 28,45            | 1,76 | 82,08                                   | 20,51 | 6,78 | 0,50 | 369,33         | 168,15 | 8,68                            | 0,63 | 2107,81                                   | 998,12  | 282,12                                 | 157,13 | 1,89  | 1,31  | 398,08                                | 260,16 | 276,78                                    | 275,35 | 83,67                                   | 24,96  |
| CAR  | INS1 | 0,80              | 0,51 | 2,40              | 1,53 | 24,99            | 3,09 | 6,50                                    | 1,00  | 5,39 | 0,69 | 10,50          | 6,85   | 6,72                            | 0,64 | 621,77                                    | 324,72  | 38,83                                  | 29,43  | 2,75  | 2,58  | 48,12                                 | 16,15  | 30,00                                     | 16,75  | 18,12                                   | 9,87   |
|      | INS2 | 0,55              | 0,26 | 1,65              | 0,79 | 26,35            | 2,15 | 15,50                                   | 2,38  | 6,13 | 0,77 | 26,18          | 14,55  | 6,49                            | 1,51 | 606,23                                    | 332,69  | 43,55                                  | 22,36  | 3,61  | 3,58  | 78,38                                 | 11,81  | 47,50                                     | 63,40  | 23,75                                   | 28,02  |
|      | EnEs | 0,78              | 0,29 | 2,33              | 0,86 | 26,03            | 2,57 | 11,00                                   | 5,60  | 5,67 | 0,47 | 32,35          | 3,08   | 5,68                            | 2,14 | 651,63                                    | 322,19  | 40,52                                  | 23,68  | 3,39  | 1,87  | 47,88                                 | 15,59  | 76,00                                     | 69,20  | 18,33                                   | 15,57  |
|      | OP   | 0,69              | 0,45 | 2,06              | 1,34 | 26,67            | 2,39 | 8,75                                    | 0,96  | 5,68 | 0,49 | 98,78          | 181,48 | 5,33                            | 2,31 | 696,47                                    | 546,02  | 170,48                                 | 296,75 | 3,37  | 3,29  | 260,62                                | 342,93 | 11,00                                     | 1,41   | 46,50                                   | 44,55  |
| JAC  | INS1 | 0,26              | 0,25 | 0,79              | 0,75 | 26,40            | 3,45 | 47,75                                   | 19,60 | 6,39 | 0,41 | 221,72         | 228,59 | 5,25                            | 2,78 | 1234,25                                   | 550,38  | 299,36                                 | 315,05 | 2,95  | 5,12  | 382,63                                | 386,92 | 59,50                                     | 6,35   | 18,87                                   | 7,33   |
|      | INS2 | 0,84              | 0,18 | 2,51              | 0,54 | 28,35            | 1,67 | 18,50                                   | 2,52  | 6,56 | 0,21 | 12,30          | 5,32   | 6,38                            | 1,08 | 724,87                                    | 383,12  | 27,03                                  | 16,16  | 6,51  | 2,81  | 62,00                                 | 11,39  | 11,25                                     | 4,57   | 15,00                                   | 11,40  |
|      | EnEs | 0,85              | 0,70 | 2,55              | 2,09 | 27,05            | 2,12 | 7,95                                    | 2,97  | 5,86 | 0,42 | 33,54          | 44,37  | 6,09                            | 0,74 | 1168,19                                   | 599,74  | 49,14                                  | 26,43  | 2,67  | 0,95  | 71,25                                 | 90,64  | 58,67                                     | 45,37  | 27,67                                   | 24,42  |
|      | OP   | 0,61              | 0,17 | 1,84              | 0,50 | 28,79            | 2,12 | 16,18                                   | 4,26  | 6,37 | 0,47 | 22,70          | 15,15  | 6,21                            | 1,52 | 676,63                                    | 401,63  | 37,03                                  | 10,54  | 5,52  | 4,13  | 26,25                                 | 12,50  | 42,50                                     | 38,89  | 34,50                                   | 7,78   |
| CRC  | INS1 | 0,80              | 0,45 | 2,40              | 1,36 | 28,04            | 1,32 | 9,00                                    | 1,83  | 5,83 | 0,25 | 13,13          | 8,79   | 5,63                            | 1,78 | 804,31                                    | 497,53  | 28,01                                  | 6,26   | 0,85  | 0,87  | 20,50                                 | 6,81   | 16,00                                     | 11,38  | 29,25                                   | 28,05  |
|      | INS2 | 0,36              | 0,19 | 1,09              | 0,57 | 27,52            | 0,81 | 10,50                                   | 1,29  | 5,67 | 0,39 | 44,35          | 47,39  | 4,63                            | 2,43 | 655,10                                    | 454,15  | 72,58                                  | 49,06  | 4,52  | 3,60  | 92,50                                 | 109,19 | 6,00                                      | 5,48   | 14,50                                   | 9,54   |
|      | EnEs | 0,45              | 0,33 | 1,35              | 0,50 | 27,20            | 1,08 | 46,00                                   | 25,03 | 6,46 | 0,32 | 33,85          | 21,70  | 4,28                            | 2,23 | 1241,80                                   | 870,30  | 67,42                                  | 41,97  | 2,47  | 1,19  | 61,25                                 | 45,75  | 52,00                                     | 40,84  | 26,00                                   | 10,00  |
|      | OP   | 0,80              | 0,35 | 2,40              | 1,06 | 28,17            | 1,27 | 15,75                                   | 6,02  | 6,54 | 0,43 | 53,10          | 6,75   | 5,79                            | 0,85 | 882,89                                    | 232,64  | 68,95                                  | 8,09   | 1,02  | 0,66  | 61,75                                 | 32,26  | 146,50                                    | 147,79 | 88,50                                   | 3,54   |
| JAT  | INS1 | 1,31              | 0,73 | 3,94              | 2,19 | 25,77            | 1,86 | 10,25                                   | 4,57  | 5,54 | 0,74 | 14,23          | 16,22  | 4,46                            | 1,90 | 984,98                                    | 554,44  | 31,22                                  | 10,22  | 4,92  | 8,09  | 89,00                                 | 79,86  | 220,62                                    | 347,10 | 40,00                                   | 41,79  |
|      | INS2 | 0,78              | 0,22 | 2,33              | 0,67 | 26,67            | 0,44 | 14,50                                   | 3,70  | 5,95 | 0,31 | 16,80          | 6,45   | 5,00                            | 1,01 | 772,42                                    | 142,93  | 42,87                                  | 9,89   | 2,93  | 1,56  | 79,25                                 | 43,93  | 73,25                                     | 98,43  | 19,25                                   | 12,31  |
|      | EnEs | 0,36              | 0,28 | 1,09              | 0,83 | 26,60            | 0,59 | 23,50                                   | 11,96 | 6,06 | 0,59 | 65,65          | 51,09  | 4,79                            | 1,06 | 1218,57                                   | 616,02  | 59,48                                  | 20,57  | 4,07  | 1,87  | 47,50                                 | 16,18  | 29,67                                     | 23,03  | 46,33                                   | 6,43   |
|      | OP   | 0,39              | 0,37 | 1,16              | 1,11 | 28,07            | 1,94 | 47,00                                   | 19,77 | 6,38 | 0,56 | 110,68         | 146,37 | 5,49                            | 0,82 | 1251,28                                   | 510,76  | 91,71                                  | 66,47  | 6,88  | 7,85  | 100,50                                | 99,31  | 120,00                                    | 52,33  | 51,50                                   | 21,92  |
| BEL  | INS1 | 0,75              | 0,47 | 2,25              | 1,40 | 27,37            | 1,25 | 39,00                                   | 21,07 | 5,96 | 0,40 | 15,70          | 10,47  | 3,14                            | 2,22 | 1205,49                                   | 193,69  | 34,54                                  | 3,53   | 12,24                                       | 23,62 | 72,75                                 | 57,41  | 345,63                                    | 380,73 | 37,00                                   | 27,75  |
|      | INS2 | 1,03              | 0,40 | 3,10              | 1,21 | 27,38            | 1,49 | 43,00                                   | 48,75 | 5,80 | 0,64 | 9,29           | 5,47   | 4,03                            | 2,50 | 1102,67                                   | 274,94  | 38,97                                  | 7,90   | 4,31  | 1,23  | 76,33                                 | 46,05  | 49,33                                     | 41,79  | 23,67                                   | 6,35   |
|      | EnEs | 0,90              | 0,17 | 4,60              | 2,29 | 26,90            | 2,50 | 11,67                                   | 5,69  | 5,21 | 1,29 | 28,28          | 12,32  | 4,27                            | 2,02 | 1307,88                                   | 691,70  | 41,50                                  | 34,73  | 2,27  | 1,28  | 33,67                                 | 11,06  | 129,00                                    | 56,67  | 48,67                                   | 31,39  |
|      | OP   | 0,68              | 0,43 | 1,88              | 1,23 | 28,81            | 2,25 | 30,25                                   | 25,86 | 6,16 | 0,64 | 33,35          | 37,35  | 5,39                            | 1,48 | 1292,88                                   | 610,63  | 48,96                                  | 38,80  | 1,35  | 1,00  | 75,12                                 | 54,50  | 66,00                                     | 57,98  | 58,00                                   | 18,38  |
| JAM  | INS1 | 0,54              | 0,53 | 0,34              | 0,19 | 29,11            | 1,60 | 70,00                                   | 36,72 | 6,57 | 0,65 | 185,02         | 98,11  | 6,23                            | 0,91 | 1129,24                                   | 434,21  | 117,15                                 | 46,73  | 3,37  | 3,60  | 204,75                                | 109,50 | 20,13                                     | 18,87  | 41,88                                   | 24,36  |
|      | INS2 | 0,58              | 0,49 | 1,35              | 1,35 | 28,81            | 1,36 | 65,34                                   | 32,40 | 6,50 | 0,51 | 68,41          | 50,92  | 4,52                            | 2,68 | 1020,31                                   | 264,94  | 44,59                                  | 32,21  | 8,00  | 9,35  | 86,75                                 | 73,70  | 14,75                                     | 14,31  | 27,75                                   | 13,67  |
|      | EnEs | 0,77              | 0,40 | 0,80              | 0,46 | 26,77            | 1,06 | 46,00                                   | 9,54  | 5,90 | 0,68 | 109,97         | 125,59 | 3,89                            | 3,24 | 1634,55                                   | 566,29  | 105,66                                 | 87,02  | 5,05  | 1,64  | 161,33                                | 105,00 | 44,00                                     | 26,23  | 20,33                                   | 19,09  |
|      | OP   | 0,78              | 0,33 | 2,55              | 1,26 | 28,80            | 1,06 | 19,00                                   | 2,00  | 6,39 | 0,74 | 14,38          | 12,99  | 5,81                            | 0,59 | 1251,89                                   | 432,90  | 67,89                                  | 33,74  | 1,77  | 1,41  | 51,25                                 | 27,18  | 23,50                                     | 26,16  | 16,00                                   | 8,49   |

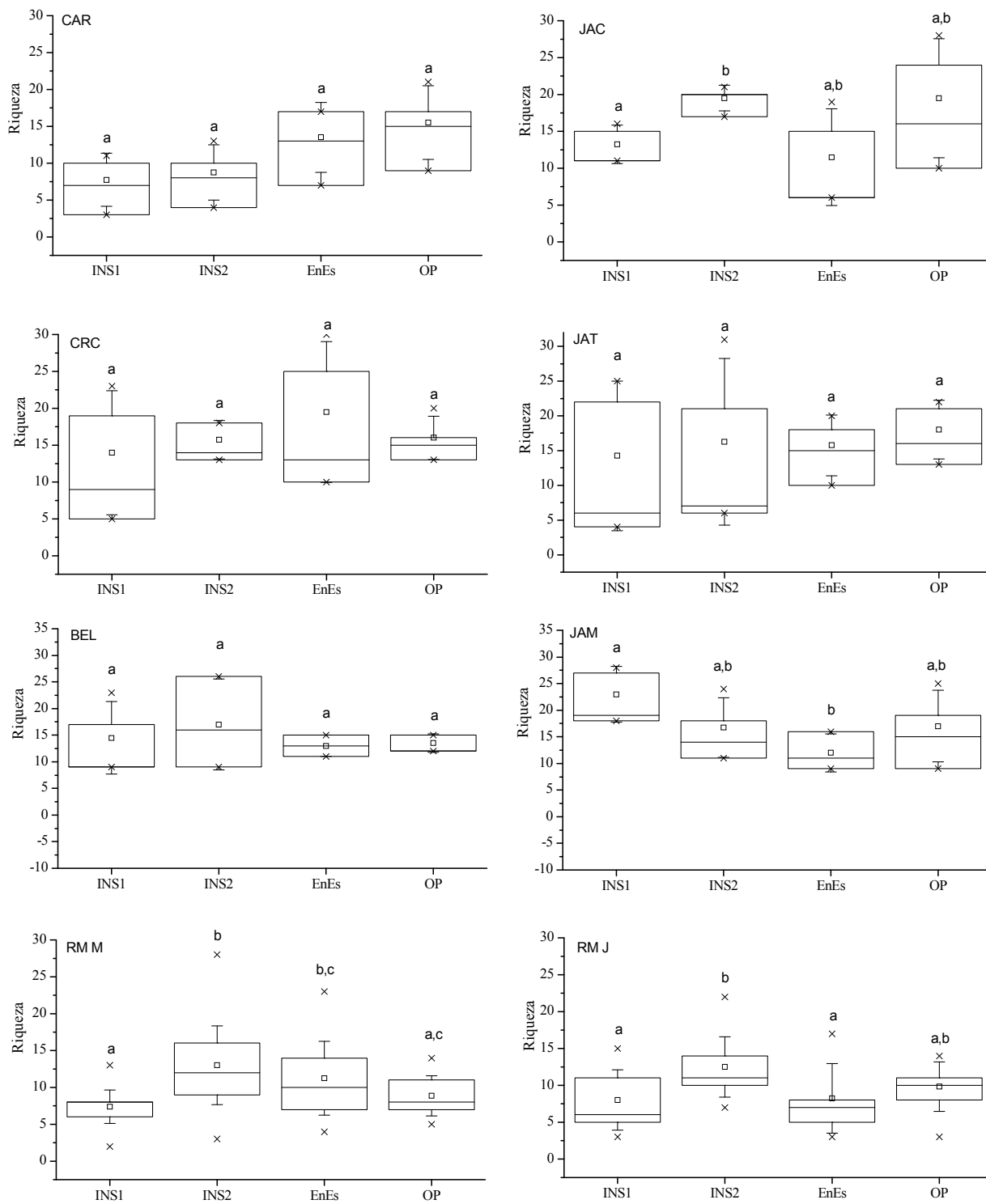
### *Comunidade zooplanctônica*

Considerando os sete rios amostrados, durante os quatro anos de estudo foram registrados 204 táxons, sendo 78 destes pertencentes ao grupo Rotifera, 57 ao grupo Cladocera, 37 aos protozoários e 32 táxons ao grupo Copepoda. As ocorrências das espécies registradas para cada um dos rios, bem como suas abundâncias e traços funcionais podem ser visualizados no apêndice.

### *Diversidade taxonômica*

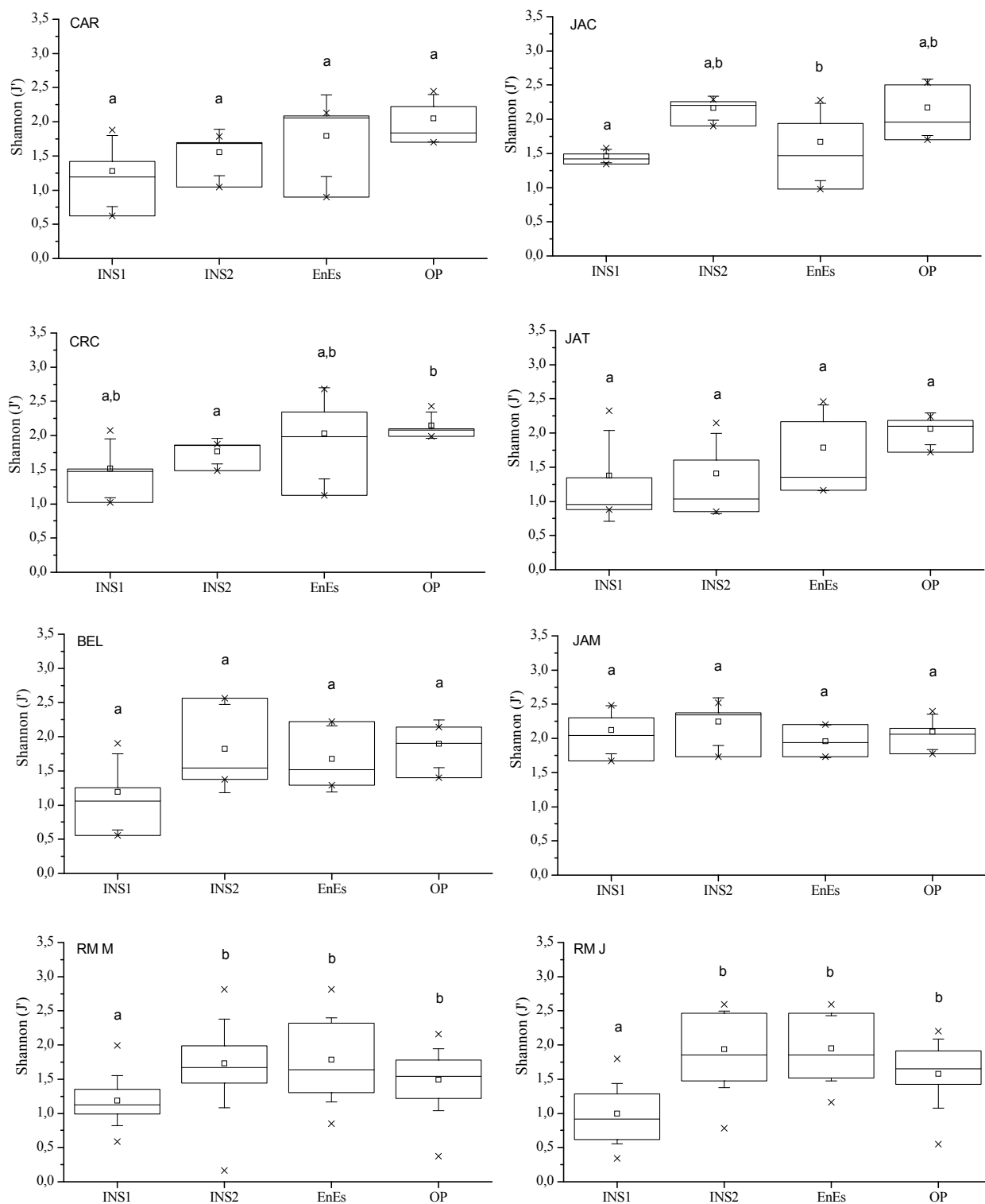
A riqueza de espécies variou entre 2 e 31 táxons durante as amostragens, sendo os menores valores registrados para os rios Madeira (RM) e Caripuna (CAR). Os maiores valores foram registrados para os rios Caracol (CRC) e Jatuarana (JAT) e também no rio Madeira, nas estações a montante (RM M). Nos rios Belmont (BEL) e Jamari (JAM), altas riquezas também foram registradas, sendo os menores valores registrados para esses rios de 9 táxons. De uma maneira geral houve grande variação entre os anos amostrados. Não foram verificadas diferenças significativas entre os anos para os valores de riqueza registrados nos rios Caripuna (CAR), Caracol (CRC), Jatuarana (JAT) e Belmont (BEL). Para os demais rios (Madeira, Jamari e Jaci-Paraná) algumas diferenças significativas puderam ser notadas principalmente entre as fases de instalação da UHE e as fases de enchimento e/ou operação. No rio Jamari (JAM) e nas estações a jusante da UHE localizadas no rio Madeira (RM J), houve um decréscimo da riqueza na fase de enchimento. Nas estações a montante da UHE no rio Madeira (RM M) e no rio Jaci-Paraná (JAC) menores riquezas foram registradas durante a fase de instalação 1 (Figura 4.4.3-1).





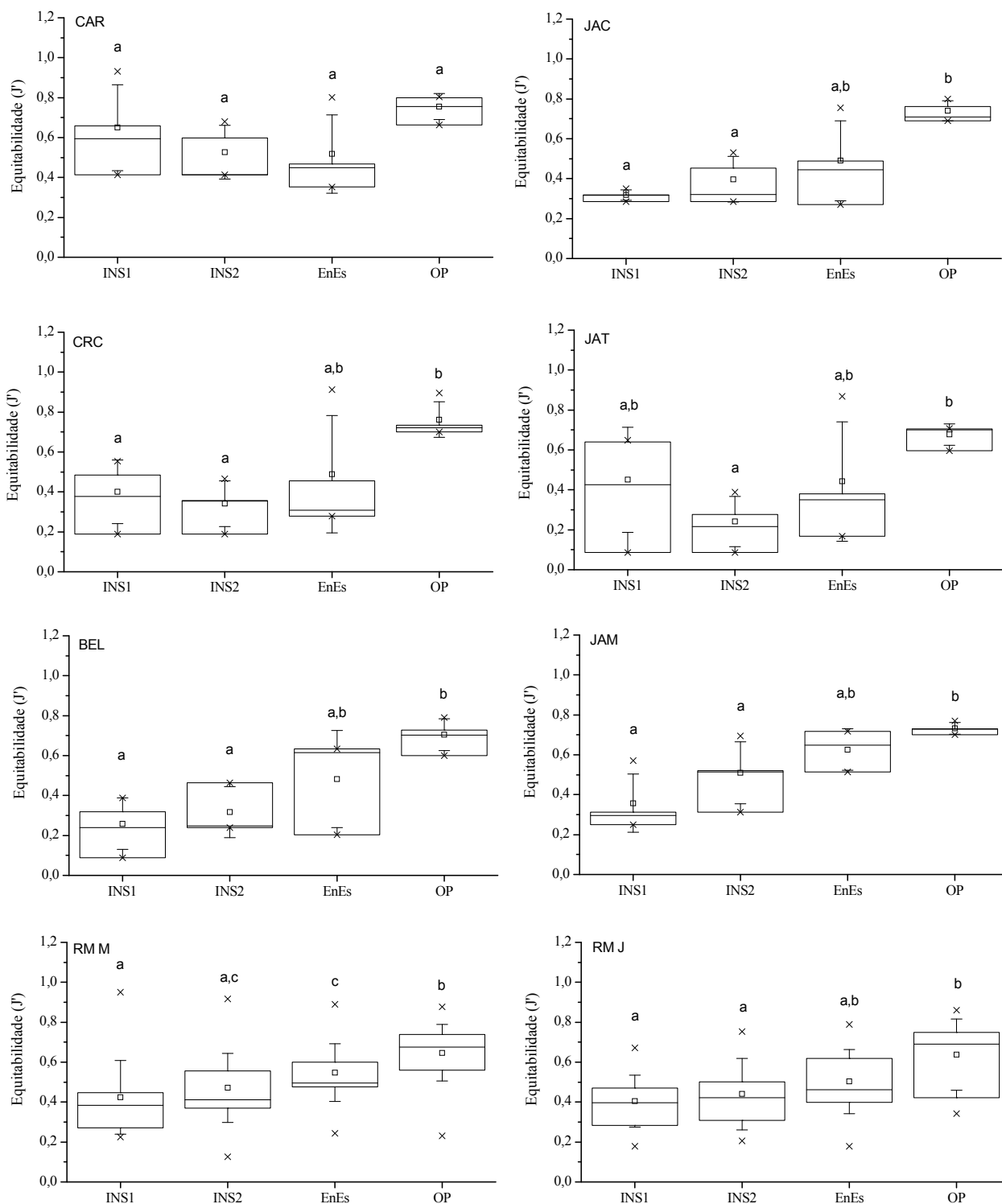
**Figura 4.4.3-1.** Valores registrados para a riqueza de espécies no rio Madeira e em seus tributários durante os quatro anos de amostragem (INS1 – instalação 1: out/2009 a ago/2010; INS2 – instalação 2: set/2010 a set/2011; EnEs – enchimento e estabilização: out/2011 a set/2012; OP – operação: out/2012 a jul/2013; letras diferentes apontam diferenças significativas entre os anos amostrados; símbolos: □ – médias; × - máximos e mínimos).

Para o índice de Shannon ( $J'$ ) foram registrados valores variando entre 0,56 e 2,80 bits  $\text{ind}^{-1}$ . Os maiores valores foram registrados nas estações a montante da UHE no rio Madeira (RM M) e no rio Caracol (CRC), já os menores nos rios Belmont (BEL), Caripuna (CAR) e também no Madeira (RM M e RM J). Considerando os anos de amostragem, não foram verificadas diferenças significativas entre os valores do índice de Shannon registrados nos rios Caripuna (CAR), Jatuarana (JAT), Belmont (BEL) e Jamari (JAM). Entretanto, diferenças estatísticas foram verificadas entre as fases de instalação 1 e as demais no rio Madeira (RM M e RM J), para o qual, assim como a riqueza, os valores foram mais baixos durante o primeiro ano amostrado; entre instalação 2 e operação no rio Caracol (CRC), onde a diversidade aumentou na última fase; e entre instalação 1 e enchimento no rio Jaci-Paraná (JAC), devido aos baixos valores registrados para o índice no primeiro ano amostrado (Figura 4.4.3-2).



**Figura 4.4.3-2.** Valores registrados para o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) (bits  $\text{ind}^{-1}$ ) no rio Madeira e em seus tributários durante os quatro anos de amostragem (INS1 – instalação 1: out/2009 a ago/2010; INS2 – instalação 2: set/2010 a set/2011; EnEs – enchimento e estabilização: out/2011 a set/2012; OP – operação: out/2012 a jul/2013; letras diferentes apontam diferenças significativas entre os anos amostrados; símbolos:  $\square$  – médias;  $\times$  - máximos e mínimos).

Considerando os valores registrados para o índice de equitabilidade de Pielou (J') nota-se que estes variaram entre 0,09 a 0,95. O maior valor foi registrado no rio Madeira (RM M) e o menor nos rios Belmont (BEL) e Jatuarana (JAT). Não houve diferenças significativas entre os anos amostrados apenas para os valores de equitabilidade registrados no rio Caripuna (CAR). Para os demais rios, diferenças significativas foram registradas principalmente entre os dois primeiros anos (instalação) e a fase de operação. Algumas exceções foram verificadas para o rio Jaci-Paraná onde diferenças significativas foram notadas apenas entre instalação 2 e operação e nas estações amostradas no rio Madeira a montante da barragem da UHE (RM M), onde verifica-se que diferenças estatísticas também foram verificadas entre os dois últimos anos amostrados (fases de enchimento e operação). Em todos os rios nota-se que a equitabilidade das abundâncias das espécies zooplancônicas foi maior durante o último ano amostrado, correspondendo à fase de operação da usina (Figura 4.4.3-3).

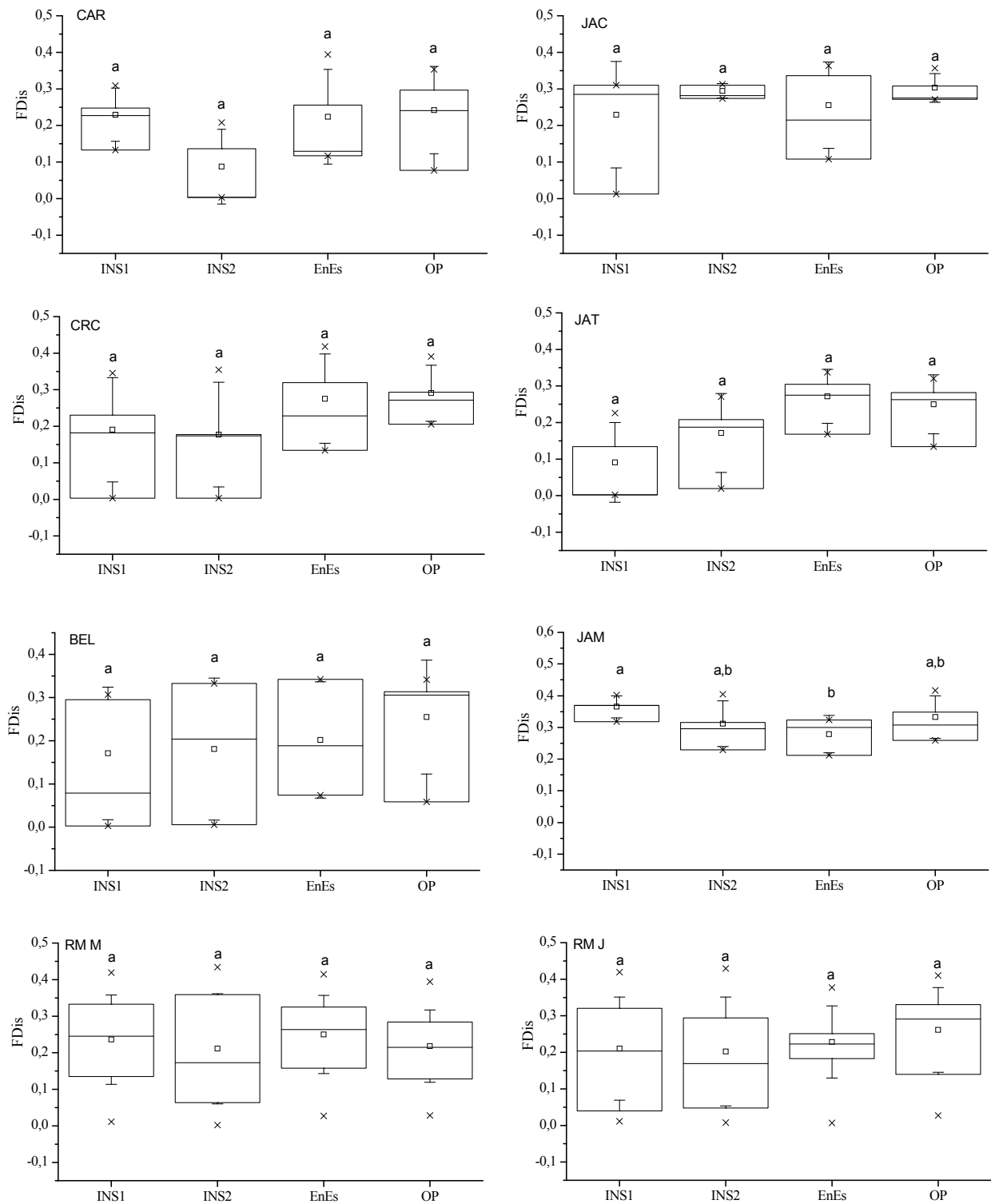


**Figura 4.4.3-3.** Valores registrados para o índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) no rio Madeira e em seus tributários durante os quatro anos de amostragem (INS1 – instalação 1: out/2009 a ago/2010; INS2 – instalação 2: set/2010 a set/2011; EnEs – enchimento e estabilização: out/2011 a set/2012; OP – operação: out/2012 a jul/2013; letras diferentes apontam diferenças significativas entre os anos amostrados; símbolos: □ – médias; × - máximos e mínimos).

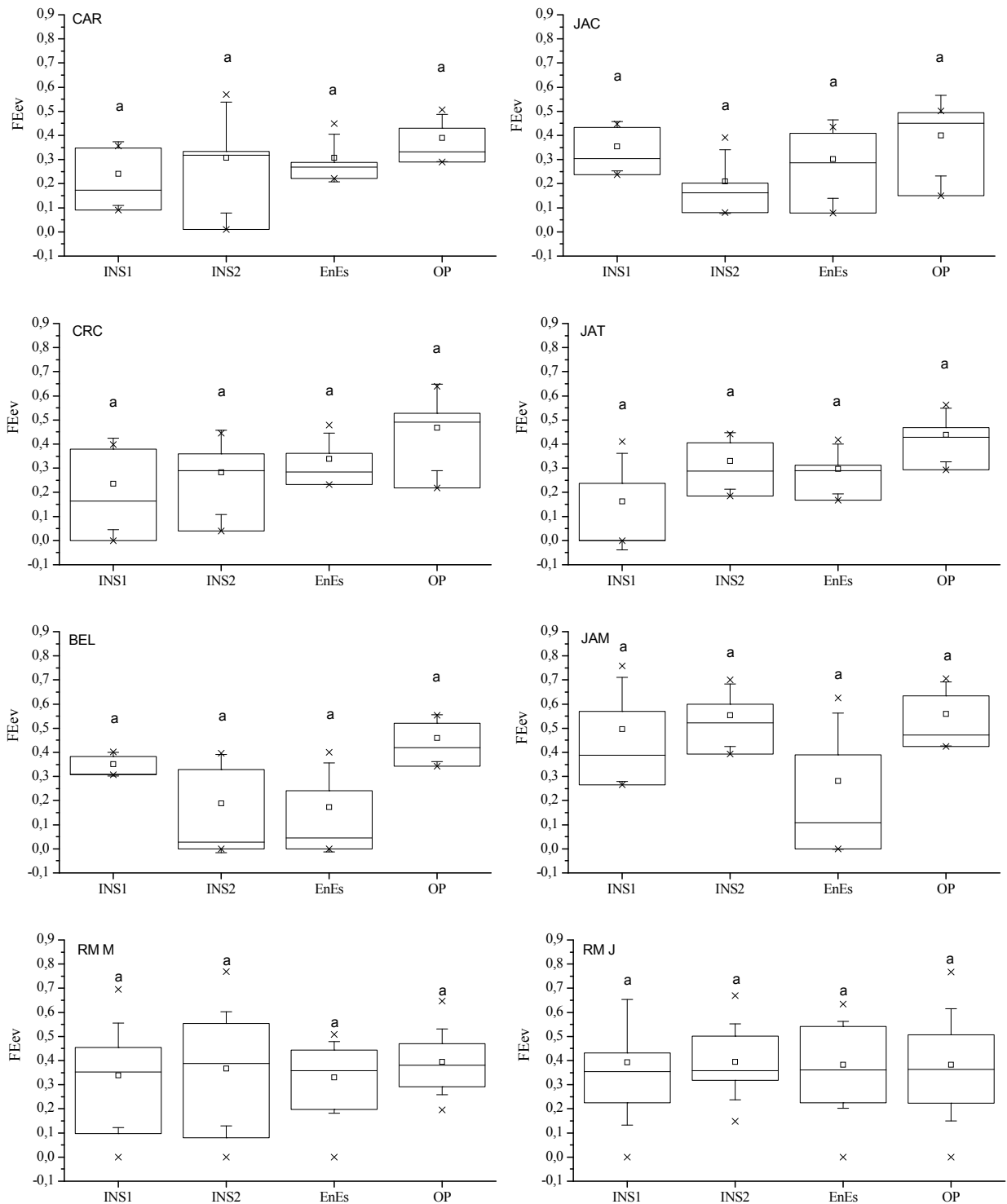
### *Diversidade funcional*

Não foram registradas diferenças significativas para os índices FDis (diversidade funcional) e FEev (equitabilidade funcional) em todos os rios analisados, com exceção apenas do rio Jamari (JAM), onde diferenças foram observadas para os valores de FDis entre as fases de instalação 1 e de enchimento.

Para o índice de diversidade funcional (FDis) os valores foram baixos, variando entre 0,01 e 0,43. Os menores valores foram registrados nos rios Caripuna (CAR), Caracol (CRC), Belmont (BEL), Jaci-Paraná (JAC) e Jatuarana (JAT) e o maior valor foi registrado no rio Madeira para as estações localizadas a montante da UHE (Figura 4.4.3-4). Os maiores valores registrados para o índice de equitabilidade funcional (FEev) (acima de 0,7) também foram registrados para o rio Madeira (RM M e RM J), além do rio Jamari (JAM). Nos demais rios os valores foram baixos (Figura 4.4.3-5).



**Figura 4.4.3-4.** Valores registrados para o índice de diversidade funcional (FDIs) no rio Madeira e em seus tributários durante os quatro anos de amostragem (INS1 – instalação 1: out/2009 a ago/2010; INS2 – instalação 2: set/2010 a set/2011; EnEs – enchimento e estabilização: out/2011 a set/2012; OP – operação: out/2012 a jul/2013; letras diferentes apontam diferenças significativas entre os anos amostrados; símbolos: □ – médias; × - máximos e mínimos).



**Figura 4.4.3-5.** Valores registrados para o índice de equitabilidade funcional (FDIs) no rio Madeira e em seus tributários durante os quatro anos de amostragem (INS1 – instalação 1: out/2009 a ago/2010; INS2 – instalação 2: set/2010 a set/2011; EnEs – enchimento e estabilização: out/2011 a set/2012; OP – operação: out/2012 a jul/2013; letras diferentes apontam diferenças significativas entre os anos amostrados; símbolos: □ – médias; × - máximos e mínimos).



### *Relações entre os parâmetros ambientais e a diversidade do zooplâncton*

Para todos os índices os valores de correlação ( $R^2$ ) foram intermediários, de aproximadamente 0,5. No entanto, valores significativos da análise ( $p < 0,05$ ) puderam ser verificados entre: FDis com fósforo total e matéria inorgânica (ambos com relação negativa: -); FEev com condutividade elétrica (relação positiva: +) e matéria inorgânica (-); riqueza com transparência (+), condutividade (-); oxigênio (+); nitrogênio total (+) e clorofila *a* (+); Shannon com condutividade (-), oxigênio (-) e clorofila *a* (+); e equitabilidade de Pielou com transparência (-) e nitrogênio total (+) (Tabela 4.4.3-2).

**Tabela 4.4.3-2.** Regressão linear múltipla entre os índices de diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton e os parâmetros ambientais registrados no rio Madeira e em seus tributários (as análises significativas foram marcadas em negrito).

|                    | FDis           |             | FDev           |             | Riqueza        |               | Shannon (H')   |             | Equitabilidade (J') |              |
|--------------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|---------------|----------------|-------------|---------------------|--------------|
|                    | R <sup>2</sup> | 0,43        | R <sup>2</sup> | 0,43        | R <sup>2</sup> | 0,56          | R <sup>2</sup> | 0,46        | R <sup>2</sup>      | 0,47         |
|                    | Coeff.         | p           | Coeff.         | p           | Coeff.         | p             | Coeff.         | p           | Coeff.              | p            |
| Transparência      | -0,04945       | 0,15        | -0,0552        | 0,30        | 3,3222         | <b>0,03</b>   | -0,0207        | 0,90        | -0,1211             | <b>0,02</b>  |
| Temperatura        | -0,00203       | 0,76        | 0,0023         | 0,82        | 0,3259         | 0,28          | 0,0608         | 0,06        | 0,0146              | 0,16         |
| Condutividade      | 0,00054        | 0,22        | 0,0014         | <b>0,04</b> | -0,0485        | <b>0,02</b>   | -0,0045        | <b>0,03</b> | -0,0011             | 0,10         |
| pH                 | -0,00094       | 0,97        | -0,0172        | 0,71        | 2,4611         | 0,06          | 0,1119         | 0,42        | -0,0301             | 0,51         |
| Turbidez           | 0,00007        | 0,42        | -0,0001        | 0,36        | 0,0033         | 0,38          | 0,0003         | 0,52        | -0,0001             | 0,31         |
| Oxigênio           | -0,01092       | 0,10        | -0,0182        | 0,08        | -1,1902        | <b>0,0001</b> | -0,0602        | <b>0,05</b> | 0,0194              | 0,06         |
| Nitrogênio total   | 0,00002        | 0,16        | 0,0000         | 0,63        | 0,0014         | <b>0,02</b>   | 0,0001         | 0,07        | 0,0001              | <b>0,002</b> |
| Fósforo total      | -0,00021       | <b>0,03</b> | 0,0001         | 0,62        | -0,0018        | 0,69          | 0,0003         | 0,57        | 0,0000              | 0,78         |
| Clorofila <i>a</i> | 0,00065        | 0,72        | -0,0019        | 0,50        | 0,2728         | <b>0,001</b>  | 0,0234         | <b>0,01</b> | -0,0012             | 0,66         |
| Matéria inorgânica | -0,00009       | <b>0,05</b> | -0,0002        | <b>0,03</b> | -0,0031        | 0,15          | -0,0004        | 0,07        | 0,0000              | 0,86         |
| Matéria orgânica   | -0,00001       | 0,98        | 0,0001         | 0,78        | -0,0062        | 0,48          | -0,0002        | 0,82        | 0,0001              | 0,74         |

#### **4.4.4 Discussão**

De uma maneira geral, a riqueza e a diversidade de espécies registradas para os rios localizados na bacia do rio Madeira foram moderadamente altas, com valores médios em torno de 20 táxons e diversidade em torno de 2 bits ind<sup>-1</sup>. O zooplâncton de rios de planície de inundação tem sido caracterizado pela alta variedade de espécies, a qual é associada principalmente à grande heterogeneidade de habitats e às alterações temporais ocasionadas pelas flutuações do nível hidrológico (Paggi e José de Paggi, 1990). Além disso, notam-se

grandes variações nos padrões da diversidade taxonômica entre as amostragens o que pode ser também corroborado pelas grandes variações verificadas pelos parâmetros ambientais.

A diversidade funcional da comunidade zooplanctônica foi baixa em todos os rios analisados, já que o maior valor registrado foi de 0,43, assim como a equitabilidade funcional registrada para a maioria das amostragens (exceto alguns poucos meses onde esta foi superior a 0,6, no rio Madeira e no rio Jamari), sugerindo dominância de um ou poucos atributos funcionais. Outros estudos também encontraram valores baixos para a diversidade funcional do zooplâncton (Vogt et al., 2013; Sobral, 2014) e sugerem que este seja um padrão comum para a estrutura da comunidade. Considera-se que a baixa diversidade funcional seja uma consequência da maior atuação de filtros ambientais na estruturação da comunidade, onde estes estariam selecionando espécies funcionalmente mais semelhantes entre si. De maneira oposta, altas diversidades funcionais seriam consequências do predomínio de filtros bióticos agindo na estrutura da comunidade, como por exemplo, uma forte competição interespecífica levando à baixa sobreposição de nichos entre as espécies co-ocorrentes, sendo estas distintas funcionalmente (Laliberté et al., 2010; Sobral e Cianciaruso, 2012; Laliberté et al., 2013). Sendo assim, a baixa diversidade funcional do zooplâncton sugere que os processos mais importantes relacionados à estrutura da comunidade sejam devido à ação de filtros ambientais sobre as espécies, conduzindo a uma convergência das características funcionais.

A ocorrência de baixa diversidade funcional apesar de elevada riqueza de espécies é um padrão comumente registrado para áreas tropicais. Safi et al. (2011) em um estudo de grande escala espacial relataram reduzida diversidade funcional em relação à diversidade taxonômica de mamíferos em ecossistemas localizados nos trópicos, sugerindo que nessas áreas há um alto número de espécies ecologicamente similares devido a uma menor história evolutiva entre elas, ou seja, além de baixa diversidade funcional há também uma baixa diversidade filogenética. Este estudo demonstra como o uso de várias medidas de diversidade pode ajudar a compreender a importância de processos ecológicos e evolutivos na formação dos gradientes atuais de diversidade.

Diferenças significativas entre as amostragens foram notadas para os diferentes índices de diversidade taxonômica e estas podem estar relacionadas às variações dos parâmetros ambientais. Para a riqueza e a diversidade de Shannon, as diferenças significativas estiveram relacionadas aos valores registrados para a clorofila *a* (rio Madeira) e também para a transparência da água (rios Caracol, Jamari e Jaci-Paraná). Nota-se que baixa riqueza e baixa diversidade de Shannon durante o período de instalação 1 no rio Madeira podem estar relacionadas à baixa concentração de clorofila *a* registrada no mesmo período, já que estas

tiveram significativa relação durante a análise de regressão linear aplicada. Já nos rios Caracol, Jamari e Jaci-Paraná, as diferenças entre algumas das fases podem ser associadas à variação da transparência da água nesses rios, corroborado pela forte relação verificada para esse parâmetro na análise de regressão. A baixa transparência da água e a baixa produtividade primária são geralmente correlacionadas às baixas riquezas e diversidades de espécies zooplânctônicas, devido à baixa disponibilidade de luz em consequência do grande aporte de material em suspensão (Vannote et al., 1980; Allan, 1996). A presença de sólidos na coluna d'água influencia diretamente nos processos fotossintéticos e nos padrões de sucessão do fitoplâncton, afetando assim os organismos zooplânctônicos (Calijuri e Tundisi, 1990).

Para o índice de equitabilidade de Pielou as diferenças significativas entre os anos amostrados foram mais expressivas e podem ser relacionadas ao processo de construção da UHE de Santo Antônio. Elevadas uniformidades das espécies puderam ser verificadas após o enchimento do reservatório e diferenças significativas foram registradas entre a fase de operação e as demais fases amostradas. Nota-se ainda que os valores registrados para esse índice foram significativamente associados à transparência da água e nitrogênio total. É notório que, após o enchimento do reservatório de Santo Antônio, os valores de nitrogênio total e matéria orgânica foram elevados para a maioria dos rios. Esse fato sugere que o aumento de recursos disponíveis nos sistemas esteve fortemente associado à diminuição da dominância de espécies.

Maiores heterogeneidades de recursos estão relacionadas à maior variedade de habitats e, portanto, melhores condições para que diferentes espécies se desenvolvam. Segundo Barnett e Biesner (2007) a heterogeneidade de recursos pode ter uma relação direta com a produtividade do ambiente. Os autores mencionam que a biodiversidade dos consumidores é maximizada em níveis intermediários de produtividade onde passam a ocorrer tanto espécies adaptadas para uma alta concentração de recursos como também espécies que estão adaptadas a ambientes pouco produtivos, havendo assim possibilidade de coexistência de uma variedade maior de espécies. Durante a fase pré-barramento no presente estudo, podemos verificar que houve maior seleção de espécies. No entanto, após a estabilização do reservatório verificou-se maior equitabilidade destas.

Apesar das alterações verificadas para a diversidade taxonômica do zooplâncton, especialmente para os valores do índice de equitabilidade de Pielou, observa-se que para a diversidade e a equitabilidade funcional não foram registradas diferenças significativas para a maioria das amostragens. Esse resultado demonstra que embora haja variações a nível taxonômico, o mesmo não ocorre quando analisamos a importância funcional das populações.

Os resultados referentes à maior ou menor riqueza, diversidade e principalmente equitabilidade das espécies zooplanctônicas dos rios da bacia do rio Madeira não podem ser extrapolados para a diversidade funcional da comunidade. Apesar da redução da dominância e o aumento do desenvolvimento de uma maior parcela de espécies após o enchimento, a diversidade funcional dos rios analisados pode ser considerada similar antes e após do barramento do rio Madeira. De acordo com Laliberté e Legendre (2010), os índices FDis e FEev não são afetados pela riqueza de espécies e uma medida que não é influenciada pelo número de espécies se torna altamente confiável (Petchey e Gaston, 2006; Cianciaruso et al., 2009). No entanto, este novo enfoque não representa uma substituição aos tradicionais índices taxonômicos e sim um complemento aos mesmos para um efetivo monitoramento da biodiversidade (Vandewalle et al., 2010).

A avaliação de mudanças funcionais das comunidades em conjunto com a composição de espécies pode ser um grande passo em direção à compreensão da relação entre padrões ecológicos, práticas de manejo e produção de serviços ecossistêmicos (Mason et al., 2005; Petchey et al., 2007). Considerando o entendimento dos efeitos da construção da barragem de Santo Antônio é possível destacar que o represamento do rio Madeira não causou grandes alterações para a comunidade zooplanctônica tanto em nível taxonômico como funcional, já que as elevadas equitabilidades das espécies durante os últimos anos não foram associadas a um aumento da riqueza ou da diversidade de espécies e principalmente a um aumento da diversidade e equitabilidade funcional. Essas pequenas alterações podem estar relacionadas ao fato da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio ser uma usina do tipo fio d' água, o que ocasiona menor impacto sobre as comunidades se comparada às usinas tradicionais, de acumulação, como já destacado no segundo capítulo dessa tese.

### **Referências Bibliográficas**

ALLAN, J D. 1996. Stream ecology: structure and function of running waters. *Chapman & Hall*, New York, 388p.

BARNETT, AJ. e BEISNER, BE. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, v.88: 1675–86.

BARNETT, AJ.; FINLAY, K.; BEISNER, BE. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, v.52: 796–813.

BATALHA, MA.; CIANCIARUSO, MV.; MOTTA Jr., JC. 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, v.8: 34-39.

BONECKER, CC.; NAGAE, M.; BLETTER, MCM.; VELHO, LFM., LANSAC-TÔHA, FA. 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, v.579: 115-123.

CALIJURI, MC. e TUNDISI, JG. 1990. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Brazilian Journal of Biology*, v.50, n.4: 893-913.

CIANCIARUSO, MV.; BATALHA, MA.; GASTON, KJ.; PETCHEY, OL. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v.90: 81–89.

CIANCIARUSO, MV.; SILVA, IA.; BATALHA, MA.; GASTON, KJ.; PETCHEY OL. 2012. The role of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: moving from species to individuals. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v.14: 205-216.

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; FALCZUK, V.; CASONOVES, F.; MILCHUNAS, DG.; SKARPE, C.; RUSCH, G.; STERNBERG, M.; NOY-MEIR, I.; LANDSBERG, J.; ZHANG, W.; CLARK, H.; CAMPBELL, BD. 2007. Plant trait responses to grazing -a global synthesis. *Global Change Biology*, v.13: 313-341.

ELMOOR-LOUREIRO, LM. 1997. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. *Brasilia: Editora Universa*. 156 p.

GASC, A.; SUEUR, J.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V.; GRANDCOLAS, P.; BURROW, C.; DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S. 2013. Assessing biodiversity with sound: Do acoustic

diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? *Ecological Indicators*, v.25: 279–287.

GOLTERMAN, HL.; CLYMO, RS.; OHNSTAD, MAM. 1978. Methods for chemical analysis of freshwater. (IBP Handbook, n.8 2nd ed.). *Oxford: Blackwell Scientific Publications*, 213 p.

GOMES e SOUZA, MB. 2008. Guia das tecamebas: Bacia do Rio Peruaçu. Subsídio para a conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco. Belo Horizonte. *Editora UFMG*. 159 p.

HAMMER, O.; HARPER, DAT.; RIAN, PD. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37.

HIDASI-NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, MV. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, v.15: 407–415.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. Berlin: *Gebriider Bernträger*, 1010 p.

KOSTE, W. e ROBERTSON, BA. 1983. Taxonomics studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n.2: 225-254.

KOSTE, W. e SHIEL, RJ. 1986. Rotifera from Australian Inland waters I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v.37: 765-792.

LALIBERTÉ, E. e LEGENDRE, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v.91: 299–305.

LALIBERTÉ, E.; NORTON, DA.; SCOTT, D. 2013. Contrasting effects of productivity and disturbance on plant functional diversity at local and metacommunity scales. *Journal of Vegetation Science*, v.24: 834-842.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

LITCHMAN, E.; DE TEZANOS PINTO, P.; KLAUSMEIER, CA.; THOMAS, MK.; YOSHIYAMA, K. 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, v.653: 15–28.

LITCHMAN, E.; OHMAN, MD.; KIORBOE, T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, v.35: 473–484.

LONGHI, M. L. e BEISNER, B.E. 2010. Patterns in taxonomic and functional diversity of lake phytoplankton. *Freshwater Biology*, v.55: 1349–1366.

MACKERETH, FJH.; HERON, J.; TAILING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biology Association Scientific Publication, Kendal: Titus Wilson e Sons. Ltda*, 117 p.

MAGURRAN, AE. 1998. Ecological diversity and its measurement. *New Jersey: Princerton Univerty Press*. 179p.

MAGURRAN, AE. 2004. Measuring Biological Diversity. *Oxford: Blackwell Publishing Ltda*. 213p.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia. Barcelona: Omega*, 1010p.

MASON, NWH.; MOUILLOT, D.; LEE, WG.; WILSON, JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, v.111: 112-118

MOUCHET, M.; VILLÉGER, S.; MASON, NW.; MOUILLOT, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, v.24: 867-876.

NOGRADY, T.; WALLACE, RL.; SNELL, TW. 1993. Rotifera: biology, ecology and systematic. In: DUMONT, HJF. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic Publishing*, v.1: 1-142.

NOGRADY, T. e SEGERS, H. 2002. Rotifera 6. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In.: DUMONT, HJ. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18. (Eds) *Backhuys Publishers BV*, Dordrecht, The Netherlands. 264 p.

NUSH, EA. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, v.14: 14-36.

PAGGI, JC e JOSÉ de PAGGI, S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná médio. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.3: 685-719.

PÁLFFY, K.; PRÉSING, M.; VÖRÖS, L. 2013. Diversity patterns of trait-based phytoplankton functional groups in two basins of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary) with different trophic state. *Aquatic Ecology*, v.47: 195–210.

PAVOINE, S. e BONSALL, MB. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological reviews*, v.86: 792–812.

PETCHEY, OL. e GASTON, KJ. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v.5: 402–411.

PETCHEY, OL. e GASTON, KJ. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, v.9: 741–58.

PETCHEY, OL.; EVANS, KL.; FISHBURN, IS.; GASTON, KJ. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, v.76: 977-985.

R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.



REID, JW. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, n.9: 17-143.

REYNOLDS, C.; HUSZAR, V.; KRUK C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v.24: 417-428.

RICKLEFS, RD. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, v.235: 167-171.

RICOTTA, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica*, v.53: 29-38.

SAFI, K.; CIANCIARUSO, MV.; LOYOLA, RD.; BRITO, D.; AR-MOUR-MARSHALL, K.; DINIZ-FILHO, JAF. 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, v.366: 2536-2544.

SANTOS-SILVA, EN. 2008. Calanoid Copepods of the Families Diaptomidae, Pseudodiaptomidae, and Centropagidae from Brazil. *Biologia Geral e Experimental*, v.8: 3-67.

SANTOS-SILVA, EN.; ROBERTSON, BA; REID, J.; HARDY, ER. 1989. Atlas de copépodos planctônicos, Calanoida e Cyclopoida (Crustacea), da Amazônia Brasileira. Volume I. Represa de Curuá-Una, Pará. *Revista brasileira de Zoologia*, v.4, n.6: 725-758.

SAX, DF. e GAINES, SD. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, v.18, n.11: 561-566.

SEGRS, H. 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta) In: Dumont, H.J.F. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic*, v.2. 226 p.

SEGGERS, H. e SHIEL, R.J. 2003. Microfaunal diversity in a biodiversity hotspot: new rotifers from Southwestern Australia. *Zoological Studies*, v.42, n.4: 516-521.

SHANNON, C.E. e WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communication. *Urbana, University of Illinois Press*.

SHIEL, R.J. e KOSTE, W. 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.116, n.1: 1-27.

SHIEL, R.J. e KOSTE, W. 1993. Rotifera from Australian waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.117: 111-139.

SILVA, W.M. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 154 p.

SILVA, W.M. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 2005. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n.3: 521-531.

SILVA, D.M.; BATALHA, M.A.; CIANCIARUSO, M.V. 2013. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasílica*, v.27, n.3: 490-497.

SINEV, A.Y. 2001. Redescription of *Alona glabra* Sars, 1901, a South American species of the *pulchella*-group (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta*, v.10, n.4: 273-280.

SMIRNOV, N.N. 1974. Crustacea: Chydoridae. Jerusalém: *Israel Program for Scientific Translation*. 644 p.

SOBRAL, F. e CIANCIARUSO, M. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*, v.28: 617–631.

SODRÉ, EO. 2014. Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica em um lago de planície de inundação. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro/RJ.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, JG.; KUTNER, MB. 1965. Plankton studies in a magrove. IV: size fraction of phytoplankton. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.26: 39-42.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, v.277: 1300-1302.

TILMAN, D.; REICH, PB.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, v.294: 843-5.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT, H.J. 2005. Redescription of *Leydigia parva* Daday, 1905 and assignment to *Parvalona* gen. nov. (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). *Journal of Natural History*, v.39, n.23: 2125-2136.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT., HJ. 2010. A checklist of names in *Alona* Baird 1843 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) and their current status: an analysis of the taxonomy of a lump genus. *Zootaxa*, v. 2330: 1–63.

VANDEWALLE, M.; DE BELLO, F.; BERG, MP.; BOLGER, T.; DOLÉDEC, S.; DUBS, F.; FELD, CK.; HARRINGTON, R.; HARRISON, PA.; LAVOREL, S.; MARTINS DA SILVA, P.; MORETTI, M.; NIEMELÄ, J.; SANTOS, P.; SATTLER, T.; SOUSA, JP.; SYKES, MT.; VANBERGEN, AJ.; WOODCOCK, BA. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, v.19: 2921-2947.

VANNOTE, RL.; MINSHALL, GW.; CUMMINS, KW.; SEDELL, JR.; CUSHING, CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.37: 130-137.

VILLÉGER, S.; MASON, NWH.; MOUILLOT, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v.89: 2290–2301.

VOGT, R.J.; PERES-NETO, P.R.; BEISNER, B.E. 2013. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, 122: 1700–1709.

WEBB, CT.; HOETING, JA.; AMES, GM.; PYNE, MI.; LEROY-POFF, N. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, v.13: 267–83.

WEITHOFF, G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, v.48: 1669-1675.

## Capítulo 4.5 O uso de grupos substitutos no monitoramento da comunidade zooplanctônica de rios amazônicos

### Resumo

Nos monitoramentos de ecossistemas aquáticos diferentes comunidades biológicas são utilizadas como indicadoras da qualidade ambiental, além de diversas variáveis físicas e químicas. O uso combinado de todas essas variáveis tem aumentado o potencial de detecção das causas e de avaliação dos efeitos dos estressores mais comuns desses ecossistemas. No entanto, como uma forma de obtenção mais rápida de resultados, mas ainda assim garantindo a eficiência dos estudos ambientais, o conceito de grupos substitutos (*surrogates*) tem sido utilizado pressupondo a existência de concordância entre diferentes assembleias biológicas. Considerando esses aspectos, o presente estudo visa testar o uso de grupos substitutos dentro da comunidade zooplanctônica verificando os padrões de concordância entre as abundâncias e a composição dos seus principais grupos (rotíferos, copépodes, cladóceros e protozoários) e sujeitos a diferentes condições ambientais. Para isso amostragens trimestrais foram realizadas para as variáveis físicas, químicas e para o zooplâncton em sete rios localizados na bacia do rio Madeira, durante quatro anos caracterizados pela construção da usina hidrelétrica de Santo Antônio. Os valores registrados para as análises de concordâncias entre os grupos foram de baixa significância e também altamente variáveis entre os períodos hidrológicos (águas baixas, enchente, águas altas e vazante) e entre os anos de amostragem (pré e pós-barramento do rio Madeira). No entanto maiores concordâncias foram verificadas entre cladóceros e copépodes, o que está associado ao fato destes grupos serem filogeneticamente mais próximos em relação aos demais grupos. A falta de concordância entre determinadas assembleias sugere que cada grupo taxonômico estudado tem uma resposta única às variáveis ambientais. No rio Madeira e em seus tributários nota-se diferentes padrões de abundância e riqueza do zooplâncton de acordo com o período hidrológico e anos amostrados, as quais podem ser relacionadas às diferenças verificadas para as variáveis físicas e químicas, cujos valores também se diferenciaram. Podemos concluir que para a bacia do rio Madeira os resultados sugerem que não seria recomendável utilizar a abordagem de grupos substitutos para o zooplâncton e estudos voltados para a avaliação ambiental da região devem considerar todas as assembleias zooplanctônicas amostradas.

*Palavras-chave:* rio Madeira; tributários do rio Madeira; *surrogates*; UHE de Santo Antônio; zooplâncton

### 4.5.1 Introdução

Nos monitoramentos de ecossistemas aquáticos diferentes comunidades biológicas são utilizadas como indicadores da qualidade ambiental tais como macrófitas, peixes, macroinvertebrados bentônicos, fitoplâncton e zooplâncton, além de diversas variáveis físicas e químicas como pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e concentrações de nutrientes. O uso combinado de todas essas variáveis tem aumentado o potencial de detecção das causas e avaliação dos efeitos dos estressores mais comuns desses ecossistemas (Buss et al., 2008).

Eficientes programas de monitoramento ambiental demandam tempo, recursos financeiros e taxonomistas treinados e atualizados (Lovett et al., 2007) e por isso, muitas vezes, na prática, apenas alguns grupos biológicos ou apenas variáveis físicas e químicas são avaliadas e os resultados são extrapolados para todo o ecossistema (Paavola et al., 2006). Nesse caso, considera-se que as comunidades respondem de maneira similar às alterações ambientais e que pode ser usado um ou outro grupo específico como indicador (Paszkowski e Tonn, 2000) e ignora-se a teoria de que cada grupo ou espécie apresenta requerimentos ambientais diferenciados (Hutchinson, 1957).

De fato, como uma forma de apresentar resultados mais rápidos em monitoramentos ambientais o termo grupos substitutos (*surrogates*) tem sido usado na ecologia moderna pressupondo a existência de concordância entre diferentes assembleias biológicas. Um elevado nível de concordância, ou seja, elevado nível de similaridade entre as estruturas das assembleias de diferentes grupos taxonômicos, permitiria o uso de apenas um grupo em estudos de impactos ambientais (Paszkowski e Tonn, 2000; Heino 2010). Por exemplo, se a composição de espécies de um determinado grupo taxonômico representa a variabilidade da composição de outro grupo, áreas impactadas podem ser identificadas por qualquer um dos grupos concordantes. Isso resolveria algumas dificuldades e limitações de tempo e recursos necessários em pesquisas que abrangem um grande número de variáveis (Heino, 2010; Bini et al., 2008).

Estudos que abordam as concordâncias entre diferentes grupos taxonômicos têm crescido rapidamente (Bini et al., 2008), no entanto a validação do uso de grupos substitutos depende da comunidade a ser estudada. Por exemplo, Bilton et al. (2006) avaliaram o desempenho de quatro grupos taxonômicos de macroinvertebrados bentônicos

(Chironomidae, Coleoptera, Gastropoda e Trichoptera) em diferentes lagoas e relataram que os padrões de similaridade entre esses grupos foram satisfatórios e sendo assim, recomendaram o uso dos coleópteros como um grupo substituto nas análises de monitoramento. Por outro lado, Carneiro (2007) analisando diferentes classes fitoplanctônicas registrou baixos padrões de concordâncias entre estas e sugeriu que o uso de grupos substitutos para essa comunidade seria inadequado, demonstrando que diferentes gradientes ambientais estariam atuando sobre a estrutura de cada uma das classes. Portanto, a utilização de certos grupos taxonômicos como substitutos é válida apenas se existir um elevado nível de concordância entre eles (Pinto et al., 2008).

A comunidade zooplanctônica é um grupo taxonômico diversificado e frequentemente utilizado como indicador ambiental em ecossistemas aquáticos (Bonecker et al., 2007). O termo zooplâncton compreende organismos de tamanhos variados, de poucos micrômetros até alguns milímetros e é representado, principalmente, por rotíferos, copépodes, cladóceros e protozoários (Esteves, 1988). Sendo assim, o objetivo desse estudo foi avaliar o nível de concordância entre os diferentes grupos de organismos que constituem a comunidade zooplanctônica de rios amazônicos localizados na bacia do rio Madeira (RO).

O presente estudo visa testar o uso de grupos substitutos dentro da comunidade zooplanctônica verificando os padrões de concordância entre as abundâncias e a composição dos diferentes grupos identificados (rotíferos, copépodes, cladóceros e protozoários) e impostos a diferentes condições ambientais. Essas condições foram relacionadas aos períodos hidrológicos dos rios (águas baixas, enchente, águas altas e vazante) e também às diferentes fases de um empreendimento hidrelétrico da região (pré e pós-barramento do rio Madeira).

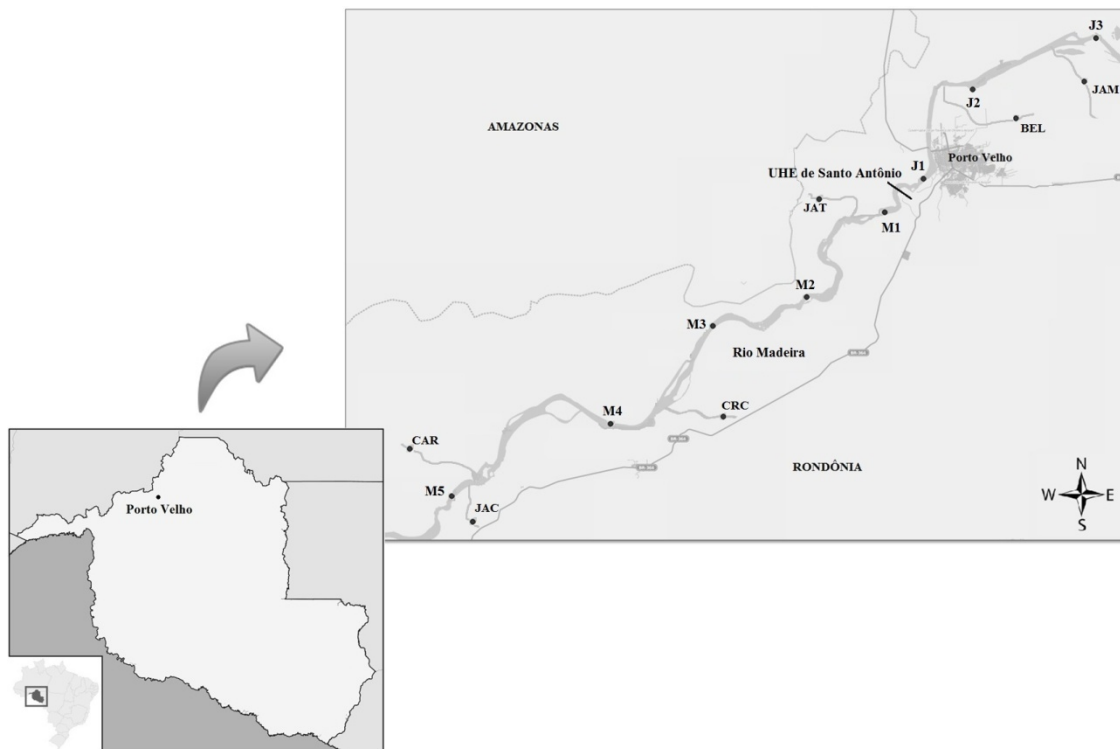
#### **4.5.2 Materiais e Métodos**

##### *Área de estudo*

A área de estudo situa-se na região noroeste do estado de Rondônia (RO), próximo à cidade de Porto Velho. A área se estende por um trecho de cerca de 300 Km e pertence à sub-bacia hidrográfica do rio Madeira. No local está localizada a barragem da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio, a qual está distante a cerca de 7 Km de Porto Velho.

As amostragens das variáveis físicas, químicas e do zooplâncton foram realizadas no rio Madeira (RM), para o qual foram estabelecidas oito estações, sendo cinco localizadas a montante (M) da barragem da UHE de Santo Antonio e três a jusante (J). Além destes, foram

amostradas seis estações em diferentes tributários do rio Madeira, os quais são representados pelos rios: Caripuna (CAR), Caracol (CRC), Jaci-Paraná (JAC), Jatuarana (JAT), Belmont (BEL) e Jamari (JAM) (Figura 4.5.2-1).



**Figura 4.5.2-1.** Mapa com a localização da UHE de Santo Antônio e das estações amostradas na bacia do rio Madeira, Rondônia - Brasil (Coordenadas de amostragem: rio Madeira – M5 (9°12'39" S/64°37'15" W), M4 (9°10'25" S/64°28'39" W), M3 (9°01'39" S/64°16'44" W), M2 (8°55'36" S/64°04'56" W), M1 (8°50'31" S/63°59'42" W), J1 (8°47'17" S/63°55'53" W), J2 (8°38'34" S/63°51'00" W), J3 (8°18'33" S/63°23'32" W); rio Caripuna (CAR) – (9°11'43" S/64°37'25" W); rio Jaci-Paraná (JAC) - (9°17'20" S/64°23'53" W); rio Caracol (CRC) – (9°11'48" S/64°22'29" W); igarapé Jatuarana (JAT) – (8°49'46" S/64°02'58" W); igarapé Belmont (BEL) – (8°38'13" S/63°52'02" W); rio Jamari (JAM) – (8°35'56" S/63°48'21" W).

#### *Amostragens e análises em laboratório*

As amostragens foram realizadas trimestralmente durante as fases da implantação da UHE de Santo Antônio, com início em outubro de 2009 e término em julho de 2013. Os dois primeiros anos foram representados pelas fases de instalação da barragem (pré-barramento), o terceiro ano pela fase de enchimento e estabilização do reservatório e o quarto ano pela fase de operação da usina (pós-barramento). A periodicidade trimestral das amostragens foi planejada em função dos períodos hidrológicos dos rios da região, denominados como: Águas baixas (ab), Enchente (e), Águas altas (aa) e Vazante (v).



O zooplâncton foi coletado por meio de uma bomba motorizada marca Sthil, em baixa rotação, e concentrado em rede de plâncton com abertura de malha de 68 µm em diferentes profundidades, dependendo do período hidrológico amostrado. O volume filtrado foi de 200 litros. Os organismos foram conservados em solução de formaldeído, com concentração final de 4 %. As análises qualitativas e quantitativas foram realizadas sob microscópio estereoscópico Zeiss com aumento de até 50x e sob microscópio óptico com aumento de 100x. Foram utilizadas sub-amostras ou a amostra total (espécies raras) para a contagem dos organismos pertencentes aos grupos Cladocera e Copepoda, a qual foi realizada em placas de acrílico quadriculadas,. Para os Rotifera e os protozoários sub-amostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter.

Os parâmetros ambientais aferidos durante todo o período de amostragem foram: a transparência da água, a qual foi medida pela leitura do desaparecimento visual do disco de Secchi; a extensão da zona eufótica pela multificação do valor médio de transparência da água pelo coeficiente empírico de 2,7 (Margalef, 1983); a temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez foram mensuradas *in situ*, em toda a coluna d' água, utilizando-se uma sonda multi-parâmetros; as concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram determinadas por espectrofotometrias específicas seguindo as metodologias descritas por Golterman et al. (1978) e Mackereth et al. (1978); as concentrações dos sólidos totais pela técnica gravimétrica descrita em Teixeira et al. (1965); e as concentrações de clorofila *a* pela extração com álcool 80% e posteriormente por espectrofotometria descrita em Nush (1980).

#### *Análise dos dados*

Para verificar a existência de correlações entre os parâmetros ambientais e os grupos da comunidade zooplânctônica foi aplicada a análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o software CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer, 2002). Durante essa análise foi verificado ainda o nível de significância dos parâmetros ambientais em relação aos parâmetros bióticos pelo teste de Monte Carlo, com 999 permutações randômicas, estabelecendo-se o valor de  $p \leq 0,5$ .

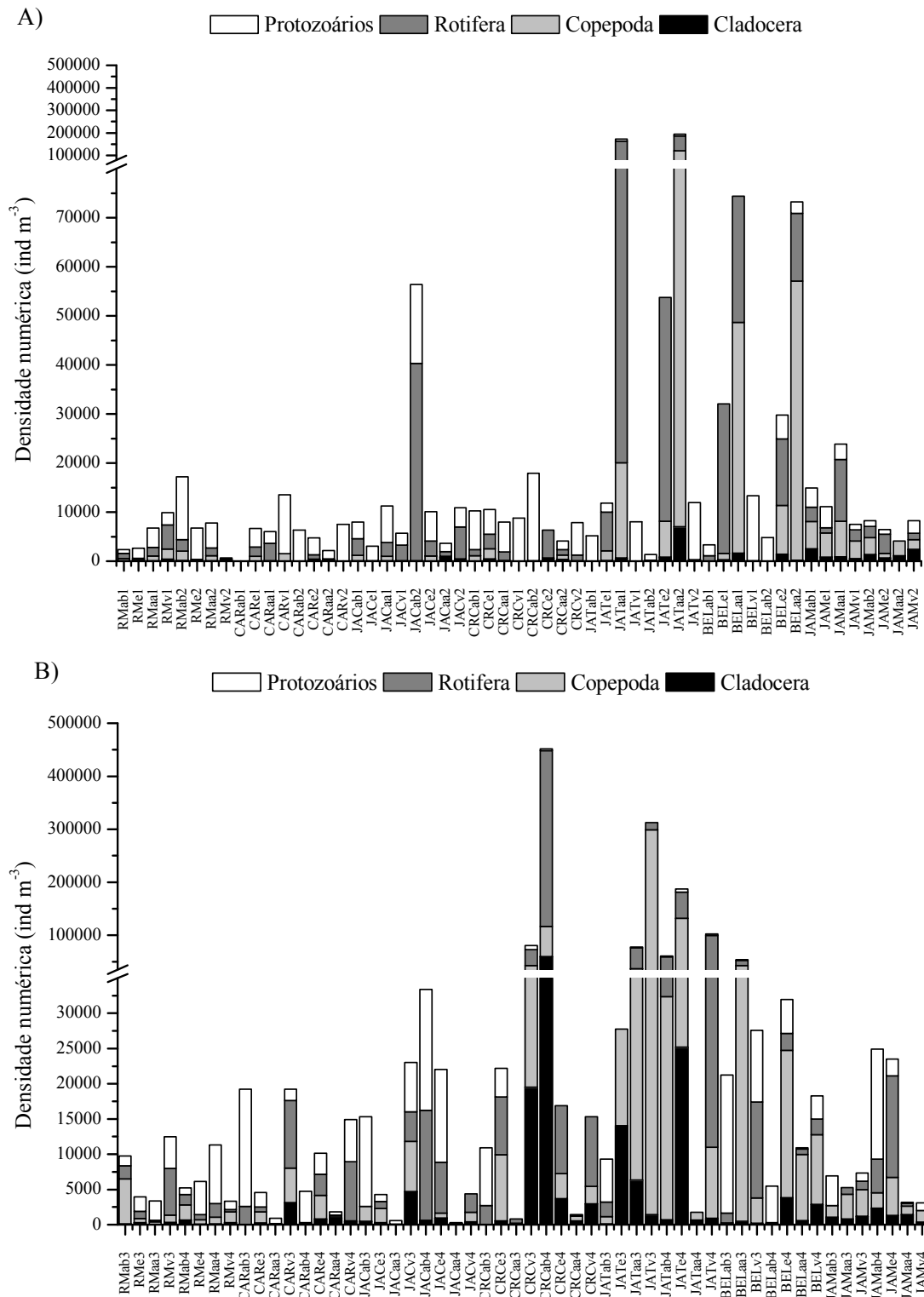
Análises de Correspondência “Detrended” (DCA; Hill & Gauch, 1980) foram realizadas para resumir os padrões espaciais na densidade e composição dos grupos da comunidade zooplânctônica (rotíferos, copépodes, cladóceros e protozoários) dos rios analisados em cada período de amostragem (águas baixas, enchente, águas altas e vazante). Antes de realizar as DCAs, os dados de densidade foram transformados (log densidade +1).

Para avaliar o nível de concordância entre os grupos zooplanctônicos analisados, os escores dos primeiros quatro eixos derivados das DCAs calculados separadamente para cada grupo e em cada período amostrado foram utilizados em uma análise de Procrustes (Peres-Neto e Jackson, 2001). Esta análise fornece uma medida de correlação ( $r$ ) e de distância ( $m^2$ ) as quais variam de 0 a 1. O nível de correlação das matrizes ( $r$ ) é mais alto quando o valor é próximo de 1. Já o nível de concordância entre as ordenações que estão sendo comparadas, medido pelos valores de distância ( $m^2$ ), é maior quanto mais próximo de zero, ou seja, quanto menor o valor de  $m^2$ , maior é a sobreposição entre as matrizes e maior é a similaridade entre elas. A significância da análise de Procrustes (PROTEST) foi testada pelo teste de Monte Carlo por meio de 10.000 permutações (Jackson, 1995).

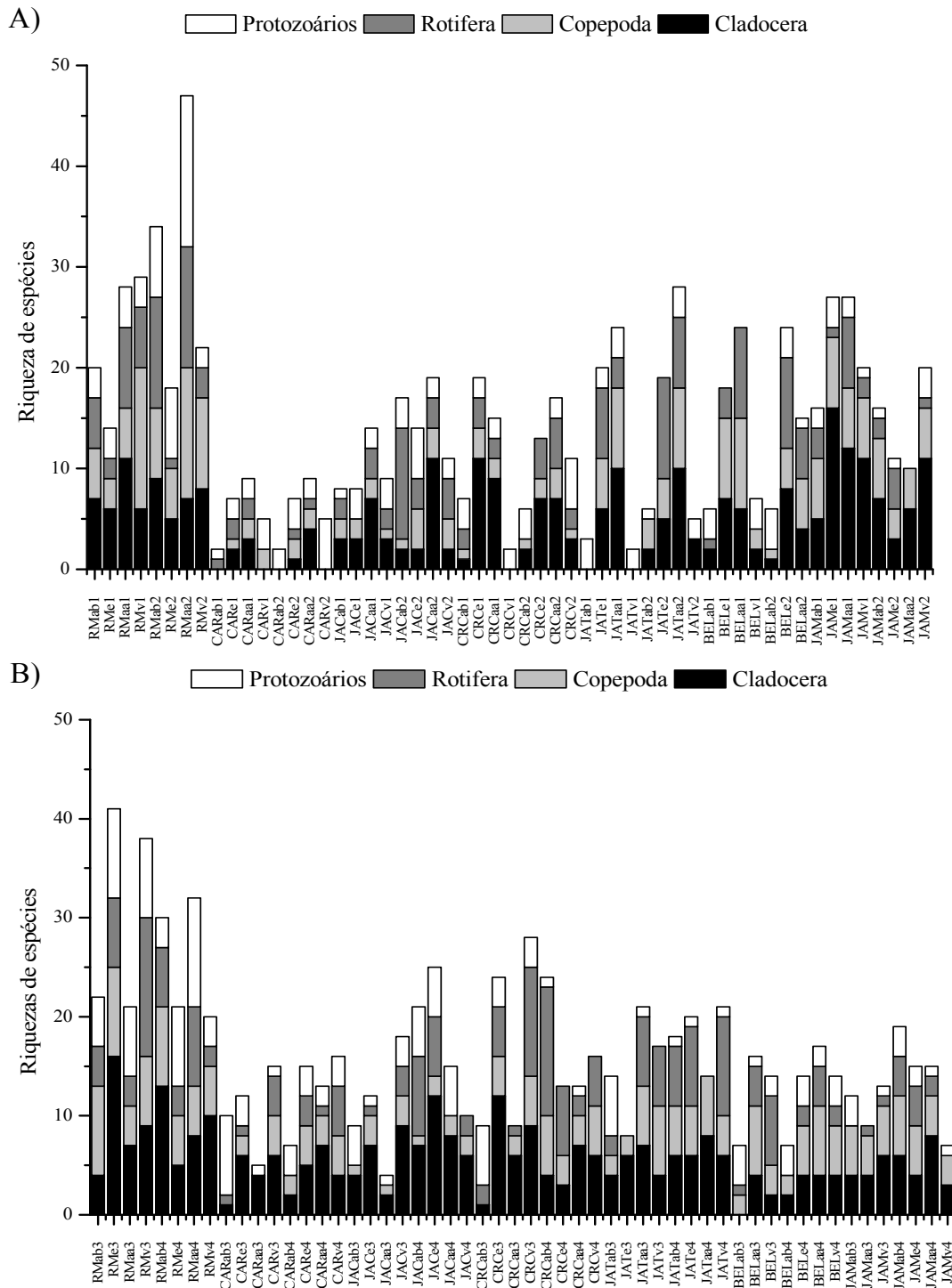
As análises descritas acima foram realizadas no software gratuito R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014), utilizando o pacote Vegan e as funções decorana e procrustes.

#### 4.5.3 Resultados

Considerando os sete rios amostrados foram identificados 204 táxons, sendo 78 destes representantes do grupo Rotifera, 57 do grupo Cladocera, 37 entre os protozoários e 32 táxons para o grupo Copepoda. Os valores de densidade variaram de 12 (CARab1) a 194.374 (JATaa2) ind  $m^{-3}$  na fase pré-barramento e de 302 (JACaa4) e 451.664 (CRCab4) ind  $m^{-3}$  na fase pós-barramento. As espécies *Bosminopsis negrensis* e *Moina minuta* foram os cládoceros mais abundantes, além dos rotíferos *Conochillus coenobasis* e *Cephalodella* sp., dos protozoários *Arcella vulgaris* e *Diffugia corona* e das fases de náuplios e copepoditos dos Copepoda Calanoida e Cyclopoida. As maiores riquezas de espécies foram registradas no rio Madeira (47 táxons em aa2 e 41 táxons em e3) e as menores nos rios Caripuna (apenas 2 táxons em ab1) e Jaci-Paraná (4 táxons em aa3) (Figuras 4.5.3-1 e 4.5.3-2).



**Figura 4.5.3-1.** Densidade numérica ( $\text{ind m}^{-3}$ ) total dos grupos da comunidade zooplancônica amostrada na bacia do rio Madeira (RO) durante as fases de pré-enchimento (A) e pós-enchimento (B) da UHE de Santo Antônio (RM – rio Madeira, CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – igarapé Jatuarana; BEL – igarapé Belmont; JAM – rio Jamari; ab – águas baixas; e – enchente; aa – águas altas; v – vazante; 1 – primeiro ano; 2 – segundo ano; 3 – terceiro ano; 4 – quarto ano).



**Figura 4.5.3-2.** Riqueza dos grupos da comunidade zooplancônica amostrada na bacia do rio Madeira (RO) durante as fases de pré-enchimento (A) e pós-enchimento (B) da UHE de Santo Antônio (RM – rio Madeira, CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – igarapé Jatuarana; BEL – igarapé Belmont; JAM – rio Jamari; ab – águas baixas; e – enchente; aa – águas altas; v – vazante; 1 – primeiro ano; 2 – segundo ano; 3 – terceiro ano; 4 – quarto ano).

Os valores obtidos para as variáveis físicas e químicas evidenciaram grande variação entre os rios amostrados. Menores valores de transparência da água e maiores valores de

turbidez, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, nutrientes e sólidos totais foram registrados para o rio Madeira tanto na fase pré como na fase pós-enchimento do reservatório. No geral, os rios apresentam alta concentração de nitrogênio total e baixa concentração de clorofila *a*, assim como baixa condutividade elétrica e baixa transparência da água (Tabela 4.5.3-1).

**Tabela 4.5.3-1.** Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais registradas nos rios amostrados na bacia do rio Madeira (RO) durante as fases pré e pós-enchimento da UHE de Santo Antônio (Transp – Transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp – Temperatura; Cond – Condutividade; Turb – Turbidez; OD – Oxigênio dissolvido; St – Sólidos totais; Nt – Nitrogênio total; Pt – Fósforo total, Cla – Clorofila *a*).

|                | Transp      | Zeu        | Temp       | Cond        | pH        | Turb          | OD         | St            | Nt             | Pt            | Cla         |
|----------------|-------------|------------|------------|-------------|-----------|---------------|------------|---------------|----------------|---------------|-------------|
| Pré-enchimento |             |            |            |             |           |               |            |               |                |               |             |
| RM             | 0,1 ± 0,05  | 0,3 ± 0,2  | 28,1 ± 1,1 | 92,7 ± 28,1 | 7,2 ± 0,4 | 308,3 ± 216,9 | 7,0 ± 1,2  | 319,0 ± 200,1 | 894,4 ± 321,0  | 276,0 ± 138,9 | 4,0 ± 3,6   |
| CAR            | 0,7 ± 0,4   | 2,0 ± 1,2  | 25,7 ± 2,6 | 11,0 ± 5,1  | 5,7 ± 0,8 | 18,3 ± 13,4   | 6,6 ± 1,1  | 63,2 ± 20,8   | 614,0 ± 304,4  | 41,2 ± 24,3   | 3,1 ± 2,9   |
| JAC            | 0,5 ± 0,4   | 1,6 ± 1,1  | 27,3 ± 2,7 | 33,1 ± 20,3 | 6,5 ± 0,3 | 117,0 ± 186,9 | 5,8 ± 2,0  | 222,3 ± 305,9 | 979,5 ± 516,6  | 163,2 ± 252,6 | 4,7 ± 4,2   |
| CRC            | 0,5 ± 0,4   | 1,7 ± 1,2  | 27,7 ± 1,0 | 9,7 ± 1,7   | 5,7 ± 0,3 | 28,7 ± 35,7   | 5,1 ± 2,0  | 56,5 ± 81,3   | 729,7 ± 448,1  | 50,3 ± 40,2   | 2,6 ± 3,1   |
| JAT            | 1,0 ± 0,5   | 3,1 ± 1,7  | 26,2 ± 1,3 | 12,4 ± 4,5  | 5,7 ± 0,6 | 15,5 ± 11,5   | 4,7 ± 1,4  | 84,1 ± 59,9   | 878,7 ± 391,7  | 37,0 ± 11,2   | 3,9 ± 5,4   |
| BEL            | 0,9 ± 0,4   | 2,6 ± 1,3  | 27,4 ± 1,2 | 40,7 ± 31,9 | 5,9 ± 0,5 | 12,9 ± 8,7    | 3,5 ± 2,2  | 74,3 ± 48,6   | 1161,4 ± 216,7 | 36,4 ± 5,7    | 8,8 ± 17,2  |
| JAM            | 0,5 ± 0,5   | 0,8 ± 1,0  | 28,9 ± 1,4 | 67,6 ± 32,1 | 6,5 ± 0,5 | 126,7 ± 95,5  | 5,4 ± 2,1  | 145,7 ± 106,1 | 1074,7 ± 338,0 | 80,8 ± 53,7   | 5,6 ± 7,0   |
| Pós-enchimento |             |            |            |             |           |               |            |               |                |               |             |
| RM             | 0,05 ± 0,01 | 0,2 ± 0,02 | 28,2 ± 1,7 | 84,1 ± 21,5 | 6,9 ± 0,4 | 341,9 ± 170,8 | 7,5 ± 0,7  | 397,5 ± 265,3 | 1883,5 ± 844,6 | 301,9 ± 135,9 | 2,12 ± 0,9  |
| CAR            | 0,7 ± 0,3   | 2,2 ± 1,0  | 26,3 ± 2,3 | 9,8 ± 3,9   | 5,7 ± 0,4 | 55,6 ± 127,5  | 5,5 ± 2,0  | 154,2 ± 251,8 | 624,0 ± 422,2  | 105,5 ± 206,9 | 3,3 ± 2,4   |
| JAC            | 0,7 ± 0,5   | 2,2 ± 1,4  | 27,9 ± 2,2 | 12,0 ± 5,5  | 6,1 ± 0,5 | 28,1 ± 31,2   | 6,1 ± 1,1  | 48,7 ± 64,5   | 922,4 ± 540,6  | 43,1 ± 19,7   | 4,0 ± 3,1   |
| CRC            | 0,6 ± 0,4   | 1,9 ± 1,1  | 28,2 ± 1,1 | 30,9 ± 23,3 | 6,5 ± 0,3 | 23,5 ± 18,5   | 5,0 ± 1,7  | 61,5 ± 36,6   | 962,3 ± 661,1  | 48,2 ± 34,7   | 1,74 ± 1,18 |
| JAT            | 0,4 ± 0,3   | 1,1 ± 1,0  | 27,3 ± 1,5 | 35,2 ± 19,6 | 6,2 ± 0,6 | 88,2 ± 104,3  | 5,1 ± 0,9  | 73,9 ± 71,7   | 1234,9 ± 524,1 | 75,6 ± 48,7   | 5,4 ± 5,4   |
| BEL            | 0,7 ± 0,3   | 3,0 ± 2,1  | 27,9 ± 2,4 | 22,3 ± 21,1 | 5,7 ± 1,0 | 22,6 ± 30,4   | 4,9 ± 1,7  | 57,3 ± 44,9   | 1299,3 ± 588,2 | 45,8 ± 34,2   | 1,7 ± 1,3   |
| JAM            | 0,7 ± 0,3   | 1,8 ± 1,3  | 27,9 ± 1,4 | 30,6 ± 15,5 | 6,2 ± 0,7 | 55,3 ± 89,2   | 4,5 ± 2,17 | 98,4 ± 86,6   | 1301,6 ± 545,5 | 84,1 ± 59,2   | 3,1 ± 2,2   |

Os resultados da análise de Procrustes revelaram que as matrizes geradas tanto pelos valores de densidade numérica como pelos dados de composição das espécies dos principais grupos identificados para a comunidade zooplânctônica da bacia do rio Madeira apresentam baixa similaridade em todos os períodos amostrados em ambas as fases (pré e pós-barramento). A maioria dos valores de concordância ( $m^2$ ) situaram-se entre 0,8 e 1, sendo o menor valor registrado de 0,6 enquanto a maioria dos valores de correlação ( $r$ ) situaram-se entre 0,2 e 0,5, sendo o maior valor o de 0,65. Além disso, baixa significância ( $p$ ) para as análises foram registradas. No geral, as ordenações mais concordantes foram registradas para os grupos Copepoda e Cladocera (Tabelas 4.5.3-2 e 4.5.3-3).

Além das similaridades verificadas entre Cladocera e Copepoda, ainda que de baixa significância, maiores padrões de concordância em relação à densidade numérica também foram verificados entre os protozoários e os grupos Cladocera (águas altas, vazante, todos os períodos pré-enchimento) e Copepoda (águas baixas e vazante pós-enchimento) (Tabela 2). Esses mesmos grupos foram concordantes em relação à composição de espécies durante os períodos de águas altas e vazante nas fases pré e pós-enchimento. Além disso, nota-se maior concordância entre a composição dos cladóceros e dos rotíferos quando todos os períodos foram analisados conjuntamente na fase pré-enchimento (Tabela 4.5.3-3).

**Tabela 4.5.3-2.** Resultados da análise de Procrustes com valores de “*r*” acima da diagonal principal, valores de “*m*<sup>2</sup>” abaixo da diagonal principal e valores significativos em negrito ( $p < 0,05$ ) utilizando os dados de densidade das espécies de cada grupo constituinte da comunidade zooplancônica da bacia do rio Madeira (RO).

|                   |           | Pré-enchimento |              |             |             | Pós-enchimento |              |             |             |
|-------------------|-----------|----------------|--------------|-------------|-------------|----------------|--------------|-------------|-------------|
|                   |           | Rotifera       | Protozoários | Cladocera   | Copepoda    | Rotifera       | Protozoários | Cladocera   | Copepoda    |
| Águas baixas      | Rotifera  |                | 0,30         | 0,40        | 0,37        |                | 0,51         | 0,41        | 0,36        |
|                   | Protozoa  | 0,91           |              | 0,24        | 0,33        | 0,74           |              | 0,39        | 0,44        |
|                   | Cladocera | 0,84           | 0,94         |             | 0,53        | 0,83           | 0,85         |             | 0,40        |
|                   | Copepoda  | 0,86           | 0,89         | 0,72        |             | 0,87           | 0,81         | 0,84        |             |
| Enchente          | Rotifera  |                | 0,43         | 0,54        | 0,48        |                | 0,07         | 0,46        | 0,21        |
|                   | Protozoa  | 0,81           |              | 0,52        | 0,50        | 0,99           |              | 0,40        | 0,38        |
|                   | Cladocera | 0,71           | 0,73         |             | 0,59        | 0,79           | 0,84         |             | 0,48        |
|                   | Copepoda  | 0,77           | 0,75         | 0,66        |             | 0,96           | 0,86         | 0,77        |             |
| Águas altas       | Rotifera  |                | 0,20         | 0,12        | 0,26        |                | 0,21         | 0,29        | 0,40        |
|                   | Protozoa  | 0,96           |              | <b>0,55</b> | <b>0,47</b> | 0,96           |              | 0,32        | 0,49        |
|                   | Cladocera | 0,98           | <b>0,69</b>  |             | 0,41        | 0,91           | 0,90         |             | 0,44        |
|                   | Copepoda  | 0,93           | <b>0,78</b>  | 0,83        |             | 0,84           | 0,76         | 0,81        |             |
| Vazante           | Rotifera  |                | <b>0,58</b>  | 0,39        | <b>0,46</b> |                | 0,27         | 0,18        | 0,35        |
|                   | Protozoa  | <b>0,66</b>    |              | <b>0,58</b> | 0,44        | 0,92           |              | 0,45        | <b>0,52</b> |
|                   | Cladocera | 0,85           | <b>0,66</b>  |             | <b>0,46</b> | 0,97           | 0,80         |             | 0,50        |
|                   | Copepoda  | <b>0,78</b>    | 0,81         | <b>0,79</b> |             | 0,88           | <b>0,72</b>  | 0,75        |             |
| Todos os períodos | Rotifera  |                | <b>0,33</b>  | <b>0,34</b> | 0,23        |                | 0,16         | 0,17        | 0,23        |
|                   | Protozoa  | <b>0,89</b>    |              | <b>0,38</b> | <b>0,32</b> | 0,97           |              | <b>0,32</b> | 0,22        |
|                   | Cladocera | <b>0,88</b>    | <b>0,86</b>  |             | 0,27        | 0,97           | <b>0,90</b>  |             | <b>0,34</b> |
|                   | Copepoda  | 0,95           | <b>0,90</b>  | 0,93        |             | 0,95           | 0,95         | <b>0,89</b> |             |

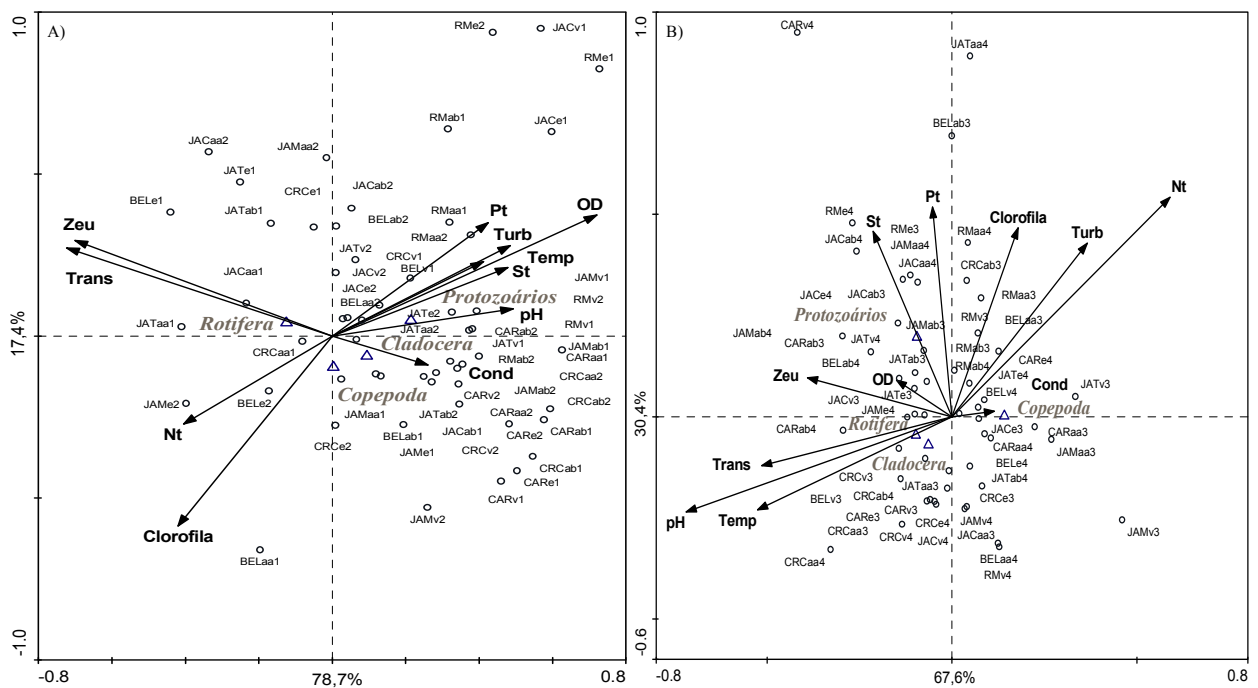
**Tabela 4.5.2-3.** Resultados da análise de Procrustes com valores de “*r*” acima da diagonal principal, valores de “*m*<sup>2</sup>” abaixo da diagonal principal e valores significativos em negrito ( $p < 0,05$ ) utilizando os dados de composição das espécies de cada grupo constituinte da comunidade zooplanctônica da bacia do rio Madeira (RO).

|                   |           | Pré-enchimento |              |             |             | Pós-enchimento |              |             |             |
|-------------------|-----------|----------------|--------------|-------------|-------------|----------------|--------------|-------------|-------------|
|                   |           | Rotifera       | Protozoários | Cladocera   | Copepoda    | Rotifera       | Protozoários | Cladocera   | Copepoda    |
| Águas baixas      | Rotifera  |                | 0,33         | 0,39        | 0,28        |                | 0,42         | 0,39        | 0,36        |
|                   | Protozoa  | 0,89           |              | 0,24        | 0,33        | 0,82           |              | 0,33        | 0,45        |
|                   | Cladocera | 0,85           | 0,94         |             | 0,43        | 0,85           | 0,89         |             | 0,53        |
|                   | Copepoda  | 0,92           | 0,89         | 0,82        |             | 0,87           | 0,79         | 0,72        |             |
| Enchente          | Rotifera  |                | 0,42         | 0,48        | 0,65        |                | 0,32         | 0,36        | 0,43        |
|                   | Protozoa  | 0,82           |              | 0,53        | 0,38        | 0,90           |              | 0,43        | 0,50        |
|                   | Cladocera | 0,77           | 0,77         |             | 0,49        | 0,87           | 0,82         |             | 0,53        |
|                   | Copepoda  | 0,60           | 0,86         | 0,76        |             | 0,82           | 0,75         | 0,72        |             |
| Águas altas       | Rotifera  |                | 0,24         | 0,14        | 0,33        |                | 0,20         | 0,30        | 0,42        |
|                   | Protozoa  | 0,94           |              | <b>0,50</b> | <b>0,50</b> | 0,96           |              | 0,33        | 0,52        |
|                   | Cladocera | 0,98           | <b>0,74</b>  |             | 0,40        | 0,91           | 0,89         |             | 0,50        |
|                   | Copepoda  | 0,89           | <b>0,75</b>  | 0,84        |             | 0,82           | 0,73         | 0,75        |             |
| Vazante           | Rotifera  |                | <b>0,59</b>  | 0,49        | <b>0,57</b> |                | 0,34         | 0,18        | 0,30        |
|                   | Protozoa  | <b>0,65</b>    |              | <b>0,55</b> | 0,53        | 0,88           |              | 0,30        | 0,48        |
|                   | Cladocera | 0,76           | <b>0,70</b>  |             | <b>0,65</b> | 0,97           | 0,90         |             | 0,44        |
|                   | Copepoda  | <b>0,68</b>    | 0,72         | <b>0,60</b> |             | 0,91           | 0,77         | 0,81        |             |
| Todos os períodos | Rotifera  |                | <b>0,33</b>  | 0,41        | <b>0,33</b> |                | 0,14         | 0,18        | 0,25        |
|                   | Protozoa  | <b>0,89</b>    |              | <b>0,32</b> | <b>0,34</b> | 0,98           |              | 0,19        | 0,25        |
|                   | Cladocera | 0,83           | <b>0,89</b>  |             | <b>0,32</b> | 0,97           | 0,96         |             | <b>0,30</b> |
|                   | Copepoda  | <b>0,89</b>    | <b>0,89</b>  | <b>0,90</b> |             | 0,94           | 0,94         | <b>0,91</b> |             |

Pelas análises de correspondência canônica (CCA) aplicadas entre as variáveis ambientais e as abundâncias da comunidade zooplanctônica observa-se que diferentes gradientes ambientais atuam sobre a estrutura dos grupos. Durante a fase de pré-enchimento a CCA aplicada apresentou uma explicabilidade de 96,1% considerando os dois primeiros eixos da análise. Associações significativas, de acordo o teste de Monte Carlo, foram verificadas para as variáveis pH, transparência da água e oxigênio dissolvido. Verifica-se correlação positiva dos protozoários com as variáveis fósforo total, turbidez, oxigênio, temperatura e pH. O grupo Rotifera foi correlacionado com as variáveis transparência da água e profundidade da zona eufótica e os grupos Cladocera e Copepoda com os valores de condutividade elétrica. Nitrogênio total e clorofila *a* foram correlacionados com os três últimos grupos citados,

porém, com menor intensidade. Por essa análise é possível notar que os grupos Cladocera e Copepoda são mais similares entre si do que com os demais grupos (Figura 4.5.3-3A).

Os dois primeiros eixos da CCA aplicada para a fase de pós-enchimento explicou 98,0% da variabilidade dos dados. As variáveis clorofila *a*, pH, condutividade elétrica, fósforo total e zona eufótica tiveram associações significativas com os valores de densidade numérica dos grupos do zooplâncton. Nessa análise os grupos Cladocera e Rotifera foram mais similares e associados com os valores de transparência, temperatura e pH. O grupo Copepoda foi associado aos valores de clorofila *a*, turbidez e nitrogênio total e os protozoários com os valores da profundidade da zona eufótica, oxigênio dissolvido, sólidos totais e fósforo total (Figura 4.5.3-3B).



**Figura 4.5.3-3.** Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada entre as variáveis ambientais e os grupos da comunidade zooplânctônica amostrada na bacia do rio Madeira (RO) durante as fases de pré-barramento (A) e pós-barramento (B) da UHE de Santo Antônio (Trans – transparência; Zeu – zona eufótica; Pt – fósforo total; Nt – nitrogênio total; OD – oxigênio dissolvido; Turb – turbidez; Temp – temperatura; Cond – condutividade; RM – rio Madeira, CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – igarapé Jatuarana; BEL – igarapé Belmont; JAM – rio Jamari; ab – águas baixas; e – enchente; aa – águas altas; v – vazante; 1 – primeiro ano; 2 – segundo ano; 3 – terceiro ano; 4 – quarto ano).



#### 4.5.4 Discussão

Diante da grande necessidade de avaliações dos impactos ambientais de origem antrópica a busca por indicadores biológicos tem sido o enfoque de diversos estudos ecológicos, tanto dentro de uma determinada comunidade como também comparando diferentes níveis tróficos (Paszkowski e Tonn, 2000; Bilton et al., 2006; Paavola et al., 2006; Carneiro, 2007; Bini et al., 2007; Bini et al., 2008; Bessa et al., 2011; Lopes et al., 2011; Padiál et al., 2012; Vieira et al., 2014). O uso de grupos indicadores (*surrogates*) aumenta a eficiência dos programas de monitoramento ambiental pela diminuição de tempo e recursos necessários para a avaliação do ecossistema como um todo. No entanto, para que essa proposta seja realmente recomendada é necessário que haja um alto nível de concordância entre os grupos avaliados (Heino, 2010).

Analisando os padrões de abundância e composição taxonômica da comunidade zooplanctônica de rios localizados na bacia do rio Madeira foi possível observar baixa similaridade entre os grupos analisados, já que foram registrados altos valores de  $m^2$  e baixos valores de  $r$ , assim como baixa significância ( $p$ ) para a maioria das análises. Além disso, o nível de concordância dependeu da resolução numérica dos dados (densidade ou composição de espécies), do período hidrológico e dos anos analisados (pré e pós-barramento). Em uma revisão sobre o uso de grupos substitutos em monitoramentos ambientais, Heino (2010) recomenda que grupos taxonômicos possam ser considerados equivalentes e usados como indicadores e substitutos em diferentes tipos de ecossistemas apenas quando a correlação ( $r$ ) entre estes for maior que 0,7 e a concordância ( $m^2$ ) menor que 0,5. Tais valores não foram alcançados pelas análises do presente estudo, demonstrando assim baixo nível de concordância entre rotíferos, protozoários, cladóceros e copépodos.

A falta de concordância entre determinadas assembleias sugere que cada grupo taxonômico estudado tem uma resposta única às variáveis ambientais (Vieira et al., 2014). Pelas análises de correspondência canônica aplicadas podemos observar que existem diferentes gradientes ambientais atuando sobre a estrutura dos grupos da comunidade zooplanctônica da bacia do rio Madeira. Nota-se grande correlação entre os grupos e as variáveis ambientais registradas, contudo cada um destes parece responder de maneira distinta aos fatores ambientais da região, já que as correlações verificadas diferem de acordo com o grupo taxonômico (Figura 4). Além disso, é possível observar como as respostas aos gradientes ambientais podem ser diferenciadas de acordo com os anos amostrados e a intensidade do impacto (pré e pós-enchimento).

No rio Madeira e em seus tributários verificaram-se diferentes padrões de abundância e riqueza do zooplâncton, variando de acordo com o período hidrológico e anos amostrados, os quais podem ser relacionadas às diferenças verificadas para as variáveis físicas e químicas, cujos valores se diferenciaram entre os rios, entre os períodos hidrológicos e entre as fases da implantação da usina hidrelétrica. Essa forte relação entre o zooplâncton e as alterações nos gradientes ambientais dos ecossistemas aquáticos é explicada pelo fato das espécies dessa comunidade apresentarem um ciclo de vida curto e serem altamente dependentes dos recursos disponíveis em seus habitats (Allen et al., 1999). Outros estudos focalizando o uso de diferentes grupos tróficos como substitutos verificaram forte correlação do zooplâncton com as variáveis ambientais em relação a outras comunidades como, por exemplo, os macroinvertebrados bentônicos e as macrófitas aquáticas (Vieira et al., 2014; Lopes et al., 2011).

A falta de estabilidade temporal entre as estruturas de um determinado grupo apresenta algumas implicações importantes em relação ao uso de grupos substitutos (Diniz et al., 2006; Vieira, 2008). Caso esses métodos sejam aplicados utilizando inventários de biodiversidade baseados em avaliações rápidas, os mesmos não poderiam ser realmente confiáveis, já que não podemos afirmar que os padrões de complementaridade entre determinadas assembleias serão mantidos após os efeitos de re-estruturação das comunidades decorrentes de algum determinado impacto ou mesmo diante de alterações intrínsecas ao ambiente, como no caso dos ecossistemas aquáticos amazônicos que passam por alterações frequentes devido aos pulsos de inundação. Em monitoramentos ambientais localizados nas planícies de inundação, os estudos devem considerar que os padrões de organização das comunidades biológicas são alterados anualmente e que nenhuma estratégia de conservação ou manejo será bem sucedida se considerado que as comunidades biológicas são estritamente estáticas (Vieira, 2008).

Outra questão problemática em relação à concordância entre grupos taxonômicos distintos muitas vezes está relacionada à extensão espacial da área estudada (Vieira et al., 2014). Espera-se que as respostas de grupos taxonômicos distintos sejam mais adequadas em grandes escalas geográficas, pois estas garantem longos gradientes ambientais. No entanto, detectar relações entre diferentes grupos em escalas locais não seria uma opção bem aplicada já que em uma área pequena há uma maior tendência à baixa variabilidade ambiental (Heino 2001; Paavola et al., 2006). Contudo, outros estudos relatam que a baixa variabilidade ambiental não seria uma explicação adequada para a falta de relações significativas entre os grupos, pelo fato de que mesmo em pequenas escalas (um lago, um rio) diferentes variáveis atuam sobre as espécies presentes e muitas delas são altamente importantes para o

desenvolvimento das mesmas, como, por exemplo, o oxigênio dissolvido, a turbidez e a condutividade elétrica em ecossistemas aquáticos (Dolph et al., 2011; Vieira et al., 2014). No presente estudo, mesmo tendo sido avaliada a concordância entre os grupos da comunidade zooplanctônica em uma mesma planície de inundação, a área analisada apresenta uma longa distância espacial (cerca de 250 km) o que garante alta variedade de gradientes ambientais analisados.

Alguns estudos visando encontrar relações concordantes entre os grupos da comunidade zooplanctônica foram realizados sob diferentes abordagens (Bini et al., 2007; Bini et al., 2008; Vieira, 2008; Bessa et al., 2011). Bini et al. (2007) analisaram os padrões estruturais de microcrustáceos, rotíferos e tecamebas no lago Samambaia, localizado no estado de Goiás, e verificaram ordenações concordantes e significativas apenas entre os grupos Cladocera e Copepoda e em apenas um período sazonal (chuvoso). Bini et al. (2008) analisaram as similaridades entre os grupos Cladocera, Copepoda e Rotifera em 30 reservatórios do estado do Paraná e observaram o mesmo resultado, onde maiores concordâncias foram verificadas entre os cladóceros e copépodos. Nesse último estudo, os autores mencionam o uso de cladóceros ou de copépodes como grupos substitutos nas avaliações de monitoramentos ambientais. No entanto, Bessa et al. (2011) quando avaliaram possíveis concordâncias entre os três mesmos grupos citados (rotíferos, cladóceros e copépodos) em um reservatório localizado no estado de Tocantins, não encontraram concordâncias entre estes, já que os valores de  $r$  foram muito baixos (menores que 0,3). Vieira (2008) também registrou baixos valores de  $r$  (0,45 a 0,57) e considerou que os grupos do zooplâncton por ele analisados (rotíferos, cladóceros, copépodos e tecamebas) não possuem o mesmo padrão estrutural em diferentes condições sazonais de lagos localizados na planície de inundação do rio Araguaia.

Os valores de concordância registrados no presente estudo são baixos e semelhantes aos verificados por Bessa et al. (2011) e Vieira (2008), no entanto, maiores similaridades também puderam ser observadas entre os grupos Cladocera e Copepoda (principalmente para a composição de espécies), como já mencionado para os trabalhos de Bini et al. (2007) e Bini et al. (2008). A maior concordância entre cladóceros e copépodes pode ser explicada pelo fato destes grupos serem filogeneticamente mais relacionados em relação aos demais grupos. Apesar disso, para a região estudada os valores registrados para as análises de concordâncias foram de baixa significância e também altamente variáveis entre os períodos hidrológicos e entre os anos de amostragem. Assim, para a bacia do rio Madeira os resultados sugerem que não seria recomendável utilizar a abordagem de grupos substitutos para o zooplâncton e

estudos voltados para a avaliação ambiental dos mesmos devem considerar todos os grupos das comunidades zooplanctônicas amostradas.

É importante observar que grupos taxonômicos particulares não devem ser usados indiscriminadamente, geralmente escolhidos pela facilidade de amostragem e/ou disponibilidade de taxonomistas, visando menores investimentos na identificação dos diferentes grupos, já que estes poderiam indicar distintos impactos ambientais ou mesmo novas áreas importantes para a conservação e que com o uso de apenas um deles estas importantes informações não seriam obtidas.

### **Referências Bibliográficas**

ALLEN, AP.; WHITTIER, TR.; LARSEN, DP.; KAUFMANN, PR.; O'CONNOR, RJ.; HUGHES, RM.; STEMBERGER, RS.; DIXIT, SS; BRINKHURST, RO.; HERLIHY, AT.; PAULSEN, SG. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.56: 2029-2040.

BESSA, GF.; VIEIRA, LCG.; BINI, LM.; REIS, DF.; MORAIS, PB. 2011. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE – Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v.33, n.2: 179-184.

BILTON, DT.; MCABENDROTH, L.; BEDFORD, A.; RAMSAY, PM. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology*, v.51: 578–590.

BINI, LM.; VIEIRA, LCG.; MACHADO, J.; VELHO, LFM. 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International Review of Hydrobiology*, v.92, n.1: 9-22.

BINI, LM.; SILVA, LCF.; VELHO, LFM.; BONECKER, CC.; LANSAC-TOHA, FA. 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, v.598, n.1: 247-255.

- BONECKER, CC.; NAGAE, M.; BLETTER, MCM.; VELHO, LFM.; LANSAC-TÔHA, FA. 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, v.579: 115-123.
- BUSS, DF.; OLIVEIRA, RB.; BAPTISTA, DF. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, n.3: 339-345.
- CARNEIRO, FM. 2007. Suficiência taxonômica, resolução numérica e grupos substitutos: uma análise para a comunidade fitoplanctônica de ambiente lótico. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Goiás, Goiânia (GO).
- DINIZ, JAF.; BINI, LM.; PINTO, MP.; RANGEL, TFLV.; CARVALHO, P.; BASTOS, RP. 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica - International Journal of Ecology*, v.29: 9-15.
- DOLPH, CL.; HUFF, DD.; CHIZINSKI, CJ.; VONDRACEK, B. 2011. Implications of community concordance for assessing stream integrity at three nested spatial scales in Minnesota, USA. *Freshwater Biology*, v.56: 1652-1669.
- ESTEVES, KE. e SENDACZ, S. 1988. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v.2: 587-604.
- GOLTERMAN, HL.; CLYMO, RS.; OHNSTAD, MAM. 1978. Methods for chemical analysis of freshwater. (IBP Handbook, n.8 2nd ed.). *Oxford: Blackwell Scientific Publications*, 213 p.
- HEINO, J. 2001. Regional gradient analysis of freshwater biota: do similar biogeographic patterns exist among multiple taxonomic groups? *Journal of Biogeography*, v.28: 69-76.
- HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, v.10: 112-117.
- HILL, MO. e GAUCH, HG. 1980. Detrended Correspondence-Analysis - An Improved Ordination Technique. *Vegetatio*, v.42: 47-58.

HUTCHINSON, GE. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. *Quantitative Biology*, v.22: 415–427.

JACKSON, DA. 1995. Protest - A Procrustean Randomization Test of Community Environment Concordance. *Ecoscience*, v.2: 297-303.

LOPES, PM.; CALIMAN, A.; CARNEIRO, LS.; BINI, LM.; ESTEVES, FA.; FARJALLA, V.; BOZELLI, RL. 2011. Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. *Ecological Indicators*, v.11: 1171-1176.

LOVETT, GM.; BURNS, DA.; DRISCOLL, CT.; JENKINS, JC.; MITCHELLS, MJ.; RUSTAD, L.; SHANLEY, JB.; LIKENS, GE.; HAEUBER, R. 2007. Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.5, n.5: 253-260.

MACKERETH, FJH.; HERON, J.; TALLING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biology Association Scientific Publication, Kendal: Titus Wilson e Sons. Ltda*, 117 p.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia. Barcelona: Omega*, 1010p.

NUSH, EA. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, v.14: 14-36.

PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J.; JACKSON, D.; MAKI-PETAYS, A. 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications*, v.16: 368-379.

PADIAL AA.; DECLERCK, SAJ.; MEESTER, L.; BONECKER, CC.; LANSAC-TÔHA, FA.; RODRIGUES, LC.; TAKEDA, A.; TRAIN, S.; VELHO, LFM.; BINI, LM. 2012. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. *Freshwater Biology*, v.57: 2411-2423.

PASZKOWSKI, CA. e TONN, WM. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, v.43: 421-437.

PERES-NETO, PR. e JACKSON, DA. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test, *Oecologia*, v.129: 169-178.

PINTO, MP.; DINIZ, JAF.; BINI, LM.; BLAMIRE, D.; RANGEL, TFLV. 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, v.14: 78-86.

R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, JG.; KUTNER, MB. 1965. Plankton studies in a magrove. IV: size fraction of phytoplankton. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.26: 39-42.

TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P. 2002. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination. *Microcomputer Power*, Ithaca, NY.

VIEIRA, LCG. 2008. Padrões ecológicos da comunidade zooplanctônica na planície de inundação do rio Araguaia. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal de Goiás, Goiânia (GO).

VIEIRA, LCG.; RIBEIRO, HR.; VITAL, MVC.; SILVA, LCF.; SOUZA, ACB.; PINHEIRO, RCD.; BINI, LM. 2014. Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. *Natureza & Conservação*, v.12, n.1: 36-41.

## Capítulo 4.6 Suficiência taxonômica e numérica em análises da comunidade zooplanctônica de rios amazônicos

### Resumo

A importância dos estudos ecológicos de longa duração muitas vezes voltados para o biomonitoramento é, sem dúvida, indiscutível e com o intuito de aumentar a eficiência destes algumas simplificações que acarretem em redução dos custos e do tempo gasto para as análises podem ser implementadas, como por exemplo, o uso de níveis taxonômicos mais elevados ou o uso de uma ou outra metodologia de análise numérica. Considerando essas questões o objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos da suficiência taxonômica e numérica para a comunidade zooplanctônica em um trecho de 300 km da bacia do rio Madeira (RO). Para isso, amostragens trimestrais do zooplâncton foram realizadas durante quatro anos em sete rios distintos. Os resultados indicaram que os padrões registrados para a comunidade zooplanctônica foram similares quando se comparou a resolução taxonômica de gêneros por famílias e ainda quando se analisaram as resoluções numéricas dos dados quantitativos e qualitativos. Contudo, os padrões gerados pelo nível de espécies não foram concordantes aos padrões gerados por gêneros e famílias. A grande variedade de espécies zooplanctônicas registradas e as suas características diferenciadas face às alterações ambientais dos diferentes rios provavelmente estiveram relacionadas ao fato dos padrões gerados pelos dados específicos não terem sido similares aos padrões gerados por níveis taxonômicos superiores. Além disso, a provável razão para a alta concordância numérica entre os dados de densidade e composição foi a redução das espécies dominantes, principalmente devido à transformação logarítmica aplicada aos dados. O uso de uma ou outra metodologia deve ser selecionado com cautela, visto que as respostas da comunidade zooplanctônica podem ser associadas tanto à presença ou ausência das espécies como às taxas de crescimento das populações. Em oposição a essas simplificações a melhor maneira de se aumentar a eficiência dos estudos de biomonitoramento seria a possibilidade de obtenção de maiores recursos voltados ao avanço do conhecimento taxonômico de áreas onde este ainda é pouco desenvolvido. Podemos considerar que a taxonomia é o fundamento principal das pesquisas de cunho ecológico e, conseqüentemente, das aplicações práticas voltadas para a gestão ambiental dos ecossistemas e, portanto, esta deveria ser uma área relevante dentre as prioridades na avaliação ambiental.

*Palavras-chave:* rio Madeira; tributários do rio Madeira; UHE de Santo Antônio; biomonitoramento



#### 4.6.1 Introdução

O biomonitoramento é um tema de grande abrangência dentro da ecologia de comunidades e da ecologia da conservação e muito utilizado em estudos de impacto ambiental (Buss et al., 2003). Basicamente o termo se baseia nas respostas das comunidades biológicas a alterações ocorridas nos meios em que vivem decorrentes de uma série de distúrbios, sejam eles naturais ou antrópicos (Matthews et al., 1982). O uso combinado dos bioindicadores e de inúmeras variáveis físicas e químicas tem aumentado o potencial de detecção dos impactos ambientais em todos os tipos de ecossistemas (Buss et al., 2008).

Para que os programas de biomonitoramento sejam eficientes é necessário que pessoas capacitadas e com vasto conhecimento taxonômico das comunidades estejam envolvidas. Logo, a taxonomia se torna uma ferramenta essencial dentro dos estudos de biomonitoramento, pois sem ela não seria possível identificar os possíveis bioindicadores da qualidade ambiental (Pereira et al., 2013). Dentro dos ecossistemas aquáticos, por exemplo, estes são inúmeros e a complexidade dos sistemas de classificação se estende para diversas comunidades, como para os macroinvertebrados bentônicos, as macrófitas, o fitoplâncton e o zooplâncton (Buss et al., 2008).

Devido à grande complexidade para a identificação da maioria dos grupos alguns trabalhos têm sugerido o uso de menores resoluções taxonômicas, em estudos de biomonitoramento, visando à redução dos custos, implicando em menor dependência de taxonomistas especializados e na diminuição do tempo gasto para a realização das análises das comunidades biológicas (Cottingham e Carpenter 1998; Wunsam et al., 2002; Olsgard e Somerfield, 2000; Waite et al., 2004; Guzmán-Alvis e Carrasco, 2005; Passy e Legendre, 2006; Heino e Soininen, 2007; Carneiro et al., 2010; Giehl et al., 2014). O uso de menores resoluções taxonômicas é conhecido como suficiência taxonômica, a qual está relacionada ao uso de níveis superiores de classificação como classes, famílias e gêneros em detrimento do uso da menor resolução taxonômica existente, o nível das espécies (Khan, 2006). Isso se torna possível quando a identificação dos indivíduos em níveis taxonômicos mais elevados não implique em perda de informação, ou seja, é necessário que o padrão obtido pelos dados gerados pelas espécies seja similar ao padrão obtido pelos dados gerados por níveis taxonômicos superiores, como por exemplo, famílias e gêneros (Khan, 2006; Heino e Soininen, 2007).

Alguns pesquisadores enfatizam que as identificações dos organismos devem ser realizadas até o menor nível taxonômico possível e que somente o nível de espécies consegue fornecer o máximo de informações a respeito das variações ambientais, já que cada espécie apresenta requerimentos ambientais diferenciados (Lenat e Resh, 2001; Schmidt-Kloiber e Nijboer, 2004; Melo, 2005; Verdonschot, 2006; Rimet e Bouchez, 2012). Em contrapartida, outros pesquisadores propõem que as identificações em nível de espécie não levantam informações adicionais àquelas fornecidas pelos níveis taxonômicos superiores em relação às respostas das comunidades face às variações das condições ambientais (Warwick, 1993; Bowman e Bailey, 1997; Bailey et al, 2001; Guzmán-Alvis e Carrasco, 2005; Marshall et al, 2006; Carneiro et al., 2010; Kallimanis et al., 2012; Giehl et al., 2014).

Além da suficiência taxonômica, outro tema controverso relacionado aos programas de biomonitoramento refere-se à utilização de dados quantitativos e/ou qualitativos das comunidades analisadas, conhecido como suficiência numérica (Heino, 2014). A suficiência numérica visa analisar qual método seria mais informativo em estudos ambientais. Normalmente, os dados quantitativos são mais utilizados em função dos dados qualitativos, pois acredita-se que as variações nas abundâncias dos indivíduos em diferentes gradientes ambientais retêm maiores informações a respeito das relações entre comunidade-ambiente que os dados de presença e ausência das espécies (Cushman e McGarigal, 2004; Heino, 2014). No entanto, alguns trabalhos têm mostrado que as respostas adquiridas usando as duas metodologias são similares e que o uso dos dados de composição de espécies podem ser usados como alternativa para reduzir o tempo de processamento das amostras (Carneiro et al., 2010; Heino et al, 2010; Landeiro et al., 2012).

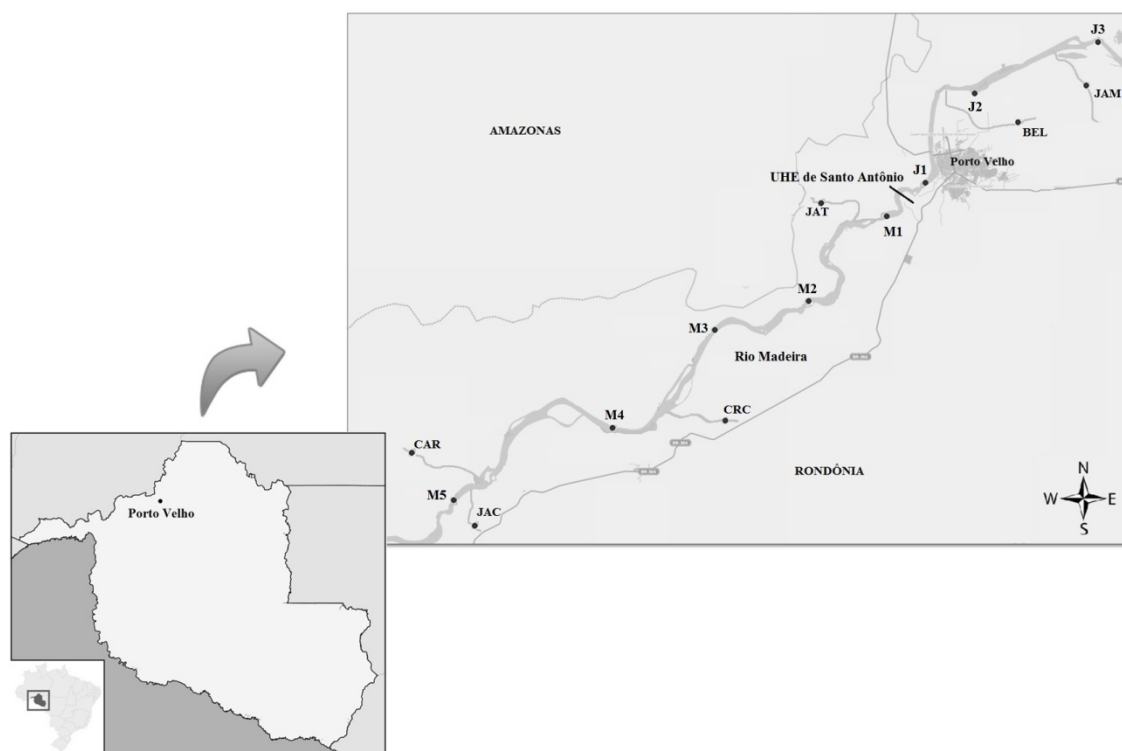
Considerando a comunidade zooplancônica como um grupo taxonômico altamente diversificado e frequentemente utilizado como indicador ambiental em ecossistemas aquáticos (Bonecker et al., 2007) o objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho das análises de suficiência taxonômica e numérica dessa comunidade em amostragens de longa duração realizadas em diferentes rios amazônicos localizados na bacia do rio Madeira (RO).

#### **4.6.2 Materiais e Métodos**

##### *Área de estudo*

A área de estudo localiza-se na região noroeste do estado de Rondônia (RO), próximo à cidade de Porto Velho. A área se estende por um trecho de cerca de 300 Km ao longo do rio Madeira, próximo à barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) de Santo Antônio.

As amostragens da comunidade zooplânctônica foram realizadas em oito estações localizadas no rio Madeira (RM), sendo cinco destas situadas a montante (M) da barragem da UHE de Santo Antonio e três a jusante (J) da mesma e ainda em seis tributários do rio Madeira, representados pelos rios: Caripuna (CAR), Jaci-Paraná (JAC), Caracol (CRC), Jatuarana (JAT), localizados a montante da barragem e Belmont (BEL) e Jamari (JAM) localizados a jusante da barragem (Figura 4.6.2-1).



**Figura 4.6.2-1.** Mapa com a localização da UHE de Santo Antônio e das estações amostradas na bacia do rio Madeira, Rondônia - Brasil (Coordenadas de amostragem: rio Madeira – M5 (9°12'39" S/64°37'15" W), M4 (9°10'25" S/64°28'39" W), M3 (9°01'39" S/64°16'44" W), M2 (8°55'36" S/64°04'56" W), M1 (8°50'31" S/63°59'42" W), J1 (8°47'17" S/63°55'53" W), J2 (8°38'34" S/63°51'00" W), J3 (8°18'33" S/63°23'32" W); rio Caripuna (CAR) – (9°11'43" S/64°37'25" W); rio Jaci-Paraná (JAC) - (9°17'20" S/64°23'53" W); rio Caracol (CRC) – (9°11'48" S/64°22'29" W); rio Jatuarana (JAT) – (8°49'46" S/64°02'58" W); rio Belmont (BEL) – (8°38'13" S/63°52'02" W); rio Jamari (JAM) – (8°35'56" S/63°48'21" W).

#### *Amostragens e análises em laboratório*

As amostragens tiveram início em outubro de 2009 e término em julho de 2013, durante as fases da implantação da UHE de Santo Antônio. Os dois primeiros anos foram caracterizados pelas fases de instalação da barragem, o terceiro ano pela fase de enchimento e estabilização do reservatório e o quarto ano pela fase de operação da usina. A periodicidade

trimestral das amostragens foi dividida em: Águas baixas (ab), Enchente (e), Águas altas (aa) e Vazante (v) completando um ciclo hidrológico anual característico da região amazônica.

O zooplâncton foi coletado por meio de uma motobomba da marca Still, em baixa velocidade e rotação, e concentrado em rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu\text{m}$  em diferentes profundidades, dependendo do período hidrológico correspondente. O volume filtrado foi de 200 litros. Os organismos foram preservados em solução de formaldeído, com concentração final de 4 %. As análises qualitativas e quantitativas foram realizadas sob microscópio estereoscópico Zeiss com aumento de até 50x e sob microscópio óptico com aumento de 100x. A contagem dos indivíduos dos grupos Cladocera e Copepoda foi realizada em placas de acrílico quadriculadas, utilizando-se sub-amostras ou a amostra total (espécies raras). Para os Rotifera e os protozoários sub-amostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter.

A identificação dos indivíduos foi realizada utilizando-se bibliografia especializada (Smirnov, 1974; Koste, 1978; Koste e Robertson, 1983; Reid, 1985; Koste e Shiel, 1986; Shiel e Koste, 1992; 1993; Nogrady et al., 1993; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Santos-Silva et al., 1989; Sinev, 2001; Nogrady e Segers, 2002; Segers e Shiel, 2003; Silva, 2003; Silva e Matsumura-Tundisi, 2005, Van Damme et al.; 2005; Santos-Silva, 2008; Gomes e Souza, 2008; Van Damme et al., 2010).

#### *Análise dos dados*

Foram verificados os efeitos da suficiência taxonômica em três níveis, sendo estes: famílias, gêneros e espécies. Enquanto os efeitos da suficiência numérica foram avaliados em dois níveis, um quantitativo (densidade numérica) e um qualitativo (composição). Para isso foram geradas matrizes a partir dos dados de densidade numérica e presença/ausência para cada um dos níveis de classificação taxonômica (família, gênero e espécie) identificados durante todo o período de amostragem.

Análises de Correspondência “Detrended” (DCA; Hill e Gauch, 1980) foram realizadas para resumir os padrões espaciais na densidade e composição da comunidade zooplanctônica para cada um dos níveis de classificação (família, gênero e espécie). Antes de realizar as DCAs, os dados de densidade foram transformados ( $\log$  densidade +1).

Para avaliar a influência da suficiência taxonômica e numérica sobre os dados de densidade e composição da comunidade zooplanctônica amostrada, os escores dos primeiros quatro eixos derivados das DCAs calculados separadamente para cada nível taxonômico (família, gênero e espécie) foram utilizados em uma análise de Procrustes (Peres-Neto e

Jackson, 2001). Esta análise fornece uma medida de correlação ( $r$ ) e de distância ( $m^2$ ) as quais variam de 0 a 1. O nível de correlação das matrizes ( $r$ ) é mais alto quando o valor é próximo de 1. Já o nível de concordância entre as ordenações que estão sendo comparadas, medido pelos valores de distância ( $m^2$ ), é maior quanto mais próximo de zero, ou seja, quanto menor o valor de  $m^2$ , maior é a sobreposição entre as matrizes e maior é a similaridade entre elas. A significância da análise de Procrustes (PROTEST) foi testada pelo teste de Monte Carlo por meio de 10.000 permutações (Jackson, 1995).

As análises descritas acima foram realizadas no software gratuito R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014), utilizando o pacote *vegan* e as funções *decorana* e *procrustes*.

### 4.6.3 Resultados

Considerando os sete rios amostrados e os registros obtidos em quatro anos de estudo foram identificados 204 táxons, sendo 78 destes pertencentes ao grupo Rotifera, 57 do grupo Cladocera, 37 entre os protozoários e 32 táxons para o grupo Copepoda. Entres estes táxons foram registrados 89 gêneros, sendo 35 de Rotifera, 28 de Cladocera, 14 de Copepoda e 12 para os protozoários, e 42 famílias, para as quais 20 estão dentro do grupo Rotifera, 11 entre os protozoários, oito entre os Cladocera e apenas três entre os Copepoda (Tabelas 4.6.3-1, 2, 3 e 4).

As espécies mais frequentes nos rios amostrados foram, entre os Rotifera: *Conochillus coenobasis*, *Filinia longiseta*, *Testudinella patina*, *Brachionus zahniseri*, *Lecane bulla*, *Polyarthra* aff. *vulgaris*; entre os Cladocera: *Alonella daday*, *Bosminopsis deitersi*, *Euryalona brasiliensis*, *Ceriodaphnia cornuta righaudi*, *Moina minuta* e *Diaphanosoma spinulosum*; entre os Copepoda: *Argyrodiaptomus azevedoi*, *Notodiatomus henseni*, *Thermocyclops minutus*, além da Ordem Harpacticoida; e entre os protozoários: *Arcella vulgaris*, *Centropyxis aculeata*, *Diffugia corona*, *Diffugia lobostoma* e *Diffugia oblonga* (Tabelas 4.6.3-1, 2, 3 e 4).

Em relação à densidade numérica registrada para as espécies durante os quatro anos amostrados, maiores valores médios foram registrados para *Conochillus coenobasis* (12.728 ind  $m^{-3}$ ), *Cephalodella* sp. (11.673 ind  $m^{-3}$ ), *Brachionus falcatus* (4.895 ind  $m^{-3}$ ), *Brachionus dolabratus* (3.735 ind  $m^{-3}$ ) e *Sinantherina semibullata* (2.406 ind  $m^{-3}$ ) entre os rotíferos; *Moina minuta* (2.100 ind  $m^{-3}$ ), *Diaphanosoma spinulosum* (565 ind  $m^{-3}$ ) e *Ceriodaphnia cornuta righaudi* (335 ind  $m^{-3}$ ) entre os cladóceros; para os representantes da Ordem

Harpacticoida (773 ind m<sup>-3</sup>), para *Thermocyclops minutus* (84 ind m<sup>-3</sup>) e *Notodiptomus amazonicus* (60 ind m<sup>-3</sup>) entre copépodes e para os protozoários *Diffugia corona* (2.486 ind m<sup>-3</sup>), *Diffugia cylindrus* (1.732 ind m<sup>-3</sup>), *Arcella vulgaris* (1.605 ind m<sup>-3</sup>) e *Centropyxis aculeata* (1.385 ind m<sup>-3</sup>) (Tabelas 4.6.3-1, 2, 3 e 4).

**Tabela 4.6.3-1.** Valores médios da densidade numérica (ind m<sup>-3</sup>) registrados para os táxons representantes do grupo Rotifera amostrados na bacia do rio Madeira (RO) (RM – rio Madeira; CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – rio Jatuarana; BEL – rio Belmont; JAM – rio Jamari; DP – Desvio padrão).

|  | RM    |     | CAR   |     | JAC   |      | CRC   |      | JAT   |       | BEL   |      | JAM   |      |
|--|-------|-----|-------|-----|-------|------|-------|------|-------|-------|-------|------|-------|------|
|  | Média | DP  | Média | DP  | Média | DP   | Média | DP   | Média | DP    | Média | DP   | Média | DP   |
| <b>Phylum: Rotifera</b>                  |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <b>Classe: Digononta</b>                 |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <b>Ordem: Bdelloidea</b>                 | 41    | 275 | 4     | 14  | 147   | 401  | -     | -    | 171   | 485   | 11    | 42   | -     | -    |
| <b>Família: Phylodinidae</b>             |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Habrotrocha</i> sp.                   | -     | -   | -     | -   | 75    | 300  | -     | -    | -     | -     | -     | -    | -     | -    |
| <i>Phylodina</i> cf. <i>roseola</i>      | -     | -   | -     | -   | -     | -    | -     | -    | -     | -     | -     | -    | -     | -    |
| <i>Rotaria</i> cf. <i>netpunia</i>       | 9     | 106 | -     | -   | -     | -    | -     | -    | -     | -     | 477   | 1373 | -     | -    |
| <b>Classe: Monogononta</b>               |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <b>Ordem: Collothecacea</b>              |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <b>Família: Collothecidae</b>            |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Collotheca</i> sp.                    | -     | -   | -     | -   | 169   | 469  | -     | -    | 669   | 1838  | 240   | 610  | 227   | 470  |
| <b>Ordem: Flosculariacea</b>             |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <b>Família: Conochilidae</b>             |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Conochilus coenobasis</i>             | 7     | 75  | 209   | 630 | 934   | 3738 | 202   | 583  | 12728 | 34793 | 568   | 1844 | -     | -    |
| <i>Conochilus natans</i>                 | -     | -   | -     | -   | 81    | 325  | -     | -    | 141   | 387   | 381   | 1206 | -     | -    |
| <i>Conochilus unicornis</i>              | 25    | 162 | -     | -   | 216   | 863  | 268   | 848  | -     | -     | -     | -    | 76    | 294  |
| <b>Família: Filinidae</b>                |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Filinia longiseta</i>                 | 30    | 194 | 150   | 600 | 163   | 437  | 42    | 152  | 578   | 1208  | 161   | 409  | 89    | 309  |
| <i>Filinia opoliensis</i>                | 30    | 243 | -     | -   | -     | -    | 859   | 1894 | 94    | 375   | 208   | 778  | -     | -    |
| <i>Filinia pejler</i>                    | 29    | 166 | -     | -   | 122   | 488  | -     | -    | 297   | 1188  | 59    | 222  | -     | -    |
| <b>Família: Flosculariidae</b>           |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Ptygura libera</i>                    | 29    | 252 | -     | -   | -     | -    | -     | -    | -     | -     | -     | -    | 480   | 1859 |
| <i>Sinantharina semibullata</i>          | 17    | 113 | -     | -   | -     | -    | -     | -    | 184   | 711   | 2406  | 7507 | 80    | 310  |
| <i>Sinantharina</i> cf. <i>procera</i>   | -     | -   | -     | -   | -     | -    | -     | -    | -     | -     | -     | -    | -     | -    |
| <b>Família: Hexarthridae</b>             |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Hexarthra intermedia</i>              | -     | -   | -     | -   | 72    | 288  | -     | -    | 951   | 2226  | -     | -    | 65    | 250  |
| <b>Família: Testudinellidae</b>          |       |     |       |     |       |      |       |      |       |       |       |      |       |      |
| <i>Pompholyx complanata</i>              | 12    | 138 | -     | -   | -     | -    | 335   | 1110 | -     | -     | -     | -    | -     | -    |
| <i>Testudinella ahlstromi</i>            | -     | -   | -     | -   | -     | -    | 609   | 1516 | -     | -     | -     | -    | -     | -    |
| <i>Testudinella mucronata hauerensis</i> | 5     | 62  | -     | -   | -     | -    | -     | -    | -     | -     | 240   | 610  | -     | -    |
| <i>Testudinella ohlei</i>                | -     | -   | -     | -   | 231   | 509  | 54    | 218  | -     | -     | -     | -    | 18    | 69   |

|                                     |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
|-------------------------------------|-----|------|-----|------|-----|------|------|-------|------|-------|------|------|-----|------|
| <i>Testudinella patina</i>          | 40  | 187  | 102 | 283  | 63  | 250  | 7    | 29    | 311  | 976   | 385  | 1022 | -   | -    |
| <b>Ordem: Ploimida</b>              |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <b>Família: Asplanchnidae</b>       |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>          | 38  | 192  | -   | -    | -   | -    | -    | -     | 393  | 1289  | 1021 | 3092 | -   | -    |
| <i>Harringia rousselete</i>         | -   | -    | -   | -    | -   | -    | 123  | 339   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <b>Família: Brachionidae</b>        |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <i>Anuraeopsis navicula</i>         | -   | -    | 75  | 300  | 98  | 390  | 108  | 304   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Anuraeopsis sioli</i>            | -   | -    | -   | -    | -   | -    | 8    | 10    | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus angularis</i>         | 6   | 71   | -   | -    | 138 | 377  | -    | -     | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus bidentata</i>         | 7   | 75   | -   | -    | -   | -    | 64   | 255   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus calyciflorus</i>      | 6   | 71   | -   | -    | -   | -    | -    | -     | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus caudatus</i>          | 33  | 195  | -   | -    | 233 | 691  | -    | -     | -    | -     | -    | -    | 80  | 310  |
| <i>Brachionus dolabratus</i>        | -   | -    | -   | -    | -   | -    | 3735 | 14940 | 638  | 1903  | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus falcatus</i>          | 46  | 266  | 100 | 400  | -   | -    | 208  | 830   | 4895 | 10613 | -    | -    | 130 | 343  |
| <i>Brachionus havanaensis</i>       | 7   | 69   | -   | -    | 195 | 780  | 475  | 1661  | 0    | 0     | 69   | 259  | -   | -    |
| <i>Brachionus mirus</i>             | 18  | 153  | -   | -    | -   | -    | -    | -     | 183  | 508   | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>    | 40  | 285  | -   | -    | 150 | 600  | 208  | 830   | 71   | 285   | -    | -    | -   | -    |
| <i>Brachionus zahniseri</i>         | 290 | 1549 | 438 | 1222 | 340 | 691  | 0    | 0     | 1903 | 4522  | 330  | 731  | 463 | 1258 |
| <i>Keratella americana</i>          | 51  | 259  | -   | -    | 195 | 780  | 623  | 2490  | 319  | 952   | -    | -    | 287 | 846  |
| <i>Keratella cochlearis</i>         | 27  | 177  | -   | -    | 288 | 1150 | 1175 | 4130  | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Keratella lenzi</i>              | -   | -    | -   | -    | -   | -    | 2060 | 5451  | 860  | 3440  | -    | -    | 135 | 357  |
| <i>Keratella reducta</i>            | 63  | 599  | -   | -    | -   | -    | -    | -     | 281  | 1125  | -    | -    | -   | -    |
| <i>Keratella tropica</i>            | 63  | 331  | -   | -    | -   | -    | 1038 | 4150  | 94   | 375   | -    | -    | -   | -    |
| <i>Platyonus patulus</i>            | 86  | 461  | -   | -    | 150 | 416  | 228  | 503   | 538  | 2150  | -    | -    | -   | -    |
| <i>Platyonus macracanthus</i>       | 12  | 133  | -   | -    | -   | -    | 64   | 255   | -    | -     | 6    | 21   | 70  | 271  |
| <i>Platyias quadricornis</i>        | 35  | 184  | 54  | 215  | 166 | 444  | -    | -     | -    | -     | 268  | 535  | -   | -    |
| <b>Família Dicranophoridae</b>      |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <i>Dicranophorus</i> sp.            | -   | -    | -   | -    | -   | -    | -    | -     | 59   | 238   | -    | -    | -   | -    |
| <b>Família: Euchlanidae</b>         |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <i>Beauchamphiella eudactyolata</i> | -   | -    | -   | -    | 63  | 250  | -    | -     | 71   | 285   | 69   | 259  | -   | -    |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>      | -   | -    | 238 | 523  | -   | -    | -    | -     | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Euchlanis dilatata</i>           | -   | -    | -   | -    | 52  | 208  | 38   | 150   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <b>Família: Gastropodidae</b>       |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>           | -   | -    | -   | -    | -   | -    | 208  | 830   | 556  | 1822  | 129  | 481  | 72  | 279  |
| <i>Ascomorpha ovalis</i>            | 13  | 141  | -   | -    | -   | -    | 69   | 275   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Ascomorpha tundisii</i>          | -   | -    | -   | -    | -   | -    | 64   | 255   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <b>Família: Lecanidae</b>           |     |      |     |      |     |      |      |       |      |       |      |      |     |      |
| <i>Lecane bulla</i>                 | 46  | 212  | 320 | 716  | 130 | 357  | -    | -     | 71   | 285   | 203  | 555  | 80  | 310  |
| <i>Lecane cornuta</i>               | 6   | 66   | -   | -    | -   | -    | -    | -     | 71   | 285   | -    | -    | -   | -    |
| <i>Lecane curvicornis</i>           | 78  | 275  | -   | -    | -   | -    | 4    | 15    | 194  | 419   | 6    | 21   | 80  | 310  |
| <i>Lecane decipiens</i>             | 9   | 97   | -   | -    | -   | -    | 67   | 254   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Lecane depressa</i>              | -   | -    | -   | -    | -   | -    | -    | -     | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Lecane elsa</i>                  | -   | -    | -   | -    | -   | -    | -    | -     | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Lecane leontina</i>              | 6   | 66   | -   | -    | -   | -    | -    | -     | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Lecane ludwigi</i>               | -   | -    | -   | -    | 98  | 390  | 69   | 275   | -    | -     | -    | -    | -   | -    |
| <i>Lecane luna</i>                  | 14  | 117  | -   | -    | -   | -    | -    | -     | -    | -     | 243  | 909  | -   | -    |

|                                    |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
|------------------------------------|-----|------|-----|-----|-----|------|-------|-------|------|------|-----|-----|-----|------|
| <i>Lecane lunaris</i>              | 8   | 90   | -   | -   | -   | -    | 69    | 275   | 6    | 24   | -   | -   | 135 | 357  |
| <i>Lecane monostyla</i>            | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 71    | 283   | -    | -    | -   | -   | 70  | 271  |
| <i>Lecane papuana</i>              | 25  | 283  | -   | -   | -   | -    | -     | -     | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <i>Lecane proiecta</i>             | 266 | 1195 | 75  | 300 | 50  | 200  | -     | -     | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <b>Família Mytilinidae</b>         |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
| <i>Mytilina bicarenata</i>         | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 69    | 275   | 119  | 475  | -   | -   | -   | -    |
| <i>Mytilina macrocera</i>          | -   | -    | -   | -   | -   | -    | -     | -     | 6    | 24   | -   | -   | -   | -    |
| <b>Família: Notommatidae</b>       |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
| <i>Cephalodella sp.</i>            | -   | -    | -   | -   | 72  | 288  | 11673 | 45583 | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <i>Monommata sp.</i>               | -   | -    | -   | -   | -   | -    | -     | -     | -    | -    | 79  | 294 | -   | -    |
| <i>Notomatta sp.</i>               | 8   | 10   | -   | -   | -   | -    | -     | -     | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <b>Família: Synchaetidae</b>       |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
| <i>Ploesoma truncatum</i>          | -   | -    | -   | -   | 81  | 325  | -     | -     | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i>    | 17  | 138  | 1   | 2   | 742 | 2058 | 208   | 830   | 934  | 2216 | 263 | 550 | -   | -    |
| <i>Sinchaeta jollyae</i>           | -   | -    | 160 | 640 | -   | -    | 44    | 178   | -    | -    | 139 | 518 | -   | -    |
| <i>Synchaeta stylata</i>           | -   | -    | -   | -   | 75  | 300  | 63    | 250   | 1801 | 5533 | -   | -   | -   | -    |
| <b>Família: Trichocercidae</b>     |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
| <i>Trichocerca bicristata</i>      | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 138   | 357   | -    | -    | 59  | 222 | -   | -    |
| <i>Trichocerca chattoni</i>        | 10  | 103  | -   | -   | -   | -    | -     | -     | -    | -    | 69  | 259 | 87  | 336  |
| <i>Trichocerca pusilla</i>         | 7   | 84   | -   | -   | 81  | 325  | -     | -     | 71   | 285  | -   | -   | -   | -    |
| <i>Trichocerca similis</i>         | 20  | 162  | -   | -   | -   | -    | -     | -     | 71   | 285  | -   | -   | 485 | 1111 |
| <b>Família: Trichotriidae</b>      |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
| <i>Macrochaetus colinsi</i>        | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 89    | 355   | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <i>Trichotria tetractis</i>        | 10  | 9    | -   | -   | -   | -    | -     | -     | -    | -    | -   | -   | -   | -    |
| <b>Família Trochosphaeridae</b>    |     |      |     |     |     |      |       |       |      |      |     |     |     |      |
| <i>Trochosphaera aequatorialis</i> | 10  | 115  | -   | -   | -   | -    | -     | -     | -    | -    | 121 | 454 | -   | -    |

**Tabela 4.6.3-2.** Valores médios da densidade numérica (ind m<sup>-3</sup>) registrados para os táxons representantes do grupo Cladocera amostrados na bacia do rio Madeira (RO) (RM – rio Madeira; CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – rio Jatuarana; BEL – rio Belmont; JAM – rio Jamari; DP – Desvio padrão).

|                               | RM    |    | CAR   |     | JAC   |     | CRC   |       | JAT   |     | BEL   |     | JAM   |     |
|-------------------------------|-------|----|-------|-----|-------|-----|-------|-------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|
|                               | Média | DP | Média | DP  | Média | DP  | Média | DP    | Média | DP  | Média | DP  | Média | DP  |
| <b>Phylum: Arthropoda</b>     |       |    |       |     |       |     |       |       |       |     |       |     |       |     |
| <b>Subphylum: Crustacea</b>   |       |    |       |     |       |     |       |       |       |     |       |     |       |     |
| <b>Classe Branchiopoda</b>    |       |    |       |     |       |     |       |       |       |     |       |     |       |     |
| <b>Ordem Cladocera</b>        |       |    |       |     |       |     |       |       |       |     |       |     |       |     |
| <b>Família Bosminidae</b>     |       |    |       |     |       |     |       |       |       |     |       |     |       |     |
| <i>Bosmina freyi</i>          | 0     | 3  | -     | -   | 2     | 8   | 9     | 36    | -     | -   | -     | -   | -     | -   |
| <i>Bosmina hagmanni</i>       | 12    | 36 | -     | -   | -     | -   | -     | -     | 24    | 57  | 4     | 8   | 29    | 72  |
| <i>Bosmina tubicen</i>        | 5     | 24 | -     | -   | 5     | 14  | 57    | 220   | 132   | 470 | 0,4   | 1   | 16    | 24  |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i> | -     | -  | 36    | 88  | 32    | 83  | 139   | 550   | 1     | 3   | 7     | 26  | 1     | 4   |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>   | 13    | 86 | 197   | 718 | 109   | 346 | 103   | 327   | 22    | 58  | 193   | 507 | 63    | 126 |
| <i>Bosminopsis negrensis</i>  | -     | -  | -     | -   | -     | -   | 3875  | 11978 | -     | -   | 10    | 39  | -     | -   |



|                                      |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |
|--------------------------------------|------|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|----|----|-----|
| <b>Família Chydoridae</b>            |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |
| <i>Alona iheringula</i>              | -    | -   | -  | -   | 10  | 39  | 1   | 3   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Alona intermedia</i>              | -    | -   | -  | -   | -   | -   | -   | -   | 11  | 43   | 1  | 3  | -   |
| <i>Alona glabra</i>                  | 0,2  | 1   | -  | -   | 5   | 20  | -   | -   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Alona guttata</i>                 | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 2   | 4   | 8   | 29   | -  | -  | 0,3 |
| <i>Alona ossiani</i>                 | -    | -   | 2  | 7   | 3   | 10  | 3   | 11  | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Alona cf. setigera</i>            | 0,04 | 0,4 | -  | -   | -   | -   | -   | -   | -   | -    | 1  | 2  | -   |
| <i>Alonella clathratula</i>          | -    | -   | 16 | 47  | -   | -   | -   | -   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 0,1  | 1   | 16 | 25  | 22  | 48  | 1   | 4   | 14  | 40   | 2  | 6  | 27  |
| <i>Alonella hamulata</i>             | -    | -   | -  | -   | -   | -   | -   | -   | 1   | 4    | -  | -  | -   |
| <i>Anthalona verrucosa</i>           | -    | -   | 54 | 176 | 15  | 53  | 17  | 31  | 1   | 5    | -  | -  | 5   |
| <i>Camptocercus dadayi</i>           | -    | -   | -  | -   | 2   | 7   | -   | -   | 7   | 29   | -  | -  | 1   |
| <i>Chydorus eurynotus</i>            | 0    | 1   | -  | -   | -   | -   | 3   | 10  | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Chydorus parvireticulatus</i>     | -    | -   | -  | -   | 1   | 5   | -   | -   | 2   | 6    | -  | -  | -   |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | 1    | 14  | 5  | 17  | 20  | 44  | -   | -   | 44  | 117  | 17 | 64 | -   |
| <i>Coronatella monacantha</i>        | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 3   | 9   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Coronatella poppei</i>            | -    | -   | 1  | 5   | -   | -   | 1   | 4   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Disparalona hamata</i>            | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 6   | 16  | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Disparalona leptorhyncha</i>      | -    | -   | -  | -   | -   | -   | -   | -   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         | -    | -   | 9  | 30  | -   | -   | 2   | 10  | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Ephemeroporus barroisi</i>        | -    | -   | 5  | 22  | -   | -   | 1   | 4   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Ephemeroporus hibridus</i>        | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 0,3 | 1   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        | 0,4  | 4   | 4  | 11  | 1   | 4   | 1   | 3   | 1   | 3    | 2  | 3  | 0,3 |
| <i>Euryalona orientalis</i>          | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 1   | 3   | 2   | 7    | -  | -  | -   |
| <i>Karualona muelleri</i>            | -    | -   | 4  | 15  | -   | -   | -   | -   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Leydigia striata</i>              | -    | -   | -  | -   | -   | -   | -   | -   | -   | -    | -  | -  | 1   |
| <i>Notoalona sculpta</i>             | -    | -   | -  | -   | 16  | 43  | -   | -   | 1   | 3    | -  | -  | -   |
| <i>Parvalona parva</i>               | -    | -   | -  | -   | 3   | 10  | 2   | 5   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <b>Família Daphnidae</b>             |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  | 9    | 43  | -  | -   | 54  | 210 | -   | -   | 199 | 506  | 5  | 12 | 316 |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | 8    | 43  | 1  | 3   | 10  | 30  | 20  | 56  | 335 | 1124 | 3  | 11 | 115 |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       | 1    | 13  | -  | -   | 3   | 10  | 15  | 33  | 3   | 6    | -  | -  | 63  |
| <i>Daphnia gessneri</i>              | 3    | 16  | -  | -   | -   | -   | -   | -   | 9   | 23   | 5  | 20 | 59  |
| <i>Scapholeberis armata</i>          | 0,4  | 0,1 | -  | -   | -   | -   | -   | -   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       | 0,2  | 2   | -  | -   | 2   | 3   | 6   | 26  | 2   | 7    | -  | -  | 0,3 |
| <b>Família Hollopodidae</b>          |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |
| <i>Holopedium amazonicum</i>         | 0,1  | 1   | -  | -   | -   | -   | -   | -   | -   | -    | -  | -  | 2   |
| <b>Família Ilyocryptidae</b>         |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          | 5    | 21  | 2  | 8   | 9   | 13  | -   | -   | 14  | 38   | 26 | 59 | 2   |
| <i>Ilyocryptus verrucosus</i>        | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 62  | 164 | -   | -    | -  | -  | -   |
| <b>Família Macrothricidae</b>        |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |
| <i>Macrothrix elegans</i>            | 0,1  | 1   | -  | -   | 0,1 | 0,3 | -   | -   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Macrothrix sioli</i>              | 0,04 | 0,4 | -  | -   | -   | -   | 1   | 4   | -   | -    | -  | -  | -   |
| <i>Macrothrix squamosa</i>           | 0,4  | 5   | 0  | 2   | 25  | 90  | -   | -   | 4   | 17   | -  | -  | -   |
| <i>Macrothrixsuperaculeata</i>       | -    | -   | -  | -   | 5   | 21  | 4   | 12  | 1   | 3    | -  | -  | -   |
| <b>Família Moinidae</b>              |      |     |    |     |     |     |     |     |     |      |    |    |     |

|                                |      |     |    |     |     |     |     |      |      |      |     |     |     |     |
|--------------------------------|------|-----|----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|-----|-----|-----|-----|
| <i>Moina micrura</i>           | -    | -   | -  | -   | -   | -   | 3   | 11   | -    | -    | -   | -   | -   | -   |
| <i>Moina minuta</i>            | 84   | 358 | 12 | 30  | 64  | 106 | -   | -    | 2100 | 5034 | 187 | 295 | 83  | 152 |
| <i>Moina reticulata</i>        | 2    | 13  | -  | -   | -   | -   | 967 | 2220 | 59   | 177  | 2   | 9   | -   | -   |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>   | 0,04 | 0,4 | 1  | 5   | -   | -   | -   | -    | -    | -    | 3   | 12  | -   | -   |
| <b>Família Sididae</b>         |      |     |    |     |     |     |     |      |      |      |     |     |     |     |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>     | 4    | 29  | 7  | 21  | -   | -   | 1   | 3    | 9    | 38   | 4   | 16  | 170 | 321 |
| <i>Diaphanosoma brevirreme</i> | 5    | 22  | -  | -   | 12  | 33  | 224 | 828  | 3    | 8    | 69  | 257 | 10  | 39  |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i> | 1    | 9   | -  | -   | 3   | 8   | -   | -    | 6    | 24   | 34  | 99  | 181 | 289 |
| <i>Diaphanosoma polyspina</i>  | 2    | 15  | -  | -   | -   | -   | 0,3 | 1    | -    | -    | -   | -   | -   | -   |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i> | 7    | 42  | 39 | 150 | 141 | 560 | 7   | 29   | 565  | 1266 | 238 | 527 | 30  | 99  |
| <i>Latonopsis australis</i>    | -    | -   | -  | -   | -   | -   | -   | -    | -    | -    | 9   | 35  | -   | -   |
| <i>Pseudisida bidentata</i>    | 1    | 10  | -  | -   | -   | -   | 2   | 7    | -    | -    | -   | -   | -   | -   |

**Tabela 4.6.3-3.** Valores médios da densidade numérica (ind m<sup>-3</sup>) registrados para os táxons representantes do grupo Copepoda amostrados na bacia do rio Madeira (RO) (RM – rio Madeira; CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – rio Jatuarana; BEL – rio Belmont; JAM – rio Jamari; DP – Desvio padrão).

|                                    | RM    |     | CAR   |    | JAC   |    | CRC   |     | JAT   |    | BEL   |    | JAM   |    |
|------------------------------------|-------|-----|-------|----|-------|----|-------|-----|-------|----|-------|----|-------|----|
|                                    | Média | DP  | Média | DP | Média | DP | Média | DP  | Média | DP | Média | DP | Média | DP |
| <b>Phylum: Arthropoda</b>          |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <b>Subphylum: Crustacea</b>        |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <b>Classe Copepoda</b>             |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <b>Ordem Calanoida</b>             |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <b>Família Diaptomidae</b>         |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>    | 0,2   | 1   | -     | -  | -     | -  | 5     | 14  | 0     | 0  | 0     | 1  | 2     | 7  |
| <i>Dactyloidiaptomus pearsei</i>   | 3     | 24  | -     | -  | -     | -  | -     | -   | 15    | 53 | 1     | 2  | -     | -  |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>    | 2     | 12  | -     | -  | 2,4   | 11 | -     | -   | -     | -  | 0,4   | 1  | 60    | 75 |
| <i>Notodiaptomus confiferoides</i> | 0,04  | 0,4 | -     | -  | -     | -  | -     | -   | -     | -  | -     | -  | -     | -  |
| <i>Notodiaptomus coronatus</i>     | 0     | 1   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | -     | -  | 0,4   | 1  | 2     | 6  |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>      | 2     | 9   | 2     | 8  | -     | -  | -     | -   | 17    | 53 | 7     | 18 | -     | -  |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>       | 1     | 5   | -     | -  | -     | -  | 1     | 6   | 1     | 5  | 1     | 2  | 10    | 30 |
| <i>Notodiaptomus linus</i>         | -     | -   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | 7     | 30 | -     | -  | -     | -  |
| <i>Notodiaptomus spinuliferus</i>  | 0,1   | 1   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | -     | -  | -     | -  | -     | -  |
| <i>Rhacodiaptomus calamensis</i>   | -     | -   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | 5     | 13 | -     | -  | -     | -  |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>    | 0,3   | 2   | -     | -  | -     | -  | 7     | 29  | 22    | 86 | 2     | 7  | -     | -  |
| <b>Ordem Cyclopoida</b>            |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <b>Família Cyclopidae</b>          |       |     |       |    |       |    |       |     |       |    |       |    |       |    |
| <i>Acanthocyclops robustus</i>     | 8     | 50  | -     | -  | -     | -  | 60    | 133 | 5     | 19 | -     | -  | -     | -  |
| <i>Alloctoclops sp.</i>            | 0,05  | 1   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | -     | -  | -     | -  | -     | -  |
| <i>Macroctoclops albidus</i>       | 0,04  | 0,4 | -     | -  | 0,3   | 1  | -     | -   | 5     | 18 | -     | -  | -     | -  |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>      | 1     | 7   | -     | -  | -     | -  | 0,3   | 1   | -     | -  | 0,4   | 1  | 0,3   | 1  |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>      | 2     | 11  | -     | -  | -     | -  | -     | -   | 7     | 29 | -     | -  | 8     | 31 |
| <i>Mesocyclops ogunnus</i>         | 0,1   | 1   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | 2     | 7  | -     | -  | -     | -  |
| <i>Metacyclops brauni</i>          | 0,2   | 2   | -     | -  | -     | -  | -     | -   | 0,4   | 2  | -     | -  | -     | -  |

|   |      |     |     |     |   |   |     |      |     |     |     |    |    |     |
|---|------|-----|-----|-----|---|---|-----|------|-----|-----|-----|----|----|-----|
| <i>Metacyclops curtispinosus</i>          | 1    | 6   | -   | -   | 2 | 6 | -   | -    | -   | -   | 2   | 7  | -  | -   |
| <i>Metacyclops laticornis</i>             | 0    | 1   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | -   | -  | -  | -   |
| <i>Metacyclops leptonus</i>               | 0    | 2   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | -   | -  | -  | -   |
| <i>Microcyclus anceps anceps</i>          | 1    | 6   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | -   | -  | 2  | 6   |
| <i>Microcyclus ceibaiensis</i>            | -    | -   | -   | -   | 2 | 7 | 0   | 1    | -   | -   | -   | -  | -  | -   |
| <i>Microcyclus finitimus</i>              | 0,3  | 3   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | -   | -  | -  | -   |
| <i>Paracyclops prasinus</i>               | 0,4  | 5   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | -   | -  | -  | -   |
| <i>Thermocyclops brehmi</i>               | -    | -   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | 10  | 36 | -  | -   |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>            | 9    | 32  | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | 2   | 4  | 2  | 4   |
| <i>Thermocyclops minutus</i>              | 3    | 20  | -   | -   | - | - | 1   | 3    | 17  | 43  | 4   | 9  | 84 | 327 |
| <i>Thermocyclops tenuis</i>               | -    | -   | -   | -   | - | - | -   | -    | -   | -   | 0,4 | 1  | -  | -   |
| <i>Tropocyclops prasinus</i>              | 0,04 | 0,4 | 2   | 8   | - | - | -   | -    | 3   | 12  | -   | -  | -  | -   |
| <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> | -    | -   | -   | -   | - | - | -   | -    | 5,0 | 11  | -   | -  | -  | -   |
| <b>Ordem Harpacticoida</b>                | 2    | 14  | 234 | 639 | 1 | 3 | 773 | 2468 | 61  | 243 | -   | -  | 88 | 295 |

**Tabela 4.6.3-4.** Valores médios da densidade numérica (ind m<sup>-3</sup>) registrados para os táxons representantes dos protozoários amostrados na bacia do rio Madeira (RO) (RM – rio Madeira; CAR – rio Caripuna; JAC – rio Jaci-Paraná; CRC – rio Caracol; JAT – rio Jatuarana; BEL – rio Belmont; JAM – rio Jamari; DP – Desvio padrão).

|                                  | RM    |      | CAR   |      | JAC   |      | CRC   |      | JAT   |      | BEL   |      | JAM   |     |
|----------------------------------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|-----|
|                                  | Média | DP   | Média | DP   | Média | DP   | Média | DP   | Média | DP   | Média | DP   | Média | DP  |
| <b>Phylum: Amoebozoa</b>         |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |     |
| <b>Classe: Tubulinea</b>         |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |     |
| <b>Ordem: Arcellinida</b>        |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |     |
| <b>Família: Arcellidae</b>       |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |     |
| <i>Arcella brasiliensis</i>      | 14    | 107  | 172   | 601  | 1     | 3    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Arcella costata</i>           | 43    | 221  | 7     | 29   | 300   | 1200 | -     | -    | -     | -    | 69    | 259  | -     | -   |
| <i>Arcella dentata</i>           | 6     | 71   | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Arcella discoidea</i>         | 5     | 3    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Arcella hemiphaerica</i>      | 138   | 419  | 80    | 320  | 346   | 789  | -     | -    | 64    | 255  | 264   | 550  | -     | -   |
| <i>Arcella megastoma</i>         | 37    | 212  | -     | -    | 325   | 891  | 138   | 550  | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Arcella mitrata</i>           | 70    | 329  | -     | -    | 248   | 693  | 85    | 340  | -     | -    | 250   | 685  | -     | -   |
| <i>Arcella cf. rotundata</i>     | 19    | 122  | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Arcella vulgaris</i>          | 842   | 995  | 1605  | 1946 | 1912  | 2235 | -     | -    | 1018  | 2202 | 997   | 1129 | 510   | 712 |
| <b>Família: Centropyxidae</b>    |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |     |
| <i>Centropix aculeata</i>        | 410   | 929  | 326   | 657  | 615   | 1222 | 1385  | 1665 | 321   | 788  | 244   | 512  | 377   | 553 |
| <i>Centropyxis ecornis</i>       | 33    | 215  | 93    | 370  | -     | -    | 776   | 1441 | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Centropyxis discoidea</i>     | 8     | 94   | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Centropyxis marsupiformes</i> | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <i>Centropyxis minuta</i>        | -     | -    | 80    | 320  | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -   |
| <b>Família: Diffugiidae</b>      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |      |       |     |
| <i>Diffugia achlora</i>          | -     | -    | -     | -    | 3     | 14   | -     | -    | 64    | 255  | -     | -    | -     | -   |
| <i>Diffugia acuminata</i>        | 688   | 7558 | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | -     | -    | 93    | 361 |
| <i>Diffugia corona</i>           | 720   | 1581 | 1053  | 2033 | 663   | 1595 | -     | -    | 1013  | 1981 | 2486  | 4434 | 407   | 750 |

|                                  |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
|----------------------------------|-----|------|-----|-----|-----|------|------|------|-----|------|-----|------|-----|------|
| <i>Diffugia cylindrus</i>        | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 1732 | 2670 | -   | -    | -   | -    | 9   | 35   |
| <i>Diffugia distenda</i>         | -   | -    | 290 | 697 | -   | -    | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <i>Diffugia kempnyi</i>          | 14  | 113  | -   | -   | -   | -    | 38   | 150  | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <i>Diffugia limnetica</i>        | -   | -    | 80  | 320 | -   | -    | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <i>Diffugia litophila</i>        | -   | -    | 80  | 320 | -   | -    | -    | -    | 64  | 255  | -   | -    | -   | -    |
| <i>Diffugia lobostoma</i>        | 149 | 483  | 241 | 739 | 615 | 1646 | 7    | 29   | 308 | 709  | 241 | 483  | 400 | 1549 |
| <i>Diffugia oblonga</i>          | 143 | 561  | 85  | 241 | 134 | 368  | 271  | 852  | 106 | 425  | 106 | 373  | 93  | 361  |
| <i>Diffugia penardi</i>          | 9   | 106  | 80  | 320 | -   | -    | -    | -    | -   | -    | 100 | 374  | -   | -    |
| <i>Diffugia tuberculata</i>      | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 85   | 340  | -   | -    | -   | -    | 80  | 310  |
| <b>Família: Lesquereusiidae</b>  |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Lesquereusia spiralis</i>     | -   | -    | -   | -   | 88  | 350  | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <i>Netzelia tuberculata</i>      | 7   | 80   | -   | -   | -   | -    | 123  | 362  | 108 | 430  | -   | -    | -   | -    |
| <i>Netzelia walesi</i>           | 22  | 143  | -   | -   | -   | -    | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <b>Família: Trigonopyxidae</b>   |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Cyclopyxis impressa</i>       | -   | -    | -   | -   | 3   | 2    | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <b>Phylum: Cercozoa</b>          |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Classe: Imbrictea</b>         |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Ordem: Euglyphida</b>         |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Família: Cyphoderiidae</b>    |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>        | 26  | 213  | -   | -   | 160 | 449  | -    | -    | -   | -    | 300 | 1122 | -   | -    |
| <b>Família: Euglyphidae</b>      |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Euglypha ciliata</i>          | 20  | 131  | -   | -   | -   | -    | -    | -    | -   | -    | 57  | 212  | -   | -    |
| <i>Euglypha denticulata</i>      | -   | -    | -   | -   | 63  | 250  | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <b>Família: Trinematidae</b>     |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Trinema lineare</i>           | 13  | 141  | -   | -   | -   | -    | -    | -    | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <b>Phylum: Ciliophora</b>        |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Classe: Spirothichea</b>      |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Ordem: Strodidiida</b>        |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Família: Strobilidiidae</b>   |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Strobilidium sp.</i>          | 16  | 132  | 43  | 170 | 1   | 3    | 113  | 450  | -   | -    | -   | -    | -   | -    |
| <b>Classe: Oligohymenophorea</b> |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Ordem Sessilida</b>           |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Família Vorticellidae</b>     |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Vorticella sp.</i>            | 272 | 1471 | 193 | 613 | 503 | 2013 | -    | -    | 738 | 2035 | -   | -    | 777 | 2188 |
| <b>Ordem: Heterotrichida</b>     |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <b>Família: Stentoridae</b>      |     |      |     |     |     |      |      |      |     |      |     |      |     |      |
| <i>Stentor sp.</i>               | -   | -    | -   | -   | -   | -    | 85   | 340  | -   | -    | -   | -    | 43  | 168  |

As análises de Procrustes realizadas entre as ordenações geradas pelos dados de densidade numérica e composição taxonômica dos diferentes níveis de classificação da comunidade zooplânctônica mostraram que todos os valores de  $m^2$  e  $r$ , calculados para verificar a suficiência taxonômica e numérica, foram significativos ( $p = 0,00001$ ).

Verifica-se que para as análises de suficiência taxonômica realizadas tanto entre os dados de densidade numérica como para os dados de composição da comunidade zooplanctônica, os valores de  $m^2$  e  $r$  não indicaram similaridades entre os padrões gerados por espécies em comparação aos padrões gerados pelos gêneros e também pelas famílias. Nota-se que o nível de concordância ( $m^2$ ) entre as espécies e famílias é menor quando comparado entre espécies e gêneros. O mesmo acontece para os valores de correlação das matrizes ( $r$ ), para os quais é possível observar que as correlações existentes entre espécies e famílias são menores em comparação aos valores obtidos entre espécies e gêneros. Em relação às análises realizadas entre gêneros e famílias, pode-se considerar que estes foram concordantes e suficientes tanto para os valores de densidade numérica como para os registros de ocorrência, já que os valores de  $m^2$  foram baixos (cerca de 0,4) e os valores de  $r$  foram altos (cerca de 0,7) (Tabela 4.6.3-5).

**Tabela 4.6.3-5.** Valores de concordância ( $m^2$ ) e de correlação ( $r$ ) gerados para as ordenações baseadas nas densidades numéricas e composição das espécies, gêneros e famílias identificados na bacia no rio Madeira (RO) durante as análises de suficiência taxonômica.

| Suficiência taxonômica         |     |       |          |
|--------------------------------|-----|-------|----------|
|                                |     | $m^2$ | $r$      |
| Densidade numérica             | ExG | 0,53  | ExG 0,67 |
|                                | ExF | 0,68  | ExF 0,55 |
|                                | GxF | 0,42  | GxF 0,76 |
| Composição (presença/ausência) | ExG | 0,57  | ExG 0,65 |
|                                | ExF | 0,70  | ExF 0,54 |
|                                | GxF | 0,41  | GxF 0,76 |

Analisando os efeitos da suficiência numérica entre os dados qualitativos e quantitativos gerados por espécies, gêneros e famílias da comunidade zooplanctônica dos rios amazônicos nota-se que os padrões gerados por esses dados foram similares. Os valores de  $m^2$  e  $r$  registrados mostram que os dados de densidade numérica e composição taxonômica são concordantes, principalmente para espécies e gêneros. Os dados gerados pelas famílias foram menos similares entre si, comparados aos demais níveis de classificação taxonômica analisados para a comunidade zooplanctônica (Tabela 4.6.3-6).

**Tabela 4.6.3-6.** Valores de concordância ( $m^2$ ) e de correlação ( $r$ ) gerados para as ordenações baseadas nas densidades numéricas e composição das espécies, gêneros e famílias identificados na bacia no rio Madeira (RO) durante as análises de suficiência numérica.

| Suficiência numérica                     |       |      |
|--|-------|------|
|  | $m^2$ | $r$  |
| Densidade espécies x Composição espécies | 0,39  | 0,77 |
| Densidade gêneros x Composição gêneros   | 0,33  | 0,81 |
| Densidade famílias x Composição famílias | 0,50  | 0,70 |

#### 4.6.4 Discussão

A importância dos estudos ecológicos de longa duração muitas vezes voltados para o biomonitoramento é, sem dúvida, indiscutível e com o intuito de aumentar a eficiência destes algumas simplificações que acarretem redução de custos e do tempo gasto para as análises podem ser implementadas (Carneiro et al., 2010). No entanto, é necessário que estas simplificações sejam testadas e analisadas para que não haja também uma redução de informações relevantes. De acordo com Lovell et al. (2007) a validação das análises destas simplificações é coerente e indicam forte concordância entre os níveis ou grupos taxonômicos testados quando os valores de correlação ( $r$ ) são superiores a 0,75, entretanto, Heino (2010) sugere que o valor aceitável para que a identificação de padrões sejam similares a outros é mediante uma correlação ( $r$ ) superior a 0,70 e concordância ( $m^2$ ) inferior que 0,5. De acordo com esses valores, os resultados do presente estudo indicam que as tendências temporais e espaciais registradas para a comunidade zooplancônica dos rios amazônicos foram similares quando se comparou a resolução taxonômica de gêneros por famílias e ainda quando se analisou as resoluções numéricas dos dados quantitativos e qualitativos. Contudo, os padrões gerados pelo nível de espécies não foram concordantes aos padrões gerados por gêneros e famílias, tanto para os dados de densidade numérica como para os dados de composição.

Alguns autores relatam que a suficiência taxonômica muitas vezes é aceitável, ou seja, padrões similares são verificados para espécies, gêneros e famílias, em áreas onde a diversidade de espécies é baixa (Marshall et al., 2006; Hawkins e Norris, 2000). Geralmente quando a diversidade de espécies é elevada, acredita-se que muitos gêneros e famílias tenham sido submetidos à irradiação adaptativa totalizando em uma grande variedade de táxons, os quais demonstram respostas distintas às variações ambientais. O mesmo não ocorre em ambientes onde o número de espécies muitas vezes não são superiores ao número de gêneros

ou até mesmo de famílias, gerando uma condição de baixa variedade de nichos (Hawkins e Norris, 2000). Nota-se que a comunidade zooplanctônica dos rios amazônicos analisados foi caracterizada por uma elevada riqueza de táxons (204), o que propiciou grande variedade no nível específico em comparação aos níveis taxonômicos superiores (89 gêneros e 42 famílias). Essa alta biodiversidade geralmente registrada em rios de planície de inundação tem sido justificada, principalmente, como decorrentes da grande heterogeneidade de habitats e das frequentes alterações temporais ocasionadas pelas flutuações do nível hidrológico, as quais proporcionam uma grande variedade de nichos disponíveis (Paggi e José de Paggi, 1990).

As espécies podem ser consideradas unidades básicas dentro dos ecossistemas uma vez que carregam características únicas relacionadas às suas exigências ecológicas (Resh e Unzicker, 1975; Stubauer e Moog, 2000). Já os níveis taxonômicos superiores, como gêneros, famílias e ordens, podem ser considerados como agregados de diferentes espécies e, portanto, podem transportar diferentes características ecológicas (Moog, 1995). Admitindo esses aspectos, é possível que níveis taxonômicos mais elevados tenham respostas mais amplas diante de uma alteração ambiental em relação às espécies, o que implica em perda de informações importantes (Verdonschot, 2006; Schmidt-Kloiber e Nijboer, 2004; Rimet e Bouchez, 2012). A grande variedade de espécies zooplanctônicas registradas para a bacia do rio Madeira e as suas características diferenciadas frente às alterações ambientais dos diferentes rios amostrados provavelmente estiveram relacionadas ao fato dos padrões gerados pelos dados específicos não terem sido similares aos padrões gerados por gêneros e famílias, demonstrando assim a grande importância da identificação de todos os táxons durante as análises dos rios amazônicos.

Espécies zooplanctônicas do mesmo gênero podem ser consideradas distintas em suas preferências ambientais. Como exemplo, podemos citar o gênero *Moina*, representante do grupo Cladocera. Segundo Rocha e Güntzel (1999), geralmente a espécie *Moina minuta* é característica de ambientes oligo-mesotróficos e nos ambientes altamente poluídos, túrbidos e eutróficos há a substituição desta por *Moina micrura*. As duas espécies foram registradas no presente estudo e verifica-se que a presença de uma não foi relacionada à co-ocorrência da outra, uma vez que *M. minuta* foi registrada na maioria dos rios amostrados, sendo exceção apenas o rio Caracol (CRC), para o qual foi registrada a única ocorrência de *M. micrura*. Outros exemplos de espécies congênicas frequentemente registradas em diferentes condições ambientais são os copépodes ciclopoídeos *Thermocyclops decipiens* e *Thermocyclops minutus* e ainda os rotíferos *Keratella cochlearis* e *Keratella tropica*, sendo os primeiros (*T. decipiens* e *K. cochlearis*) registrados preferencialmente em águas mais

eutrofizadas e os demais (*T. minutus* e *K. tropica*) em ambientes oligo-mesotróficos (Matsumura-Tundisi, 1990; Reid e Moreno, 1990)

Contrariamente aos resultados obtidos para a comunidade zooplanctônica no presente estudo, muitos autores têm sugerido o uso de menores resoluções taxonômicas tanto em ambientes aquáticos (macroinvertebrados: Olsgard e Somerfield, 2000; Maurer, 2000; Wunsam et al., 2002; Dauvin et al., 2003; Waite et al., 2004; Melo, 2005; Guzmán-Alvis e Carrasco, 2005; Khan, 2006; Marshall et al., 2006; Sánchez-Moyano et al., 2006; Heino e Soinen, 2007; fitoplâncton: Cottingham e Carpenter 1998; Passy e Legendre, 2006; Carneiro et al., 2010; Nepomorpha (Insecta: Heteroptera): Giehl et al., 2014) como terrestres (plantas vasculares: Villaseñor et al., 2005; formigas: Andersen, 1995; aranhas: Cardoso et al., 2004; micromicetos: Balmford et al., 2000; pássaros: Kallimanis et al., 2012). Entretanto, mesmo que as respostas dos padrões obtidos pelos diferentes níveis taxonômicos dessas comunidades sejam concordantes e as respostas aos impactos ambientais sejam similares deve-se considerar que em muitos estudos as resoluções taxonômicas em níveis taxonômicos superiores podem não ser capazes de considerar as espécies raras e/ou ameaçadas, as quais são essenciais para a conservação de um ecossistema e apresentam, muitas vezes, respostas distintas (Schmidt e Nijboer, 2004). Além disso, estudos em níveis de gênero, família ou ordem também não seriam capazes de registrar ocorrências de espécies endêmicas, muito importantes para a seleção de áreas preferenciais para a conservação e de grande especificidade quando expostas à alterações ambientais, já que essas espécies possuem adaptações mais restritas. Muitas vezes as espécies raras e também as espécies endêmicas possuem requisitos ambientais únicos e necessitam de interesse especial uma vez que apresentam grande relevância para uma eficiente avaliação da qualidade dos ecossistemas (Resh e McElravy, 1993; Schmidt e Nijboer, 2004).

O uso de resoluções numéricas também tem sido mencionado como alternativa para a simplificação do processo de biomonitoramento (Heino, 2014). No presente estudo verifica-se alta concordância dos padrões gerados pelos dados qualitativos e quantitativos da comunidade zooplanctônica e, portanto, um ou outro método poderia ser utilizado, assim como já observado por outros autores (Carneiro et al., 2010; Heino et al., 2010; Landeiro et al., 2012). Contudo, essa questão, assim como o uso da suficiência taxonômica, ainda é controversa e alguns trabalhos mencionam o uso dos dados de abundância dos organismos mais eficiente do que os dados de composição em estudos ambientais ou ainda que o uso combinado das duas metodologias seja a maneira mais adequada de analisar as comunidades (Cushman e McGarigal, 2004; Heino, 2008). A provável razão para a alta concordância numérica entre os



dados de densidade e composição gerados para o zooplâncton da bacia do rio Madeira foi a redução das espécies dominantes, principalmente devido à transformação logarítmica aplicada aos dados. Apesar das similaridades registradas pelas análises de Procrustes o uso de uma ou outra metodologia descrita acima deve ser usado com cautela, visto que as respostas da comunidade zooplancônica podem ser associadas tanto pela presença ou ausência das espécies como também pelas taxas de crescimento das populações perante as alterações ambientais.

Muitos dos trabalhos que apoiam o uso das suficiências taxonômicas e numéricas argumentam a falta de recursos disponíveis durante o processo do biomonitoramento, como também de especialistas na taxonomia dos diversos grupos e ainda no alto tempo gasto para se analisar todas as amostragens (Heino e Soininen, 2007; Carneiro et al., 2010; Kallimanis et al., 2012; Giehl et al., 2014). Além disso, muitos acreditam que a identificação em nível de gênero possa ser mais confiável, pelo fato das identificações das espécies serem complexas e trabalhosas, especialmente em ecossistemas tropicais altamente diversos (Villaseñor et al., 2005; Sánchez-Moyano et al., 2006; Heino e Soininen, 2007). Essas questões muitas vezes parecem estar associadas às maiores facilidades das análises do que realmente focalizadas na qualidade dos resultados adquiridos. Em oposição a essas simplificações, a melhor maneira de se aumentar a eficiência dos estudos de biomonitoramento seria a possibilidade de obtenção de maiores recursos voltados ao avanço do conhecimento taxonômico de áreas onde este ainda é pouco desenvolvido (Verdonschot, 2006). Podemos considerar que a taxonomia é o fundamento principal das pesquisas de cunho ecológico e, conseqüentemente, das aplicações práticas voltadas para a gestão ambiental dos ecossistemas e, portanto, esta deveria ser uma área de grande relevância dentro da ecologia moderna.

### **Referências Bibliográficas**

ANDERSEN, AN. 1995. Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, v.73: 39–43.

BAILEY, RC.; NORRIS, RC.; REYNOLDS, TB. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, v.20: 280–286.

BALMFORD, A.; LYON, A.JE.; LANG, R.M. 2000. Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation*, v.93: 209–217.

BONECKER, CC.; NAGAE, M.; BLETTER, MCM.; VELHO, LFM.; LANSAC-TÔHA, FA. 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, v.579: 115-123.

BOWMAN, MF. e BAILEY, RC. 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.54: 1802–1807.

BUSS, DF.; BAPTISTA, DF.; NESSIMIAN, JL. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, v.19, n.2:465-473.

BUSS, DF.; OLIVEIRA, RB.; BAPTISTA, DF. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, n.3: 339-345.

CARNEIRO, FM.; BINI, LM.; RODRIGUES, LC. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicator*, v.10: 249–255.

COTTINGHAM, KL. e CARPENTER, SR. 1998. Population, community and ecosystem variates as ecological indicators: phytoplankton responses to whole-lake enrichment. *Ecological Applications*, v.8: 508–530

CUSHMAN, S. e MCGARIGAL, K. 2004. Patterns in the species–environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*, v.105: 117–124.

DAUVIN, JC.; GESTEIRA, JLG.; FRAGA, MS. 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, v.46: 552–555.

ELMOOR-LOUREIRO, LM. 1997. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. *Brasília: Editora Universa*. 156 p.

GIEHL, NFS; DIAS-SILVA, K.; JUEN, L.; BATISTA, JD.; CABETTE, HSR. 2014. Taxonomic resolution of Nepomorpha in streams. *Plos One*, v.9, n.8: 1-7.

GOMES e SOUZA, MB. 2008. Guia das tecamebas: Bacia do Rio Peruaçu. Subsídio para a conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco. Belo Horizonte. *Editora UFMG*. 159 p.

GUZMÁN-ALVIS, AI. e CARRASCO, F. 2005. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. *Scientia Marina*, v.69: 133–141.

HAWKINS, CP. e NORRIS, RH. 2000. Effects of taxonomic resolution and use of subsets of the fauna on the performance of RIVPACS-type models. In.: WRIGHT, JF.; SUTCLIFFE, DW.; FURSE, MT. (Eds) *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques* Freshwater Biological Association, UK, *Ambleside*, p.217–228.

HEINO, J. 2008. Influence of taxonomic resolution and data transformation on biotic matrix concordance and assemblage-environment relationship in stream macroinvertebrates. *Boreal Environment Research*, v.13: 359–369.

HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, v.10: 112-117.

HEINO, J. 2014. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? *Ecological Indicators*, v.36: 186–194

HEINO, J. e SOININEN, J. 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*, v.137: 78–89.

HEINO, J.; ERÖS, T.; KOTANEN, J.; RASK, M. 2010. Describing lake fish communities: do presence–absence and biomass data show similar spatial and environmental relationships? *Boreal Environment Research*, v.15: 69–80.

HILL, MO. e GAUCH, HG. 1980. Detrended Correspondence-Analysis - An Improved Ordination Technique. *Vegetatio*, v.42: 47-58.

KALLIMANIS, AS.; MAZARIS, AD.; TSAKANIKASA, D.; DIMOPOULOSA, P.; PANTISB, JD.; SGARDELIS, SP. 2012. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? *Ecological Indicators*, v.15, n.1: 100-104.

KHAN, SA. 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science*, v.91: 29–34.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. *Berlin: Gebriider Bernträger*, 1010 p.

KOSTE, W. e ROBERTSON, BA. 1983. Taxonomics studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana*, v.8, n. 2: 225-254.

KOSTE, W. e SHIEL, RJ. 1986. Rotifera from Australian Inland waters I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 37: 765-792.

JACKSON, DA. 1995. Protest - A Procrustean Randomization Test of Community Environment Concordance. *Ecoscience*, v.2: 297-303.

LANDEIRO, VL.; BINI, LM.; COSTA, FRC.; FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; DE SOUZA, JLP.; MORAESC, J.; MAGNUSSONA, WE. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, v.23: 366–373.

- LENAT, DR. e RESH, VH. 2001. Taxonomy and stream ecology – the benefits of genus- and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, v.20: 287–298.
- LOVELL, S.; HAMER, M.; SLOTOW, R.; HERBERT, D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation*, v.139: 113–125.
- MARSHALL, JC.; STEWARD, AL.; HARCH, BD. 2006. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dry land river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia*, v.572: 171-194.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, SN.; AGUENA, LS.; MIYAHARA, J. 1990. Eutrofização da Represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Revista Brasileira de Biologia*, v.50, n.4: 923-935.
- MATTHEWS, RA.; BUIKEMA, AL.; CAIRNS Jr., J. 1982. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. *Water Research*, v.16: 129-139.
- MAURER, D. 2000. The dark side of taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin*, v.40, n.2: 98–101.
- MELO, AS. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv fur Hydrobiologie*, v.164, n.3: 309–323.
- MOOG, O. 1995. Fauna Aquatica Austriaca. A comprehensive species inventory of austrian aquatic organisms with ecological notes. *Federal Ministry for Agriculture and Forestry, Wasserwirtschaftskataster, Vienna*.
- NOGRADY, T.; WALLACE, RL.; SNELL, TW. 1993. Rotifera: biology, ecology and systematic. In: DUMONT, H.J.F. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic Publishing*, v.1: 1-142.

NOGRADY, T. e SEGERS, H. 2002. Rotifera 6. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lintiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In.: DUMONT, HJ. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18. (Eds) *Backhuys Publishers BV*, Dordrecht, The Netherlands. 264 p.

OLSGARD, F. e SOMERFIELD, PJ. 2000. Surrogates in marine benthic investigations – which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v.7: 25–42.

PAGGI, JC e JOSÉ DE PAGGI, S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná médio. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 3: 685-719.

PASSY, SI. e LEGENDRE, P. 2006. Power law relationships among hierarchical taxonomic categories in algae reveal a new paradox of the plankton. *Global Ecology and Biogeography*, v.15: 528–535.

PEREIRA, RC.; ROQUE, FO.; CONSTANTINO, PAL.; SABINO, J.; UEHARA-PRADO, M. 2013. Monitoramento in situ da biodiversidade: Proposta para um Sistema Brasileiro de Monitoramento da Biodiversidade. Brasília/DF: *ICMBio*, 61p.

PERES-NETO, PR. e JACKSON, DA. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test, *Oecologia*, v.129: 169-178.

R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

REID, JW. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, v.9: 17-143.

REID, JW. e MORENO, IH. 1990. The Copepoda (Crustacea) of the Southern Pantanal, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v.3: 721-739.

RESH, VH. e MCELRAVY, EP. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In ROSENBERG, DM. e RESH, VH. (Eds) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman e Hall, New York, 159–194.

RESH, VH. e UNZICKER, JD. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal of Water Pollution Federation*, v.47: 9-19.

RIMET, F. e BOUCHEZ, A. 2012. Biomonitoring river diatoms: implications of taxonomic resolution. *Ecological Indicators*, v.15: 92–99.

ROCHA, O. e GÜNTZEL, AM. 1999. Crustáceos branquiópodos. In: ISMAEL, D; VALENTI, WC.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. *Invertebrados de Água doce - FAPESP*, v.4: 107-120.

SÁNCHEZ-MOYANO, JE.; FA, DA.; ESTACIO, FJ.; GARCÍA-GÓMEZ, JC. 2006. Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research*, v.60: 243–255.

SANTOS-SILVA, EN.; ROBERTSON, BA.; REID, J.; HARDY, ER. 1989. Atlas de copépodos planctônicos, Calanoida e Cyclopoida (Crustacea), da Amazônia Brasileira. Volume I. Represa de Curuá-Una, Pará. *Revista brasileira de Zoologia*, v.4, n.6: 725-758.

SANTOS-SILVA, EN. 2008. Calanoid Copepods of the Families Diaptomidae, Pseudodiaptomidae, and Centropagidae from Brazil. *Biologia Geral e Experimental*, v.8: 3-67.

SEGRS, H. 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta) In: DUMONT, HJF. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *Netherlands: SPB Academic*, v.2. 226 p.

SEGRS, H. e SHIEL, RJ. 2003. Microfaunal diversity in a biodiversity hotspot: new rotifers from Southwestern Australia. *Zoological Studies*, v.42, n.4: 516-521.

SCHMIDT-KLOIBER, A. e NIJBOER, RC. 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia*, v.516: 269–283.

SHIEL, RJ. e KOSTE, W. 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichercidae (Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.116, n.1: 1-27.

SHIEL, RJ. e KOSTE, W. 1993. Rotifera from Australian waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, v.117: 111-139.

SILVA, WM. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 154 p.

SILVA, WM. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 2005. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n.3: 521-531.

SINEV, AY. 2001. Redescription of *Alona glabra* Sars, 1901, a South American species of the *pulchella*-group (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta*, v.10, n.4: 273-280.

SMIRNOV, NN. 1974. Crustacea: Chydoridae. *Jerusalém: Israel Program for Scientific Translation*. 644 p.

STUBAUER, I. e MOOG, O. 2000. Taxonomic sufficiency versus need for information – comments on Austrian experience in biological water quality monitoring. *Verhandlungen Internationale Verein für Limnologie*, v.27: 2562–2566.

WAITE, IR.; HERLIHY, AT.; LARSEN, DP.; URQUHART, NS.; KLEMM, DJ. 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*: v.49, 474–489.



WARWICK, RM. 1993. Environmental impact studies on marine communities – pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, v.18: 63–80.

WUNSAM, SS.; CATTANEO, A.; BOURASSA, N. 2002. Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring : a case study from streams in the Laurentians. *Freshwater Biology*, v.47: 325–340.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT, HJ. 2005. Redescription of *Leydigia parva* Daday, 1905 and assignment to *Parvalona* gen. nov. (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). *Journal of Natural History*, v.39, n.23: 2125-2136.

VAN DAMME, K.; KOTOV, AA.; DUMONT, HJ. 2010. A checklist of names in *Alona* Baird 1843 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) and their current status: an analysis of the taxonomy of a lump genus. *Zootaxa*, v.2330: 1–63.

VERDONSCHOT, PFM. 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia*, v.566: 59–74.

VILLASEÑOR, JL.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; MEAVE, AJ.; ORTIZ, E. 2005. Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country. *Conservation Biology*, v.19, n.1: 232-238.

## 5. Conclusões Gerais

---

As análises realizadas para a comunidade zooplanctônica dos rios localizados na bacia do rio Madeira proporcionaram maior conhecimento da biodiversidade presente nessa área, já que para muitos dos tributários analisados não havia nenhum levantamento anterior de espécies para essa comunidade. Pelas análises e juntamente à revisão de literatura disponível verificou-se que a composição da comunidade zooplanctônica do rio Madeira e de seus tributários é semelhante à de outros rios amazônicos, com a presença de espécies endêmicas e com a dominância do microzooplâncton. Grandes lacunas ainda existem para a região Amazônica, no entanto, os resultados reunidos pelo presente estudo revelaram elevada diversidade para a comunidade zooplanctônica. A megadiversidade já evidenciada para tantos grupos da flora e fauna terrestre, deve se repetir também para os micro-invertebrados planctônicos.

Podemos concluir que não foram verificadas grandes alterações hidrológicas no rio Madeira após a construção da UHE de Santo Antônio, o que está diretamente relacionado com o tipo de funcionamento da usina, que é do tipo fio d' água. As alterações verificadas para a comunidade zooplanctônica amostrada no rio Madeira foram relativamente menores quando comparadas com os grandes reservatórios de acumulação da região, já que não foram registradas alterações para os valores de densidade numérica após o enchimento do reservatório, sendo estas apenas relacionadas aos períodos hidrológicos característicos da região. No entanto, foram verificadas diferenças nas proporções dos valores de biomassa dos principais grupos identificados, após o enchimento, em resposta às alterações moderadas nas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes disponíveis, sendo estas provavelmente relacionadas às inundações de áreas florestais.

Considerando a abordagem funcional empregada para a comunidade zooplanctônica notamos que esta é de grande relevância por considerar aspectos importantes das espécies e não apenas as características relacionadas à riqueza e abundâncias relativas. No entanto, concluímos que classificar os organismos em grupos funcionais requer um grande número de decisões arbitrárias. Para a comunidade zooplanctônica os grupos muito se assemelharam às características taxonômicas das espécies. Essa similaridade pode ter sido consequência tanto das escolhas dos traços funcionais utilizados como também ser uma característica própria do zooplâncton, considerando que muitas das diferenças taxonômicas das espécies se relacionam às suas características ecológicas dentro dos ambientes aquáticos. Durante a fase pré-

barramento do presente estudo, verificou-se que havia uma seleção das espécies de rotíferos e protozoários, espécies *r* estrategistas e de menor tamanho. No entanto, após o enchimento do reservatório verificou-se maior número de grupos funcionais coexistindo nos rios analisados, em consequência principalmente da heterogeneidade de recursos disponíveis, sendo esta relacionada ao aumento de nutrientes e de matéria orgânica disponível. Podemos considerar que o uso de grupos funcionais ainda necessita ser melhor compreendido para muitos grupos, especialmente para a comunidade zooplanctônica, e para isso, estudos envolvendo as características únicas de cada uma das espécies, quanto aos aspectos morfológicos, fisiológicos e comportamentais, são essenciais.

Pelos índices de diversidade funcional e taxonômica também é possível concluir que a construção da UHE de Santo Antônio provocou pequenas alterações na diversidade do zooplâncton dos rios analisados. Para a riqueza e diversidade de Shannon, não foram observadas alterações relacionadas ao enchimento do reservatório. No entanto, elevada uniformidade ( $J'$ ) das comunidades puderam ser verificadas após o enchimento e diferenças significativas foram registradas entre a fase de operação e as demais fases amostradas. Nota-se ainda que os valores registrados para esse índice foram significativamente associados à transparência da água, condutividade e nitrogênio total. É notório que após o enchimento do reservatório da UHE de Santo Antônio, os valores de nitrogênio total e matéria orgânica foram elevados para a maioria dos rios. Esse fato sugere que o aumento dos recursos disponíveis nos sistemas esteve fortemente associado à diminuição da dominância de espécies.

Para a diversidade e a equitabilidade funcional não foram registradas diferenças significativas para a maioria das amostragens. Esse resultado demonstra que embora haja variações a nível taxonômico, o mesmo não ocorre quando analisamos a importância funcional das espécies. Apesar da redução da dominância e o aumento do desenvolvimento de uma maior parcela de espécies após o enchimento, a diversidade funcional dos rios analisados pode ser considerada similar, antes e depois do barramento do rio Madeira. Sendo assim, a diversidade funcional da comunidade zooplanctônica pode ser considerada independente das variações taxonômicas. No entanto, este novo enfoque não representa uma substituição aos tradicionais índices taxonômicos e sim um complemento aos mesmos para um efetivo monitoramento da biodiversidade.

Considerando a abordagem de grupos substitutos, para a região estudada os valores registrados para as análises de concordâncias entre os grupos da comunidade zooplanctônica foram de baixa significância e também altamente variáveis entre os períodos hidrológicos e

entre os anos de amostragem. No entanto, as maiores concordâncias foram verificadas entre cladóceros e copépodes, o que está associado ao fato destes grupos serem filogeneticamente mais próximos quando comparados aos demais grupos. Apesar disso, podemos concluir que para a bacia do rio Madeira os resultados sugerem que não seria recomendável utilizar a abordagem de grupos substitutos para o zooplâncton e estudos voltados para a avaliação ambiental da região devem considerar todas as assembleias zooplanctônicas amostradas.

Em relação às análises de resolução taxonômica e numérica as tendências temporais e espaciais registradas para a comunidade zooplanctônica dos rios amazônicos foram similares quando se comparou a resolução taxonômica de gêneros por famílias e ainda quando se analisou as resoluções numéricas dos dados quantitativos e qualitativos. Contudo, os padrões gerados pelo nível de espécies não foram concordantes aos padrões gerados por gêneros e famílias, tanto para os dados de densidade numérica como para os dados de composição. É possível concluir que o uso de menores resoluções taxonômicas e numéricas deve ser usado com cautela em estudos de biomonitoramento. Em oposição a essas simplificações, a melhor maneira de se aumentar a eficiência dos estudos de biomonitoramento seria a possibilidade de obtenção de maiores recursos voltados ao avanço do conhecimento taxonômico de áreas onde este ainda é pouco desenvolvido, e investimentos em avanços tecnológicos que facilitem o reconhecimento e a enumeração das espécies. Podemos considerar que a taxonomia é o fundamento principal das pesquisas de cunho ecológico e, conseqüentemente, das aplicações práticas voltadas para a gestão ambiental dos ecossistemas e, portanto, esta deveria ser uma área de grande relevância dentro da ecologia moderna.

## **APÊNDICE**

**Tabela 1.** Valores de precipitação pluviométrica mensal (mm) registrados na estação meteorológica de Porto Velho-RO, durante os anos de 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013. Fonte: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental de Rondônia - SEDAM/RO.

|           | Precipitação mensal (mm) |      |      |      |      |
|-----------|--------------------------|------|------|------|------|
|           | 2009                     | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 |
| Janeiro   | 275                      | 356  | 406  | 380  | 327  |
| Fevereiro | 401                      | 143  | 390  | 302  | 377  |
| Março     | 315                      | 517  | 321  | 321  | 129  |
| Abril     | 242                      | 72   | 412  | 96   | 366  |
| Maiο      | 65                       | 91   | 31   | 83   | 98   |
| Junho     | 7                        | 6    | 1    | 66   | 29   |
| Julho     | 7                        | 0    | 3    | 4    | 30   |
| Agosto    | 75                       | 27   | 43   | 2    | 43   |
| Setembro  | 131                      | 80   | 191  | 125  | 122  |
| Outubro   | 164                      | 225  | 165  | 88   | 173  |
| Novembro  | 282                      | 303  | 122  | 97   | 311  |
| Dezembro  | 373                      | 233  | 358  | 480  | 551  |

**Tabela 2.** Valores de vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) e tempo de residência (dias) da água do rio Madeira (RO) durante os quatro anos de amostragem. Fonte: Agência Nacional da Águas (ANA).

| Anos | Meses     | Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) | Tempo de residência (dias) |
|------|-----------|--------------------------------------|----------------------------|
| 2009 | Setembro  | 5698,78                              | 1,28                       |
|      | Outubro   | 6485,79                              | 1,22                       |
|      | Novembro  | 10332,26                             | 1,05                       |
|      | Dezembro  | 19117,18                             | 0,95                       |
| 2010 | Janeiro   | 24561,24                             | 1,02                       |
|      | Fevereiro | 29133,23                             | 1,05                       |
|      | Março     | 32103,87                             | 1,07                       |
|      | Abril     | 29036,86                             | 1,05                       |
|      | Maiο      | 21836,25                             | 1,01                       |
|      | Junho     | 12362,17                             | 1,03                       |
|      | Julho     | 6874,31                              | 1,19                       |
|      | Agosto    | 4676,81                              | 1,44                       |
|      | Setembro  | 3564,47                              | 1,67                       |
|      | Outubro   | 4058,36                              | 1,70                       |
|      | Novembro  | 5837,94                              | 1,28                       |
|      | Dezembro  | 9649,35                              | 1,06                       |
| 2011 | Janeiro   | 17580,94                             | 0,95                       |
|      | Fevereiro | 25831,63                             | 1,03                       |
|      | Março     | 33827,88                             | 1,16                       |
|      | Abril     | 36337,10                             | 1,28                       |
|      | Maiο      | 26049,76                             | 1,18                       |
|      | Junho     | 15315,62                             | 1,11                       |
|      | Julho     | 8432,58                              | 1,28                       |
|      | Agosto    | 6067,60                              | 1,48                       |
|      | Setembro  | 4290,56                              | 1,65                       |
|      | Outubro   | 5784,28                              | 1,44                       |
|      | Novembro  | 5971,49                              | 1,39                       |
|      | Dezembro  | 10945,83                             | 1,19                       |
| 2012 | Janeiro   | 18425,73                             | 1,14                       |
|      | Fevereiro | 26704,95                             | 1,29                       |
|      | Março     | 33278,02                             | 1,37                       |
|      | Abril     | 30369,95                             | 1,25                       |
|      | Maiο      | 26604,10                             | 1,20                       |
|      | Junho     | 20560,39                             | 1,16                       |
|      | Julho     | 14513,00                             | 1,16                       |
|      | Agosto    | 7128,95                              | 1,38                       |
|      | Setembro  | 3877,83                              | 1,85                       |
|      | Outubro   | 5151,06                              | 1,63                       |
|      | Novembro  | 6948,24                              | 1,36                       |
|      | Dezembro  | 14297,72                             | 1,17                       |
| 2013 | Janeiro   | 24150,85                             | 1,15                       |
|      | Fevereiro | 26789,61                             | 1,15                       |
|      | Março     | 35778,30                             | 1,18                       |
|      | Abril     | 38000,51                             | 1,18                       |
|      | Maiο      | 24401,48                             | 1,15                       |
|      | Junho     | 15918,29                             | 1,15                       |
|      | Julho     | 12355,73                             | 1,21                       |

**Tabela 3.** Variáveis físicas, químicas e biológicas registradas em diferentes pontos do rio Madeira (M = montante; J = jusante), medidas trimestralmente durante o primeiro ano caracterizado pela fase de instalação 1 da UHE de Santo Antônio (outubro de 2009 a agosto de 2010). Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica).

|              |              |    | Prof.<br>(m) | Trans.<br>(m) | Zeu<br>(m) | Temp.<br>(°C) | Cond.<br>( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH  | Turb.<br>(NTU) | OD<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor.<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) |
|--------------|--------------|----|--------------|---------------|------------|---------------|------------------------------------|-----|----------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Instalação 1 | Águas baixas | M5 | 7,0          | 0,1           | 0,3        | 29,3          | 101,0                              | 7,5 | 326,5          | 7,6                          | 470,5                          | 406,1                          | 0,1                               | 279,0                        | 250,5                        | 28,5                         |
|              |              | M4 | 14,9         | 0,1           | 0,3        | 29,5          | 101,0                              | 7,5 | 305,7          | 7,6                          | 413,0                          | 230,5                          | 0,1                               | 273,5                        | 239,5                        | 34,0                         |
|              |              | M3 | 10,5         | 0,1           | 0,3        | 29,3          | 99,0                               | 7,4 | 330,7          | 7,6                          | 343,0                          | 369,0                          | 0,1                               | 273,0                        | 130,0                        | 143,0                        |
|              |              | M2 | 14,0         | 0,1           | 0,3        | 29,7          | 102,0                              | 7,6 | 258,4          | 7,6                          | 405,1                          | 254,0                          | 0,1                               | 288,0                        | 220,0                        | 68,0                         |
|              |              | M1 | 10,0         | 0,1           | 0,3        | 29,6          | 100,0                              | 7,5 | 281,5          | 7,6                          | 386,0                          | 200,3                          | 0,1                               | 195,5                        | 113,5                        | 82,0                         |
|              |              | J1 | 15,0         | 0,1           | 0,3        | 29,7          | 101,0                              | 7,6 | 278,7          | 7,6                          | 419,1                          | 675,5                          | 0,1                               | 260,0                        | 177,0                        | 83,0                         |
|              |              | J2 | 13,9         | 0,1           | 0,3        | 29,8          | 102,0                              | 7,5 | 256,5          | 7,6                          | 200,0                          | 102,2                          | 0,1                               | 215,0                        | 98,5                         | 116,5                        |
|              |              | J3 | 9,0          | 0,1           | 0,3        | 29,7          | 97,0                               | 7,4 | 332,1          | 7,6                          | 372,7                          | 148,4                          | 0,1                               | 290,0                        | 259,0                        | 31,0                         |
|              | Enchente     | M5 | -            | 0,1           | 0,3        | 28,0          | 81,0                               | 7,1 | 785,4          | 6,7                          | 1245,2                         | 434,6                          | 0,0                               | 858,0                        | 778,0                        | 80,0                         |
|              |              | M4 | -            | 0,1           | 0,3        | 28,0          | 81,0                               | 7,0 | 825,4          | 6,6                          | 895,0                          | 343,2                          | 0,1                               | 736,0                        | 661,0                        | 75,0                         |
|              |              | M3 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,0          | 79,0                               | 7,0 | 689,6          | 6,6                          | 886,7                          | 517,8                          | 0,1                               | 738,0                        | 699,0                        | 39,0                         |
|              |              | M2 | -            | 0,1           | 0,2        | 27,9          | 79,0                               | 7,0 | 649,6          | 6,5                          | 1042,9                         | 341,3                          | 0,1                               | 919,0                        | 879,0                        | 40,0                         |
|              |              | M1 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,0          | 79,0                               | 6,9 | 720,6          | 7,6                          | 1386,6                         | 320,8                          | 0,1                               | 507,0                        | 461,0                        | 46,0                         |
|              |              | J1 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,1          | 75,0                               | 7,0 | 694,3          | 7,5                          | 979,6                          | 354,5                          | 0,1                               | 829,0                        | 746,0                        | 83,0                         |
|              |              | J2 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,2          | 76,0                               | 7,0 | 709,7          | 7,4                          | 1453,9                         | 360,9                          | 1,2                               | 709,0                        | 633,0                        | 76,0                         |
|              |              | J3 | -            | 0,1           | 0,3        | 28,1          | 63,0                               | 6,8 | 528,8          | 6,8                          | 827,4                          | 157,1                          | 4,6                               | 280,0                        | 97,0                         | 183,0                        |
|              | Águas altas  | M5 | -            | 0,1           | 0,2        | 27,7          | 67,0                               | 6,8 | 351,9          | 5,4                          | 1304,8                         | 339,5                          | 0,1                               | 381,0                        | 242,0                        | 139,0                        |
|              |              | M4 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,1          | 67,0                               | 6,7 | 238,3          | 5,5                          | 926,1                          | 328,0                          | 0,1                               | 158,0                        | 120,0                        | 38,0                         |
|              |              | M3 | -            | 0,1           | 0,2        | 27,7          | 65,0                               | 6,8 | 268,8          | 5,3                          | 944,1                          | 479,2                          | 0,1                               | 273,0                        | 162,0                        | 111,0                        |
|              |              | M2 | -            | 0,1           | 0,2        | 27,9          | 65,0                               | 6,8 | 304,4          | 5,3                          | 952,4                          | 466,0                          | 0,1                               | 269,0                        | 154,0                        | 115,0                        |
|              |              | M1 | -            | 0,1           | 0,2        | 27,9          | 66,0                               | 6,7 | 225,4          | 6,0                          | 742,9                          | 324,7                          | 0,1                               | 168,0                        | 124,0                        | 44,0                         |
|              |              | J1 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,0          | 66,0                               | 6,7 | 326,3          | 6,2                          | 809,6                          | 342,5                          | 0,1                               | 222,0                        | 135,0                        | 87,0                         |
|              |              | J2 | -            | 0,1           | 0,2        | 27,9          | 66,0                               | 6,6 | 334,0          | 6,0                          | 772,0                          | 193,6                          | 2,7                               | 57,0                         | 56,0                         | 1,0                          |
|              |              | J3 | -            | 0,1           | 0,2        | 28,1          | 62,0                               | 6,8 | 244,6          | 5,9                          | 783,6                          | 173,0                          | 2,8                               | 199,0                        | 79,0                         | 120,0                        |
|              | Vazante      | M5 | -            | 0,2           | 0,5        | 27,0          | 116,0                              | 7,4 | 88,4           | 8,0                          | 834,5                          | 136,8                          | 2,3                               | 133,0                        | 128,0                        | 5,0                          |
|              |              | M4 | -            | 0,2           | 0,6        | 26,9          | 115,0                              | 7,4 | 84,9           | 7,8                          | 1004,8                         | 161,6                          | 2,7                               | 161,0                        | 133,0                        | 28,0                         |
|              |              | M3 | -            | 0,2           | 0,6        | 26,8          | 111,0                              | 7,4 | 84,3           | 7,6                          | 736,7                          | 142,3                          | 2,7                               | 349,0                        | 340,0                        | 9,0                          |
|              |              | M2 | -            | 0,2           | 0,6        | 27,7          | 112,0                              | 7,4 | 71,7           | 6,9                          | 812,6                          | 145,2                          | 2,0                               | 107,0                        | 53,0                         | 54,0                         |
|              |              | M1 | -            | 0,2           | 0,5        | 27,9          | 111,0                              | 7,5 | 96,7           | 8,2                          | 834,2                          | 199,8                          | 0,1                               | 120,0                        | 81,0                         | 39,0                         |
|              |              | J1 | -            | 0,2           | 0,5        | 26,4          | 110,0                              | 7,5 | 88,8           | 8,1                          | 1015,3                         | 156,3                          | 0,7                               | 131,0                        | 129,0                        | 2,0                          |
|              |              | J2 | -            | 0,2           | 0,5        | 26,6          | 110,0                              | 7,4 | 97,3           | 8,4                          | 605,6                          | 144,9                          | 1,5                               | 160,0                        | 122,0                        | 38,0                         |
|              |              | J3 | -            | 0,2           | 0,5        | 26,5          | 101,0                              | 7,3 | 96,7           | 7,9                          | 586,2                          | 179,0                          | 1,1                               | 142,5                        | 84,5                         | 58,0                         |



**Tabela 4.** Parâmetros registrados para as variáveis físicas, químicas e biológicas em diferentes pontos do rio Madeira (M = montante; J = jusante) medidas trimestralmente durante o segundo ano caracterizado pela fase de instalação 2 da UHE de Santo Antônio (setembro de 2010 a setembro de 2011). Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica).

|              |              | Prof.<br>(m) | Trans.<br>(m) | Zeu<br>(m) | Temp.<br>(°C) | Cond.<br>( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH    | Turb.<br>(NTU) | OD<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor.<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) |      |
|--------------|--------------|--------------|---------------|------------|---------------|------------------------------------|-------|----------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------|
| Instalação 2 | Águas baixas | M5           | -             | 0,2        | 0,5           | 29,5                               | 144,0 | 7,9            | 87,2                         | 7,7                            | 1572,1                         | 65,8                              | 3,7                          | 119,0                        | 86,0                         | 33,0 |
|              |              | M4           | -             | 0,2        | 0,5           | 29,4                               | 148,0 | 7,8            | 79,7                         | 7,4                            | 1188,7                         | 56,6                              | 0,1                          | 128,0                        | 102,0                        | 26,0 |
|              |              | M3           | -             | 0,2        | 0,5           | 29,7                               | 145,0 | 7,9            | 73,0                         | 7,9                            | 1515,3                         | 53,1                              | 30,9                         | 113,0                        | 93,0                         | 20,0 |
|              |              | M2           | -             | 0,2        | 0,5           | 30,3                               | 148,0 | 7,9            | 67,4                         | 7,8                            | 1445,0                         | 52,0                              | 0,9                          | 118,0                        | 75,0                         | 43,0 |
|              |              | M1           | -             | 0,2        | 0,6           | 29,8                               | 147,0 | 7,8            | 72,1                         | 8,7                            | 1557,8                         | 77,1                              | 1,2                          | 117,0                        | 74,0                         | 43,0 |
|              |              | J1           | -             | 0,2        | 0,6           | 29,8                               | 149,0 | 7,8            | 67,7                         | 8,7                            | 1459,7                         | 57,2                              | 4,4                          | 170,0                        | 102,0                        | 68,0 |
|              |              | J2           | -             | 0,2        | 0,6           | 30,1                               | 148,0 | 7,9            | 68,0                         | 9,0                            | 1408,1                         | 124,0                             | 8,4                          | 103,0                        | 54,0                         | 49,0 |
|              |              | J3           | -             | 0,3        | 0,8           | 30,3                               | 136,0 | 7,7            | 66,1                         | 7,8                            | 1837,8                         | 108,6                             | 0,9                          | 262,0                        | 219,0                        | 43,0 |
|              | Enchente     | M5           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,1                               | 88,5  | 7,1            | 566,4                        | 7,4                            | 1699,9                         | 410,0                             | 12,6                         | 462,0                        | 411,0                        | 51,0 |
|              |              | M4           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,3                               | 87,3  | 7,1            | 495,2                        | 7,4                            | 993,2                          | 263,9                             | 10,9                         | 414,0                        | 368,0                        | 46,0 |
|              |              | M3           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,5                               | 92,0  | 7,2            | 453,4                        | 6,9                            | 1206,7                         | 494,6                             | 12,5                         | 780,0                        | 714,0                        | 66,0 |
|              |              | M2           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,4                               | 88,0  | 7,1            | 542,1                        | 6,9                            | 686,3                          | 559,8                             | 9,7                          | 599,0                        | 548,0                        | 51,0 |
|              |              | M1           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,8                               | 79,0  | 7,1            | 492,9                        | 7,9                            | 584,4                          | 665,8                             | 8,7                          | 514,0                        | 451,0                        | 63,0 |
|              |              | J1           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,9                               | 80,0  | 7,3            | 488,2                        | 8,0                            | 917,2                          | 566,3                             | 8,6                          | 407,0                        | 381,0                        | 26,0 |
|              |              | J2           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,8                               | 97,0  | 7,2            | 634,1                        | 7,9                            | 877,0                          | 678,9                             | 7,4                          | 643,0                        | 594,0                        | 49,0 |
|              |              | J3           | -             | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 80,0  | 7,2            | 473,5                        | 7,4                            | 762,0                          | 535,6                             | 13,7                         | 431,0                        | 371,0                        | 60,0 |
|              | Águas altas  | M5           | -             | 0,1        | 0,2           | 26,7                               | 59,0  | 6,5            | 364,4                        | 4,6                            | 724,8                          | 348,7                             | 10,7                         | 483,0                        | 445,0                        | 38,0 |
|              |              | M4           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,0                               | 60,0  | 6,7            | 334,4                        | 4,5                            | 727,1                          | 253,2                             | 7,6                          | 328,0                        | 291,0                        | 37,0 |
|              |              | M3           | -             | 0,1        | 0,2           | 26,7                               | 56,0  | 6,5            | 342,6                        | 4,4                            | 684,2                          | 347,4                             | 2,2                          | 451,0                        | 401,0                        | 50,0 |
|              |              | M2           | -             | 0,1        | 0,2           | 26,7                               | 57,0  | 6,6            | 407,2                        | 4,4                            | 640,4                          | 247,3                             | 6,2                          | 311,0                        | 269,0                        | 42,0 |
|              |              | M1           | -             | 0,1        | 0,2           | 26,7                               | 57,0  | 6,4            | 303,7                        | 4,7                            | 711,4                          | 297,4                             | 7,3                          | 341,0                        | 293,0                        | 48,0 |
|              |              | J1           | -             | 0,1        | 0,2           | 26,8                               | 57,0  | 6,4            | 379,7                        | 4,7                            | 1036,3                         | 276,5                             | 2,7                          | 406,0                        | 363,0                        | 43,0 |
|              |              | J2           | -             | 0,1        | 0,2           | 26,7                               | 57,0  | 6,5            | 393,6                        | 4,7                            | 0,0                            | 319,7                             | 2,6                          | 400,0                        | 373,0                        | 27,0 |
|              |              | J3           | -             | 0,1        | 0,2           | 27,2                               | 52,0  | 6,3            | 308,5                        | 4,4                            | 0,0                            | 274,7                             | 3,4                          | 218,0                        | 198,0                        | 20,0 |
|              | Vazante      | M5           | 8,0           | 0,1        | 0,2           | 27,6                               | 103,0 | 7,6            | 159,6                        | 7,9                            | 615,9                          | 172,1                             | 4,0                          | 209,0                        | 127,0                        | 82,0 |
|              |              | M4           | 14,0          | 0,1        | 0,2           | 28,5                               | 104,0 | 7,3            | 137,0                        | 7,7                            | 1309,5                         | 196,3                             | 5,6                          | 183,0                        | 114,0                        | 69,0 |
|              |              | M3           | 14,0          | 0,1        | 0,2           | 27,9                               | 103,0 | 7,4            | 148,2                        | 7,6                            | 661,9                          | 176,7                             | 6,0                          | 191,0                        | 92,0                         | 99,0 |
|              |              | M2           | 15,0          | 0,1        | 0,3           | 28,3                               | 103,0 | 7,3            | 128,7                        | 7,4                            | 800,1                          | 196,8                             | 6,7                          | 179,0                        | 105,0                        | 74,0 |
|              |              | M1           | 10,0          | 0,1        | 0,2           | 27,8                               | 106,0 | 7,4            | 176,2                        | 8,6                            | 278,1                          | 120,5                             | 6,6                          | 181,0                        | 158,0                        | 23,0 |
|              |              | J1           | 26,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 103,0 | 7,5            | 173,8                        | 8,5                            | 895,5                          | 192,8                             | 2,6                          | 197,0                        | 172,0                        | 25,0 |
|              |              | J2           | 13,0          | 0,1        | 0,2           | 28,5                               | 103,0 | 7,3            | 135,9                        | 8,3                            | 779,4                          | 176,8                             | 6,3                          | 134,0                        | 130,0                        | 20,0 |
|              |              | J3           | 7,2           | 0,1        | 0,3           | 28,1                               | 75,0  | 7,5            | 136,4                        | 6,9                            | 766,8                          | 171,8                             | 8,0                          | 146,0                        | 107,0                        | 39,0 |

**Tabela 5.** Parâmetros registrados para as variáveis físicas, químicas e biológicas em diferentes pontos do rio Madeira (M = montante; J = jusante) medidas trimestralmente durante o terceiro ano caracterizado pela fase de enchimento e estabilização da UHE de Santo Antônio (outubro de 2011 a setembro de 2012). Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica).

|                            |              | Prof.<br>(m) | Trans.<br>(m) | Zeu<br>(m) | Temp.<br>(°C) | Cond.<br>( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH    | Turb.<br>(NTU) | OD<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor.<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) |       |
|----------------------------|--------------|--------------|---------------|------------|---------------|------------------------------------|-------|----------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------|
| Enchimento e Estabilização | Águas baixas | M5           | 10,0          | 0,1        | 0,2           | 30,4                               | 126,0 | 7,6            | 272,3                        | 7,0                            | 1546,4                         | 212,8                             | 7,7                          | 303,0                        | 280,0                        | 23,0  |
|                            |              | M4           | 8,5           | 0,1        | 0,2           | 30,0                               | 127,0 | 7,6            | 220,8                        | 6,9                            | 1382,0                         | 218,7                             | 2,9                          | 211,0                        | 161,0                        | 50,0  |
|                            |              | M3           | 13,0          | 0,1        | 0,3           | 30,0                               | 124,0 | 7,5            | 186,8                        | 7,0                            | 1249,9                         | 182,9                             | 3,2                          | 194,0                        | 129,0                        | 65,0  |
|                            |              | M2           | 27,0          | 0,1        | 0,3           | 29,9                               | 125,0 | 7,6            | 176,0                        | 6,9                            | 1381,5                         | 178,3                             | 3,0                          | 137,0                        | 120,0                        | 17,0  |
|                            |              | M1           | 12,0          | 0,1        | 0,3           | 29,8                               | 124,0 | 7,6            | 176,3                        | 8,3                            | 3195,9                         | 209,2                             | 3,1                          | 197,0                        | 88,0                         | 109,0 |
|                            |              | J1           | 21,0          | 0,1        | 0,2           | 29,9                               | 122,0 | 7,6            | 196,6                        | 8,4                            | 937,4                          | 184,7                             | 2,6                          | 161,0                        | 140,0                        | 21,0  |
|                            |              | J2           | 12,0          | 0,1        | 0,3           | 30,2                               | 123,0 | 7,6            | 171,8                        | 8,2                            | 1221,3                         | 207,2                             | 4,9                          | 208,0                        | 195,0                        | 13,0  |
|                            |              | J3           | 7,3           | 0,1        | 0,2           | 29,5                               | 111,0 | 7,6            | 256,2                        | 7,3                            | 1410,4                         | 284,4                             | 2,3                          | 434,0                        | 296,0                        | 138,0 |
|                            | Enchente     | M5           | 17,0          | 0,1        | 0,2           | 27,7                               | 73,0  | 6,8            | 596,0                        | 6,6                            | 1236,1                         | 567,3                             | 2,2                          | 702,0                        | -                            | -     |
|                            |              | M4           | 19,0          | 0,1        | 0,2           | 27,7                               | 72,0  | 6,7            | 474,8                        | 6,5                            | 922,0                          | 459,1                             | 1,5                          | 577,0                        | -                            | -     |
|                            |              | M3           | 29,0          | 0,1        | 0,2           | 27,8                               | 71,0  | 7,0            | 566,5                        | 6,3                            | 1218,5                         | 527,2                             | 2,0                          | 590,0                        | -                            | -     |
|                            |              | M2           | 23,6          | 0,1        | 0,2           | 27,7                               | 69,0  | 7,0            | 555,8                        | 6,1                            | 1046,4                         | 464,4                             | 1,3                          | 582,0                        | 456,0                        | 126,0 |
|                            |              | M1           | 29,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 69,0  | 6,9            | 582,7                        | 6,1                            | 1084,4                         | 345,0                             | 2,0                          | 456,0                        | 456,0                        | 0,0   |
|                            |              | J1           | 26,0          | 0,1        | 0,2           | 27,7                               | 70,0  | 7,0            | 576,5                        | 9,0                            | 988,2                          | 562,1                             | 2,6                          | 632,0                        | 544,0                        | 54,0  |
|                            |              | J2           | 27,0          | 0,1        | 0,2           | 27,8                               | 68,0  | 7,0            | 500,0                        | 8,0                            | 1597,5                         | 527,4                             | 3,1                          | 587,0                        | 247,0                        | 345,0 |
|                            |              | J3           | 14,0          | 0,1        | 0,2           | 27,7                               | 64,0  | 7,0            | 557,5                        | 8,4                            | 1168,3                         | 431,7                             | 1,7                          | 608,0                        | 229,0                        | 354,0 |
|                            | Águas altas  | M5           | 17,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 77,0  | 6,5            | 439,8                        | 5,6                            | 1889,2                         | 399,0                             | 2,9                          | 569,0                        | 458,0                        | 111,0 |
|                            |              | M4           | 19,0          | 0,1        | 0,2           | 28,3                               | 77,0  | 6,5            | 408,4                        | 5,5                            | 1246,2                         | 257,8                             | 2,2                          | 368,0                        | 290,0                        | 78,0  |
|                            |              | M3           | 23,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 81,0  | 6,9            | 347,0                        | 5,4                            | 1805,3                         | 363,5                             | 2,1                          | 408,0                        | 324,0                        | 84,0  |
|                            |              | M2           | 31,0          | 0,1        | 0,2           | 28,2                               | 76,0  | 6,5            | 356,4                        | 5,5                            | 2208,8                         | 245,4                             | 1,9                          | 353,0                        | 335,0                        | 18,0  |
|                            |              | M1           | 28,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 76,0  | 6,5            | 456,6                        | 5,3                            | 2353,8                         | 371,9                             | 1,7                          | 389,0                        | 262,0                        | 127,0 |
|                            |              | J1           | 18,0          | 0,1        | 0,2           | 28,2                               | 77,0  | 6,4            | 381,3                        | 8,1                            | 2702,3                         | 339,1                             | 2,0                          | 453,0                        | 290,0                        | 163,0 |
|                            |              | J2           | 18,0          | 0,1        | 0,2           | 28,2                               | 76,0  | 6,5            | 384,7                        | 8,4                            | 2687,7                         | 371,0                             | 4,2                          | 480,0                        | 314,0                        | 166,0 |
|                            |              | J3           | 17,0          | 0,1        | 0,2           | 28,2                               | 74,0  | 6,6            | 305,0                        | 7,8                            | 2137,6                         | 281,0                             | 2,9                          | 336,0                        | 154,0                        | 182,0 |
|                            | Vazante      | M5           | 15,0          | 0,1        | 0,2           | 26,1                               | 79,0  | 6,9            | 211,1                        | 7,0                            | 1586,5                         | 242,4                             | 1,1                          | 189,0                        | -                            | -     |
|                            |              | M4           | 19,0          | 0,1        | 0,2           | 25,8                               | 79,0  | 7,0            | 199,2                        | 6,9                            | 1880,7                         | 204,4                             | 1,8                          | 191,0                        | -                            | -     |
|                            |              | M3           | 19,0          | 0,1        | 0,2           | 26,2                               | 71,0  | 6,9            | 218,6                        | 6,8                            | 1829,9                         | 189,3                             | 3,6                          | 181,0                        | -                            | -     |
|                            |              | M2           | 29,0          | 0,1        | 0,2           | 26,2                               | 70,0  | 6,9            | 209,1                        | 6,6                            | 1764,7                         | 210,0                             | 2,8                          | 176,0                        | 218,0                        | 88,0  |
| M1                         |              | 33,0         | 0,1           | 0,2        | 26,4          | 71,0                               | 6,8   | 169,1          | 6,6                          | 1729,0                         | 269,1                          | 1,2                               | 209,0                        | 226,0                        | 72,0                         |       |
| J1                         |              | 28,0         | 0,1           | 0,2        | 26,2          | 75,0                               | 6,5   | 183,6          | 9,7                          | 1750,8                         | 248,6                          | 2,4                               | 187,0                        | 244,0                        | 86,0                         |       |
| J2                         |              | 24,0         | 0,1           | 0,2        | 26,2          | 74,0                               | 6,6   | 187,8          | 9,4                          | 1834,6                         | 309,4                          | 3,0                               | 170,0                        | 144,0                        | 76,0                         |       |
| J3                         |              | 12,0         | 0,1           | 0,2        | 26,2          | 72,0                               | 6,6   | 209,8          | 8,9                          | 1761,2                         | 282,5                          | 1,1                               | 177,0                        | 144,0                        | 48,0                         |       |

**Tabela 6.** Parâmetros registrados para as variáveis físicas, químicas e biológicas em diferentes pontos do rio Madeira (M = montante; J = jusante) medidas trimestralmente durante o quarto ano caracterizado pela fase de operação da UHE de Santo Antônio (outubro de 2011 a setembro de 2012). Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica).

|          |              | Prof.<br>(m) | Trans.<br>(m) | Zeu<br>(m) | Temp.<br>(°C) | Cond.<br>( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH    | Turb.<br>(NTU) | OD<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor.<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI<br>( $\text{mg L}^{-1}$ ) |       |
|----------|--------------|--------------|---------------|------------|---------------|------------------------------------|-------|----------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------|
| Operação | Águas baixas | M5           | 13,0          | 0,1        | 0,2           | 30,6                               | 97,0  | 7,3            | 254,7                        | 7,6                            | 1556,1                         | 197,1                             | 1,1                          | 193,0                        | 135,0                        | 54,0  |
|          |              | M4           | 18,0          | 0,1        | 0,2           | 32,3                               | 105,0 | 7,5            | 231,1                        | 7,4                            | 1424,3                         | 182,8                             | 3,2                          | 139,0                        | 142,0                        | 49,0  |
|          |              | M3           | 20,0          | 0,1        | 0,2           | 32,2                               | 111,0 | 7,6            | 131,1                        | 7,3                            | 1223,0                         | 130,2                             | 5,2                          | 120,0                        | 122,0                        | 59,0  |
|          |              | M2           | 27,0          | 0,1        | 0,3           | 31,5                               | 111,0 | 7,5            | 115,2                        | 7,2                            | 1010,0                         | 107,5                             | 3,3                          | 82,0                         | 151,0                        | 25,0  |
|          |              | M1           | 36,0          | 0,1        | 0,3           | 31,5                               | 118,0 | 7,5            | 110,2                        | 7,2                            | 1017,0                         | 109,9                             | 4,9                          | 90,0                         | 186,0                        | 23,0  |
|          |              | J1           | 22,0          | 0,1        | 0,2           | 30,9                               | 111,0 | 7,4            | 127,0                        | 8,6                            | 1111,5                         | 91,4                              | 3,7                          | 83,0                         | 136,0                        | 51,0  |
|          |              | J2           | 18,5          | 0,1        | 0,2           | 31,9                               | 112,0 | 7,4            | 114,9                        | 8,4                            | 1193,6                         | 117,6                             | 3,6                          | 86,0                         | 103,0                        | 67,0  |
|          |              | J3           | 10,0          | 0,1        | 0,2           | 31,0                               | 112,0 | 7,6            | 139,1                        | 7,9                            | 1575,5                         | 133,3                             | 2,4                          | 168,0                        | 118,0                        | 59,0  |
|          | Enchente     | M5           | 19,0          | 0,1        | 0,2           | 27,3                               | 85,0  | 7,1            | 753,4                        | 6,9                            | 3840,2                         | 693,5                             | 0,4                          | 1413,0                       | 118,0                        | 75,0  |
|          |              | M4           | 20,0          | 0,1        | 0,2           | 27,3                               | 85,0  | 7,0            | 592,6                        | 6,8                            | 3332,1                         | 790,1                             | 2,8                          | 1303,0                       | 85,0                         | 54,0  |
|          |              | M3           | 27,0          | 0,1        | 0,2           | 27,5                               | 85,0  | 6,9            | 684,8                        | 6,8                            | 4346,9                         | 495,1                             | 2,7                          | 1108,0                       | 56,0                         | 64,0  |
|          |              | M2           | 35,0          | 0,1        | 0,2           | 27,1                               | 84,0  | 6,9            | 720,3                        | 6,6                            | 2509,5                         | 296,6                             | 1,3                          | 787,0                        | 32,0                         | 50,0  |
|          |              | M1           | 32,0          | 0,1        | 0,2           | 27,4                               | 84,0  | 7,0            | 547,7                        | 6,7                            | 2705,9                         | 278,4                             | 2,1                          | 558,0                        | 30,0                         | 60,0  |
|          |              | J1           | 27,0          | 0,1        | 0,2           | 27,2                               | 82,0  | 6,7            | 563,5                        | 9,3                            | 3492,3                         | 472,9                             | 2,3                          | 741,0                        | 53,0                         | 30,0  |
|          |              | J2           | 23,0          | 0,1        | 0,2           | 27,2                               | 83,0  | 7,0            | 570,3                        | 9,4                            | 2766,5                         | 467,7                             | 3,2                          | 743,0                        | 58,0                         | 28,0  |
|          |              | J3           | 18,0          | 0,1        | 0,2           | 27,2                               | 82,0  | 7,1            | 557,8                        | 8,8                            | 3380,3                         | 584,4                             | 2,7                          | 709,0                        | 98,0                         | 70,0  |
|          | Águas altas  | M5           | 18,0          | 0,1        | 0,2           | 27,8                               | 58,0  | 6,2            | 434,2                        | 6,3                            | 3870,6                         | 441,3                             | 1,3                          | 666,5                        | 1248,0                       | 165,0 |
|          |              | M4           | 19,0          | 0,1        | 0,2           | 27,9                               | 58,0  | 6,4            | 313,0                        | 6,2                            | 2747,1                         | 236,9                             | 2,4                          | 371,5                        | 1130,0                       | 173,0 |
|          |              | M3           | 20,0          | 0,1        | 0,2           | 27,9                               | 57,0  | 6,2            | 348,4                        | 6,1                            | 3546,5                         | 284,0                             | 1,6                          | 422,0                        | 938,0                        | 170,0 |
|          |              | M2           | 30,0          | 0,1        | 0,2           | 27,9                               | 58,0  | 6,2            | 326,3                        | 6,0                            | 2119,6                         | 303,8                             | 2,2                          | 397,0                        | 633,0                        | 154,0 |
|          |              | M1           | 35,0          | 0,1        | 0,2           | 27,9                               | 57,0  | 6,2            | 311,7                        | 6,0                            | 2634,6                         | 306,1                             | 1,6                          | 341,5                        | 472,0                        | 86,0  |
|          |              | J1           | 32,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 58,0  | 6,1            | 372,3                        | 8,2                            | 2795,7                         | 350,9                             | 1,4                          | 548,0                        | 650,0                        | 91,0  |
|          |              | J2           | 37,0          | 0,1        | 0,2           | 28,1                               | 57,0  | 6,3            | 356,1                        | 8,2                            | 3155,3                         | 295,4                             | 1,6                          | 585,0                        | 668,0                        | 75,0  |
|          |              | J3           | 18,0          | 0,1        | 0,2           | 28,2                               | 56,0  | 6,2            | 283,8                        | 7,7                            | 2547,4                         | 254,4                             | 1,6                          | 466,0                        | 607,0                        | 102,0 |
|          | Vazante      | M5           | 15,0          | 0,1        | 0,2           | 26,6                               | 82,0  | 6,6            | 328,1                        | 8,7                            | 1061,7                         | 231,2                             | 1,6                          | 291,0                        | -                            | -     |
|          |              | M4           | 14,0          | 0,1        | 0,2           | 26,7                               | 82,0  | 6,8            | 304,5                        | 8,5                            | 985,1                          | 232,0                             | 0,1                          | 338,0                        | -                            | -     |
|          |              | M3           | 20,0          | 0,1        | 0,2           | 26,8                               | 81,0  | 6,9            | 279,1                        | 8,6                            | 1038,6                         | 181,5                             | 0,1                          | 238,0                        | -                            | -     |
|          |              | M2           | 30,0          | 0,1        | 0,2           | 27,0                               | 80,0  | 7,0            | 273,3                        | 8,1                            | 696,9                          | 148,5                             | 0,1                          | 203,5                        | -                            | -     |
| M1       |              | 34,0         | 0,1           | 0,2        | 27,0          | 80,0                               | 6,7   | 258,4          | 8,1                          | 829,6                          | 144,1                          | 0,1                               | 187,5                        | -                            | -                            |       |
| J1       |              | 32,0         | 0,1           | 0,2        | 27,1          | 80,0                               | 6,7   | 253,0          | 9,6                          | 1115,5                         | 196,6                          | 0,1                               | 226,5                        | -                            | -                            |       |
| J2       |              | 31,0         | 0,1           | 0,2        | 27,1          | 80,0                               | 6,4   | 249,5          | 9,4                          | 1170,2                         | 194,1                          | 0,1                               | 215,0                        | -                            | -                            |       |
| J3       |              | 15,0         | 0,1           | 0,2        | 27,5          | 72,0                               | 6,5   | 244,6          | 8,8                          | 990,0                          | 226,8                          | 0,1                               | 206,5                        | -                            | -                            |       |

**Tabela 7.** Parâmetros registrados para as variáveis físicas, químicas e biológicas nos rios Caripuna (CAR) e Jaci-Paraná (JAC), medidas trimestralmente durante todos os anos de amostragem. Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica; INS1 – instalação 1; INS2 – instalação 2; EnEs – Enchimento e Estabilização; OP - Operação).

|     | Anos  | Períodos hidrológicos | Prof. (m) | Trans. (m) | Zeu (m) | Temp. (°C) | Cond. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH  | Turb. (NTU) | OD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor. ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |
|-----|-------|-----------------------|-----------|------------|---------|------------|---------------------------------|-----|-------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| CAR | INS 1 | Águas baixas          | 1,5       | 0,3        | 0,9     | 28,6       | 7,0                             | 5,9 | 15,9        | 7,1                       | 207,3                       | 4,3                         | 1,0                            | 46,0                      | 15,0                      | 31,0                      |
|     |       | Enchente              | -         | 0,8        | 2,4     | 25,1       | 7,0                             | 5,2 | 10,0        | 6,2                       | 1001,0                      | 27,1                        | 4,7                            | 70,5                      | 54,0                      | 16,5                      |
|     |       | Águas altas           | -         | 1,5        | 4,5     | 25,3       | 5,0                             | 4,5 | 1,0         | 6,2                       | 633,4                       | 52,1                        | 5,2                            | 44,0                      | 26,0                      | 18,0                      |
|     |       | Vazante               | -         | 0,6        | 1,8     | 21,0       | 7,0                             | 6,0 | 15,1        | 7,5                       | 645,4                       | 71,8                        | 0,1                            | 32,0                      | 25,0                      | 7,0                       |
|     | INS 2 | Águas baixas          | -         | 0,3        | 0,9     | 29,0       | 17,0                            | 6,6 | 45,8        | 7,6                       | 206,3                       | 11,9                        | 1,4                            | 72,5                      | 142,0                     | 65,0                      |
|     |       | Enchente              | -         | 0,4        | 1,2     | 26,7       | 18,0                            | 6,3 | 27,8        | 6,0                       | 971,7                       | 46,5                        | 0,7                            | 74,0                      | 10,0                      | 9,0                       |
|     |       | Águas altas           | -         | 0,9        | 2,7     | 26,1       | 14,0                            | 5,0 | 12,3        | 4,6                       | 761,1                       | 64,1                        | 3,6                            | 96,0                      | 26,0                      | 4,0                       |
|     |       | Vazante               | 0,9       | 0,6        | 1,8     | 23,7       | 13,0                            | 6,6 | 18,8        | 7,8                       | 485,8                       | 51,7                        | 8,7                            | 71,0                      | 12,0                      | 17,0                      |
|     | EnEs  | Águas baixas          | 1,0       | 0,6        | 1,8     | 28,8       | 7,0                             | 5,9 | 10,9        | 7,6                       | 142,8                       | 5,1                         | 6,1                            | 42,5                      | 70,0                      | 33,0                      |
|     |       | Enchente              | 8,5       | 0,6        | 1,8     | 26,6       | 18,0                            | 6,0 | 15,9        | 3,5                       | 542,2                       | 49,8                        | 2,0                            | 65,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Águas altas           | 9,0       | 0,7        | 2,1     | 26,1       | 13,0                            | 5,0 | 13,7        | 4,2                       | 929,1                       | 52,3                        | 2,4                            | 55,0                      | 148,0                     | 20,0                      |
|     |       | Vazante               | 8,0       | 1,2        | 3,6     | 22,6       | 6,0                             | 5,7 | 8,9         | 7,5                       | 592,5                       | 54,9                        | 3,1                            | 29,0                      | 10,0                      | 2,0                       |
|     | OP    | Águas baixas          | 6,8       | 0,7        | 2,1     | 26,7       | 9,0                             | 6,1 | 14,7        | 7,6                       | 200,0                       | 8,9                         | 6,6                            | 165,0                     | 10,0                      | 15,0                      |
|     |       | Enchente              | 7,9       | 1,0        | 3,0     | 26,5       | 8,0                             | 5,1 | 6,7         | 3,9                       | 414,5                       | 21,1                        | 5,8                            | 50,5                      | 12,0                      | 78,0                      |
|     |       | Águas altas           | 10,0      | 1,0        | 3,0     | 29,7       | 8,0                             | 5,5 | 2,8         | 2,9                       | 721,3                       | 36,7                        | 1,0                            | 58,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Vazante               | 8,0       | 0,1        | 0,2     | 23,9       | 10,0                            | 6,0 | 370,9       | 7,0                       | 1450,0                      | 615,3                       | 0,1                            | 769,0                     | -                         | -                         |
| JAC | INS 1 | Águas baixas          | 2,0       | 0,3        | 0,9     | 28,6       | 48,0                            | 6,6 | 41,6        | 6,6                       | 1219,5                      | 65,1                        | 1,0                            | 60,0                      | 57,0                      | 15,5                      |
|     |       | Enchente              | -         | 0,1        | 0,2     | 27,9       | 74,0                            | 6,9 | 468,2       | 6,7                       | 855,5                       | 335,4                       | 0,1                            | 532,0                     | 53,0                      | 21,0                      |
|     |       | Águas altas           | -         | 0,6        | 1,8     | 27,9       | 27,0                            | 5,9 | 13,4        | 1,1                       | 844,7                       | 65,3                        | 0,1                            | 77,0                      | 68,0                      | 28,0                      |
|     |       | Vazante               | -         | 0,1        | 0,3     | 21,3       | 42,0                            | 6,2 | 363,7       | 6,7                       | 2017,4                      | 731,6                       | 10,6                           | 861,5                     | 60,0                      | 11,0                      |
|     | INS 2 | Águas baixas          | -         | 0,8        | 2,4     | 30,6       | 22,0                            | 6,5 | 15,4        | 7,1                       | 257,3                       | 3,8                         | 8,5                            | 78,0                      | 12,0                      | 32,0                      |
|     |       | Enchente              | -         | 0,7        | 2,1     | 27,8       | 16,0                            | 6,3 | 17,9        | 5,5                       | 1179,9                      | 29,6                        | 4,3                            | 59,5                      | 17,0                      | 9,0                       |
|     |       | Águas altas           | -         | 1,1        | 3,3     | 28,4       | 18,0                            | 6,6 | 6,2         | 5,4                       | 816,5                       | 40,9                        | 3,9                            | 51,0                      | 10,0                      | 8,0                       |
|     |       | Vazante               | 2,8       | 0,8        | 2,3     | 26,7       | 18,0                            | 6,8 | 9,7         | 7,5                       | 645,8                       | 33,8                        | 9,3                            | 59,5                      | 6,0                       | 11,0                      |
|     | EnEs  | Águas baixas          | 2,0       | 0,2        | 0,6     | 30,1       | 12,0                            | 6,3 | 99,0        | 6,5                       | 1612,0                      | 80,3                        | 3,4                            | 207,0                     | 92,0                      | 55,0                      |
|     |       | Enchente              | 9,0       | 0,9        | 2,7     | 26,3       | 6,8                             | 5,7 | 11,5        | 6,7                       | 1748,5                      | 33,2                        | 1,6                            | 19,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Águas altas           | 8,0       | 1,8        | 5,4     | 25,2       | 5,0                             | 5,3 | 2,0         | 5,0                       | 758,4                       | 22,1                        | 2,2                            | 30,0                      | 77,0                      | 20,0                      |
|     |       | Vazante               | 7,0       | 0,5        | 1,5     | 26,6       | 8,0                             | 6,1 | 21,6        | 6,1                       | 553,8                       | 61,0                        | 3,5                            | 29,0                      | 7,0                       | 8,0                       |
|     | OP    | Águas baixas          | 7,0       | 0,7        | 2,0     | 31,2       | 20,0                            | 6,9 | 16,6        | 7,1                       | 1259,3                      | 26,2                        | 6,9                            | 44,0                      | 15,0                      | 29,0                      |
|     |       | Enchente              | 7,4       | 0,4        | 1,2     | 28,5       | 19,7                            | 6,6 | 45,3        | 6,6                       | 585,2                       | 49,4                        | 5,1                            | 26,0                      | 70,0                      | 40,0                      |
|     |       | Águas altas           | 9,0       | 0,8        | 2,4     | 26,1       | 12,0                            | 5,8 | 13,0        | 4,0                       | 518,9                       | 41,8                        | 10,0                           | 18,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Vazante               | 7,5       | 0,6        | 1,8     | 29,3       | 13,0                            | 6,3 | 15,9        | 7,1                       | 343,2                       | 30,7                        | 0,1                            | 17,0                      | -                         | -                         |

**Tabela 8.** Parâmetros registrados para as variáveis físicas, químicas e biológicas nos rios Caracol (CRC) e Jatuarana (JAT), medidas trimestralmente durante todos os anos de amostragem. Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica; INS1 – instalação 1; INS2 – instalação 2; EnEs – Enchimento e Estabilização; OP - Operação).

|     | Anos  | Períodos hidrológicos | Prof. (m) | Trans. (m) | Zeu (m) | Temp. (°C) | Cond. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH  | Turb. (NTU) | OD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor. ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |
|-----|-------|-----------------------|-----------|------------|---------|------------|---------------------------------|-----|-------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| CRC | INS 1 | Águas baixas          | 2,0       | 0,2        | 0,6     | 29,1       | 10,0                            | 6,1 | 24,8        | 7,1                       | 1515,6                      | 24,7                        | 1,0                            | 30,0                      | 27,5                      | 4,5                       |
|     |       | Enchente              | -         | 1,3        | 3,9     | 28,0       | 8,0                             | 5,6 | 3,5         | 5,6                       | 561,6                       | 20,9                        | 0,4                            | 14,0                      | 0,5                       | 64,5                      |
|     |       | Águas altas           | -         | 0,9        | 2,7     | 26,2       | 11,0                            | 5,6 | 11,4        | 3,1                       | 754,4                       | 33,7                        | 2,0                            | 18,0                      | 16,0                      | 39,0                      |
|     |       | Vazante               | -         | 0,8        | 2,4     | 28,9       | 7,0                             | 6,0 | 12,8        | 6,8                       | 385,6                       | 32,8                        | 0,0                            | 20,0                      | 20,0                      | 9,0                       |
|     | INS 2 | Águas baixas          | -         | 0,2        | 0,5     | 26,8       | 11,0                            | 6,2 | 115,1       | 6,7                       | 1197,6                      | 57,9                        | 4,3                            | 254,0                     | 3,0                       | 27,0                      |
|     |       | Enchente              | -         | 0,4        | 1,2     | 26,9       | 12,0                            | 5,5 | 18,2        | 1,2                       | 569,4                       | 44,6                        | 1,3                            | 13,0                      | 2,0                       | 12,0                      |
|     |       | Águas altas           | -         | 0,6        | 1,8     | 28,5       | 9,0                             | 5,4 | 16,9        | 4,8                       | 100,5                       | 42,4                        | 2,9                            | 53,0                      | 14,0                      | 4,0                       |
|     |       | Vazante               | 1,3       | 0,3        | 0,9     | 27,8       | 10,0                            | 5,6 | 27,2        | 5,9                       | 752,9                       | 145,5                       | 9,6                            | 50,0                      | 5,0                       | 15,0                      |
|     | EnEs  | Águas baixas          | 1,1       | 0,2        | 0,6     | 28,4       | 82,0                            | 6,8 | 60,3        | 6,3                       | 2484,3                      | 120,0                       | 4,2                            | 128,0                     | 98,0                      | 16,0                      |
|     |       | Enchente              | 9,0       | 0,5        | 1,5     | 27,0       | 38,0                            | 6,1 | 21,1        | 1,1                       | 836,5                       | 73,5                        | 1,8                            | 39,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Águas altas           | 9,7       | 0,2        | 0,6     | 28,1       | 40,0                            | 6,5 | 42,1        | 4,5                       | 496,3                       | 57,6                        | 2,4                            | 52,0                      | 38,0                      | 26,0                      |
|     |       | Vazante               | 10,0      | 0,9        | 2,7     | 29,6       | 24,0                            | 6,5 | 11,9        | 5,2                       | 1150,1                      | 18,6                        | 1,5                            | 26,0                      | 20,0                      | 36,0                      |
|     | OP    | Águas baixas          | 7,6       | 0,6        | 1,8     | 29,6       | 21,0                            | 6,5 | 19,8        | 5,7                       | 591,7                       | 29,2                        | 1,6                            | 71,0                      | 42,0                      | 91,0                      |
|     |       | Enchente              | 7,4       | 0,9        | 2,7     | 27,9       | 14,0                            | 6,2 | 6,8         | 4,7                       | 607,2                       | 27,9                        | 1,4                            | 31,0                      | 251,0                     | 86,0                      |
|     |       | Águas altas           | 9,0       | 1,3        | 3,8     | 28,6       | 20,0                            | 7,1 | 7,8         | 6,2                       | 507,1                       | 19,5                        | 1,0                            | 42,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Vazante               | 9,5       | 0,5        | 1,4     | 26,6       | 8,0                             | 6,3 | 18,0        | 6,7                       | 1025,5                      | 39,2                        | 0,1                            | 103,0                     | -                         | -                         |
| JAT | INS 1 | Águas baixas          | 1,0       | 1,5        | 4,5     | 25,2       | 7,0                             | 5,6 | 4,3         | 5,2                       | 344,3                       | 21,8                        | 1,0                            | 29,0                      | 63,0                      | 102,0                     |
|     |       | Enchente              | -         | 1,9        | 5,7     | 25,6       | 8,0                             | 4,7 | 4,8         | 2,8                       | 807,0                       | 30,9                        | 1,6                            | 168,0                     | 36,5                      | 14,0                      |
|     |       | Águas altas           | -         | 1,6        | 4,8     | 23,9       | 9,0                             | 5,4 | 9,5         | 3,0                       | 1663,5                      | 26,8                        | 17,0                           | 12,0                      | 42,0                      | 16,0                      |
|     |       | Vazante               | -         | 0,3        | 0,8     | 28,3       | 17,0                            | 6,5 | 38,3        | 6,8                       | 1125,1                      | 45,5                        | 0,1                            | 147,0                     | 741,0                     | 28,0                      |
|     | INS 2 | Águas baixas          | -         | 0,5        | 1,5     | 26,1       | 16,0                            | 6,0 | 24,2        | 4,1                       | 564,4                       | 47,3                        | 3,9                            | 91,0                      | 220,0                     | 34,0                      |
|     |       | Enchente              | -         | 0,9        | 2,7     | 27,1       | 17,0                            | 5,6 | 15,7        | 4,1                       | 881,5                       | 41,0                        | 0,9                            | 97,0                      | 9,0                       | 4,0                       |
|     |       | Águas altas           | -         | 0,7        | 2,1     | 26,5       | 16,0                            | 6,3 | 18,6        | 6,0                       | 797,4                       | 30,0                        | 4,3                            | 15,0                      | 32,0                      | 21,0                      |
|     |       | Vazante               | 0,3       | 1,0        | 3,0     | 27,0       | 9,0                             | 5,9 | 8,7         | 5,8                       | 846,4                       | 53,2                        | 2,5                            | 114,0                     | 32,0                      | 18,0                      |
|     | EnEs  | Águas baixas          | 2,0       | 0,6        | 1,8     | 26,5       | 14,0                            | 6,0 | 23,6        | 3,4                       | 516,4                       | 47,3                        | 6,5                            | 27,0                      | 24,0                      | 19,0                      |
|     |       | Enchente              | 20,0      | 0,6        | 1,8     | 27,5       | 19,0                            | 6,4 | 30,3        | 4,4                       | 1111,8                      | 46,2                        | 3,9                            | 64,0                      | -                         | -                         |
|     |       | Águas altas           | 18,0      | 0,2        | 0,5     | 26,4       | 41,0                            | 6,6 | 74,2        | 5,5                       | 1231,5                      | 89,8                        | 2,0                            | 56,0                      | 55,0                      | 21,0                      |
|     |       | Vazante               | 17,0      | 0,1        | 0,3     | 26,1       | 20,0                            | 5,3 | 134,5       | 5,7                       | 2014,7                      | 54,6                        | 3,9                            | 43,0                      | 10,0                      | 9,0                       |
|     | OP    | Águas baixas          | 18,0      | 0,2        | 0,6     | 28,1       | 68,0                            | 6,8 | 72,3        | 4,8                       | 567,4                       | 126,2                       | 1,5                            | 46,0                      | 83,0                      | 67,0                      |
|     |       | Enchente              | 18,0      | 0,4        | 1,2     | 30,2       | 56,0                            | 6,4 | 30,9        | 6,5                       | 1353,1                      | 46,9                        | 2,0                            | 76,0                      | 157,0                     | 36,0                      |
|     |       | Águas altas           | 6,0       | 0,1        | 0,2     | 25,5       | 42,0                            | 5,6 | 327,0       | 4,8                       | 1802,3                      | 167,6                       | 18,3                           | 247,0                     | -                         | -                         |
|     |       | Vazante               | 6,0       | 0,9        | 2,7     | 28,4       | 22,0                            | 6,7 | 12,5        | 5,9                       | 1282,3                      | 26,1                        | 5,8                            | 33,0                      | -                         | -                         |

**Tabela 9.** Parâmetros registrados para as variáveis físicas, químicas e biológicas nos rios Belmont (BEL) e Jamari (JAM), medidas trimestralmente durante todos os anos de amostragem. Os traços (-) denotam ausência de medidas. (Siglas: Prof. – profundidade; Trans. – transparência; Zeu – Zona eufótica; Temp. – temperatura; Cond. – condutividade elétrica; Turb. – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Nt – nitrogênio total; Pt – fósforo total; Clor. – clorofila *a*; St – sólidos totais; MO – matéria orgânica; MI – matéria inorgânica; INS1 – instalação 1; INS2 – instalação 2; EnEs – Enchimento e Estabilização; OP - Operação).

|             | Anos  | Períodos hidrológicos | Prof. (m)    | Trans. (m) | Zeu (m) | Temp. (°C) | Cond. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH   | Turb. (NTU) | OD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Nt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Pt ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Clor. ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | St ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | MI ( $\text{mg L}^{-1}$ ) |      |
|-------------|-------|-----------------------|--------------|------------|---------|------------|---------------------------------|------|-------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|------|
| BEL         | INS 1 | Águas baixas          | 1,2          | 0,3        | 0,9     | 28,3       | 68,0                            | 6,5  | 29,9        | 4,5                       | 1001,5                      | 33,7                        | 1,0                            | 19,0                      | 16,0                      | 44,0                      |      |
|             |       | Enchente              | -            | 1,2        | 3,6     | 27,4       | 32,0                            | 6,0  | 6,3         | 2,0                       | 1159,6                      | 39,7                        | 0,1                            | 74,0                      | 461,0                     | 71,0                      |      |
|             |       | Águas altas           | -            | 0,4        | 1,2     | 25,6       | 38,0                            | 5,9  | 17,0        | 0,6                       | 1467,5                      | 32,9                        | 47,7                           | 152,0                     | 72,0                      | 5,0                       |      |
|             |       | Vazante               | -            | 1,1        | 3,3     | 28,2       | 18,0                            | 5,5  | 9,6         | 5,5                       | 1193,3                      | 31,8                        | 0,2                            | 46,0                      | 833,5                     | 28,0                      |      |
|             | INS 2 | Águas baixas          | -            | 1,1        | 3,3     | 28,0       | 20,0                            | 6,1  | 8,6         | 6,3                       | 1058,6                      | 45,0                        | 3,4                            | 114,0                     | 97,0                      | 31,0                      |      |
|             |       | Enchente              | -            | 0,6        | 1,8     | 28,5       | 99,0                            | 6,3  | 15,1        | 1,4                       | 852,4                       | 30,0                        | 5,7                            | 25,0                      | 19,0                      | 20,0                      |      |
|             |       | Águas altas           | -            | 1,4        | 4,2     | 25,7       | 10,0                            | 5,1  | 4,2         | 4,4                       | 1397,0                      | 41,9                        | 3,8                            | 90,0                      | 32,0                      | 20,0                      |      |
|             | EnEs  | Águas baixas          | 1,0          | 1,0        | 6,6     | 25,6       | 7,0                             | 4,5  | 1,0         | 3,2                       | 2072,6                      | 80,5                        | 2,1                            | 35,0                      | 183,0                     | 64,0                      |      |
|             |       | Enchente              | 7,5          | 1,0        | 5,1     | 25,3       | 10,0                            | 4,4  | 1,3         | 3,0                       | 725,9                       | 13,9                        | 3,6                            | 22,0                      | 70,0                      | 4,0                       |      |
|             |       | Vazante               | 6,0          | 0,7        | 2,1     | 29,8       | 18,0                            | 6,7  | 22,5        | 6,6                       | 1125,1                      | 30,1                        | 1,1                            | 44,0                      | 134,0                     | 18,0                      |      |
|             | OP    | Águas baixas          | 0,3          | 0,6        | 1,8     | 28,1       | 19,0                            | 6,4  | 17,0        | 4,7                       | 2152,7                      | 38,2                        | 2,3                            | 110,0                     | 25,0                      | 45,0                      |      |
|             |       | Enchente              | 6,0          | 1,0        | 3,3     | 27,0       | 16,0                            | 5,5  | 12,3        | 3,6                       | 1065,9                      | 37,2                        | 2,0                            | 24,0                      | 107,0                     | 71,0                      |      |
|             |       | Águas altas           | 10,0         | 1,0        | 2,1     | 28,0       | 17,0                            | 5,9  | 14,8        | 6,6                       | 723,8                       | 15,5                        | 1,0                            | 33,5                      | -                         | -                         |      |
|             |       | Vazante               | 2,0          | 0,1        | 0,3     | 32,1       | 69,0                            | 7,0  | 89,3        | 6,6                       | 1229,1                      | 105,0                       | 0,1                            | 133,0                     | -                         | -                         |      |
|             | JAM   | INS 1                 | Águas baixas | 2,5        | 0,1     | 0,2        | 28,2                            | 54,0 | 6,4         | 296,4                     | 5,6                         | 1610,4                      | 166,0                          | 1,0                       | 337,0                     | 4,0                       | 74,0 |
|             |       |                       | Enchente     | -          | 1,0     | 0,3        | 28,1                            | 49,0 | 6,0         | 237,1                     | 5,3                         | 1373,8                      | 148,1                          | 0,7                       | 245,0                     | 40,0                      | 19,5 |
| Águas altas |       |                       | -            | 1,0        | 0,6     | 28,6       | 52,0                            | 6,5  | 117,5       | 7,1                       | 692,4                       | 74,0                        | 8,5                            | 87,0                      | 4,0                       | 47,0                      |      |
| Vazante     |       |                       | -            | 0,1        | 0,3     | 31,5       | 125,0                           | 7,5  | 89,1        | 6,9                       | 840,3                       | 80,5                        | 3,2                            | 150,0                     | 32,5                      | 27,0                      |      |
| INS 2       |       | Águas baixas          | -            | 0,1        | 0,3     | 28,0       | 75,0                            | 7,0  | 107,3       | 5,4                       | 1280,9                      | 90,3                        | 4,4                            | 193,0                     | 2,0                       | 24,0                      |      |
|             |       | Enchente              | -            | 1,0        | 1,2     | 27,9       | 38,3                            | 5,8  | 108,3       | 0,8                       | 1168,4                      | 44,0                        | 2,4                            | 23,0                      | 32,0                      | 39,0                      |      |
|             |       | Águas altas           | -            | 1,0        | 3,3     | 30,8       | 41,0                            | 6,6  | 1,0         | 7,1                       | 679,6                       | 21,4                        | 3,2                            | 61,0                      | 21,0                      | 10,0                      |      |
|             |       | Vazante               | 2,0          | 0,2        | 0,6     | 28,4       | 107,0                           | 6,7  | 57,0        | 4,8                       | 952,3                       | 22,6                        | 22,0                           | 70,0                      | 4,0                       | 38,0                      |      |
| EnEs        |       | Águas baixas          | 2,0          | 0,3        | 0,9     | 26,5       | 40,0                            | 6,1  | 41,8        | 1,3                       | 2062,2                      | 48,4                        | 6,9                            | 178,0                     | 20,0                      | 13,0                      |      |
|             |       | Águas altas           | 9,0          | 1,0        | 0,3     | 27,9       | 57,0                            | 6,4  | 254,9       | 7,5                       | 1849,1                      | 205,8                       | 4,4                            | 257,0                     | 40,0                      | 6,0                       |      |
|             |       | Vazante               | 5,0          | 1,0        | 1,2     | 25,9       | 41,0                            | 5,1  | 33,2        | 2,8                       | 992,3                       | 62,7                        | 3,8                            | 49,0                      | 72,0                      | 42,0                      |      |
| OP          |       | Águas baixas          | 1,5          | 0,8        | 2,4     | 30,2       | 22,0                            | 7,4  | 14,6        | 5,8                       | 1517,8                      | 89,6                        | 1,8                            | 27,0                      | 5,0                       | 22,0                      |      |
|             |       | Enchente              | 7,0          | 0,3        | 0,9     | 27,8       | 18,0                            | 6,6  | 32,5        | 5,9                       | 1258,1                      | 75,7                        | 1,6                            | 52,0                      | 42,0                      | 10,0                      |      |
|             |       | Águas altas           | 11,0         | 1,0        | 3,9     | 28,3       | 18,0                            | 5,7  | 7,4         | 5,1                       | 911,7                       | 88,1                        | 3,6                            | 89,0                      | -                         | -                         |      |
|             |       | Vazante               | 5,0          | 1,0        | 3,0     | 29,0       | 18,0                            | 5,9  | 3,0         | 6,5                       | 519,9                       | 18,2                        | 0,1                            | 37,0                      | -                         | -                         |      |

**Tabela 10.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em outubro de 2009 (águas baixas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                  | M5  | M4   | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3   |
|----------------------------------|-----|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                 |     |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>           | 5   | 5    |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>      |     |      |      |      |      |      |      | 10   |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>   |     |      |      | 5    |      |      |      | 5    |
| <i>Daphnia gessneri</i>          |     |      |      |      |      |      |      | 20   |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>       | 15  | 5    |      |      |      |      |      | 50   |
| <i>Moina minuta</i>              |     |      |      |      |      |      |      | 85   |
| <b>Copepoda</b>                  |     |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                 |     |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus coronatus</i>   |     |      |      | 10   |      |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>  |     |      | 5    | 15   |      | 15   | 5    | 45   |
| náuplios                         |     |      |      |      |      |      |      | 1070 |
| copepoditos                      | 20  | 30   | 25   | 55   | 10   | 25   | 25   | 75   |
| <b>Cyclopoida</b>                |     |      |      |      |      |      |      |      |
| náuplios                         |     |      |      |      | 1200 | 1140 |      |      |
| copepoditos                      | 15  | 30   | 5    | 35   | 30   | 15   |      | 25   |
| <b>Harpacticoida</b>             |     |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Rotifera</b>                  |     |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> |     |      | 5    |      |      |      |      |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>      |     |      |      |      |      |      |      | 3210 |
| <i>Filinia pejier</i>            |     |      |      |      |      |      |      | 1070 |
| <i>Lecane bulla</i>              |     |      |      | 1080 |      |      |      |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>        |     | 1130 |      |      | 1200 |      |      |      |
| <i>Lecane lunaris</i>            |     |      |      |      |      |      | 1020 |      |
| <b>Protozoários</b>              |     |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Arcella</i> sp.               | 26  | 1130 |      |      | 2400 |      |      |      |
| <i>Astramoeba</i>                | 51  | 1130 | 3920 | 1080 |      |      | 1020 | 1070 |
| <i>Centropix aculeata</i>        |     | 1130 | 980  |      | 20   |      |      |      |
| <i>Difflugia</i> sp.             | 61  |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Densidade Total</b>           | 193 | 4590 | 4940 | 2280 | 4860 | 1195 | 2070 | 6740 |

**Tabela 11.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em janeiro de 2010 (enchente) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5 | M4    | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3   |
|--------------------------------------|----|-------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |    |       |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |    |       |      |      |      |      |      | 5    |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |    |       |      |      |      |      |      | 10   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |    |       |      |      |      |      |      | 10   |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |    |       |      |      |      |      |      | 40   |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |    | 5     |      |      |      |      |      |      |
| <i>Macrothrix sioli</i>              |    | 5     |      |      |      |      |      |      |
| <b>Copepoda</b>                      |    |       |      |      |      |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |    |       |      |      |      |      |      |      |
| Copepodito                           | 20 | 5     | 15   | 15   | 20   | 55   | 25   | 15   |
| <b>Cyclopoida</b>                    |    |       |      |      |      |      |      |      |
| Náuplios                             |    | 76    |      | 1060 | 1090 |      |      | 42   |
| Copepodito                           | 20 | 15    | 10   | 40   | 35   |      |      | 140  |
| <b>Rotifera</b>                      |    |       |      |      |      |      |      |      |
| <i>Conochilus unicornis</i>          |    |       |      | 1060 |      |      |      |      |
| <i>Lecane bulla</i>                  |    |       |      |      |      | 1060 |      |      |
| <b>Protozoários</b>                  |    |       |      |      |      |      |      |      |
| <i>Arcella</i> sp.                   |    | 1140  | 3180 | 1060 | 1090 | 1060 | 3030 | 1250 |
| <i>Astramoeba</i> sp.                |    | 6840  | 2120 | 3180 | 3270 | 5300 | 2020 | 3750 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          |    | 1140  |      | 1060 |      | 53   |      |      |
| Ciliado                              |    |       | 3180 |      | 1090 |      |      |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>              |    | 1140  |      |      |      |      |      |      |
| <i>Diffugia</i> sp.                  |    | 2280  |      |      |      | 1060 |      | 125  |
| <b>Densidade total</b>               | 40 | 12646 | 8505 | 7475 | 6595 | 8588 | 5075 | 5387 |



**Tabela 12.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2010 (águas altas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5   | M4   | M3    | M2    | M1     | J1    | J2   | J3    |
|--------------------------------------|------|------|-------|-------|--------|-------|------|-------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |       |       |        |       |      |       |
| <i>Alonella dadayi</i>               |      |      |       | 5     | 5      |       |      |       |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |      |      |       |       | 10     |       |      |       |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |      |       |       |        |       |      | 20    |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |      |       |       | 5      |       |      |       |
| <i>Chydorus pubescens</i>            |      | 10   |       |       |        |       |      |       |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |      |       |       |        |       |      | 70    |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |      |      |       |       |        |       |      | 25    |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |      | 25   | 25    | 35    |        |       |      |       |
| <i>Diaphanosoma polypina</i>         |      |      |       |       | 10     |       |      |       |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |      | 5    | 35    | 20    |        |       |      | 25    |
| <i>Moina minuta</i>                  |      | 15   |       | 35    | 5      | 10    | 5    |       |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |       |       |        |       |      |       |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |       |       |        |       |      |       |
| <i>Dactylodiaptomus pearsei</i>      |      |      |       |       | 225    |       |      |       |
| Copepoditos                          | 15   | 10   |       | 5     | 25     | 15    |      | 5     |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |       |       |        |       |      |       |
| <i>Macrocylops albidus</i>           |      |      |       |       | 5      |       |      |       |
| Náuplios                             |      |      |       | 680   | 6000   |       | 850  |       |
| Copepoditos                          | 20   |      | 35    | 50    | 131,25 | 40    | 15   | 50    |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |       |       |        |       |      |       |
| <i>Brachionus bidentata</i>          |      |      | 850   |       |        |       |      |       |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |      |      |       |       | 750    |       |      |       |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>     |      |      |       | 680   | 750    |       |      | 3000  |
| <i>Conochilus coenobasis</i>         |      |      | 850   |       |        |       |      |       |
| <i>Filinia longiseta</i>             |      |      |       |       | 2250   |       |      |       |
| <i>Lecane luna</i>                   |      | 1095 |       |       | 750    |       |      |       |
| <i>Sinantherina semibullata</i>      |      |      |       | 680   | 750    |       |      |       |
| <i>Testudinella patina</i>           |      |      |       | 680   | 750    |       |      |       |
| <b>Protozoários</b>                  |      |      |       |       |        |       |      |       |
| <i>Arcella</i> sp.                   |      | 2190 | 2550  | 2040  | 1500   | 1110  | 850  | 2000  |
| <i>Astramoeba</i> sp.                |      |      | 5100  | 3400  | 3000   | 6660  | 5100 | 3000  |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          |      |      |       |       | 3750   | 2220  |      |       |
| <i>Diffugia</i> sp.                  | 1040 |      | 1700  | 680   | 750    | 1110  |      | 3000  |
| <i>Vorticella</i> sp.                |      |      |       | 1360  |        | 3330  |      |       |
| <b>Densidade total</b>               | 1075 | 3350 | 11145 | 10350 | 21421  | 14495 | 6820 | 11195 |

**Tabela 13.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em julho de 2010 (vazante) (M = montante; J = jusante da barragem).

|   | M5   | M4   | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3    |
|---|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| <b>Cladocera</b>                          |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Bosmina hagmanni</i>                   |      | 9    | 11   | 17   | 6    |      |      | 30    |
| <i>Bosmina tubicen</i>                    |      |      |      |      |      |      |      | 77    |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>               |      |      | 1    |      |      |      |      | 1     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>       |      |      |      |      |      |      |      | 33    |
| <i>Daphnia gessneri</i>                   |      |      |      |      |      |      |      | 110   |
| <i>Moina minuta</i>                       | 21   | 18   | 70   | 35   |      | 25   | 5    | 2587  |
| <b>Copepoda</b>                           |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <b>Calanoida</b>                          |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>           |      |      |      | 131  | 131  |      |      | 131   |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>           |      |      |      |      | 211  |      |      | 2505  |
| <i>Notodiaptomus spinuliferus</i>         |      |      |      | 102  |      |      | 102  |       |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>           |      |      |      |      |      |      |      | 174   |
| Náuplius                                  | 257  |      | 833  |      |      |      |      | 1105  |
| Copepodito                                | 181  | 225  | 48   | 145  | 203  | 212  | 110  | 2557  |
| <b>Cyclopoida</b>                         |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i>         |      |      | 12   | 30   |      |      |      |       |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>             |      |      |      |      | 52   |      |      |       |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>             |      |      | 0    | 78   |      |      |      | 39    |
| <i>Mesocyclops ogunnus</i>                | 0    | 469  | 0    | 0    |      | 0    | 0    |       |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>            | 91   | 91   | 43   | 95   |      | 67   | 67   |       |
| <i>Thermocyclops minutus</i>              | 68   | 40   | 55   |      | 11   | 11   | 443  | 13    |
| <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> |      |      |      |      |      |      |      |       |
| Náuplius                                  | 53   | 177  |      |      |      | 250  | 14   |       |
| Copepodito                                | 346  | 73   | 468  | 278  | 49   | 205  | 216  | 124   |
| <b>Rotifera</b>                           |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Brachionus caudatus</i>                |      |      | 175  |      |      |      |      |       |
| <i>Brachionus zahniseri</i>               |      |      |      |      |      |      |      | 232   |
| <i>Filinia pejler</i>                     |      |      |      |      |      |      |      | 174   |
| <i>Keratella americana</i>                |      |      |      |      |      |      |      | 580   |
| <i>Lecane proietta</i>                    | 2106 | 544  | 875  | 780  | 728  | 768  | 404  | 464   |
| <i>Trichocerca chattoni</i>               |      |      |      |      |      |      |      | 232   |
| <b>Protozoários</b>                       |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Arcella sp.</i>                        | 405  | 680  | 875  | 650  | 1365 | 960  | 505  | 580   |
| <i>Astramoebacsp.</i>                     | 81   | 136  | 175  | 650  | 273  | 96   | 101  | 348   |
| <i>Centropyxis aculeata</i>               |      |      |      |      | 455  |      |      | 1740  |
| <i>Ciliado</i>                            |      |      |      | 650  |      | 480  | 505  |       |
| <i>Difflugia sp.</i>                      |      |      |      |      | 455  | 480  | 505  | 580   |
| <b>Biomassa total</b>                     | 3938 | 3643 | 3641 | 2461 | 3608 | 3554 | 2978 | 14416 |

**Tabela 14.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em setembro de 2010 (águas baixas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|  | M5    | M4   | M3   | M2    | M1    | J1    | J2    | J3   |
|--|-------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|
| <b>Cladocera</b>                           |       |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Alona</i> cf. <i>setigera</i>           |       |      |      |       |       |       | 5     |      |
| <i>Bosmina hagdmani</i>                    |       | 6    | 7    | 194   |       | 16    | 66    | 220  |
| <i>Bosmina tubicen</i>                     |       |      |      |       |       |       |       | 8    |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>                |       |      | 6    |       |       |       |       |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>        |       |      |      |       |       |       |       | 6    |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>                 | 9     |      |      |       |       |       |       | 16   |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>             |       |      |      | 18    |       |       |       |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>                |       |      |      |       |       | 5     |       | 14   |
| <i>Moina minuta</i>                        | 7     |      |      | 58    |       |       | 17    | 110  |
| <b>Copepoda</b>                            |       |      |      |       |       |       |       |      |
| <b>Calanoida</b>                           |       |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>            |       |      |      |       |       |       |       | 55   |
| <i>Notodiaptomus coronatus</i>             |       |      |      |       |       |       | 5     |      |
| Náuplios                                   | 7     |      |      | 97    |       |       |       |      |
| Copepodito                                 | 9     | 19   |      | 21    |       | 16    | 10    | 14   |
| <b>Cyclopoida</b>                          |       |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Thermocyclops minutus</i>               |       |      |      |       |       |       |       | 14   |
| Náuplios                                   | 950   | 1035 | 1030 | 6790  |       | 1590  | 660   | 1650 |
| Copepodito                                 | 57    | 104  | 41   | 340   |       | 318   | 330   | 385  |
| <b>Rotifera</b>                            |       |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>                 |       |      | 875  |       |       |       |       |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>                 |       |      |      | 970   |       |       |       |      |
| <i>Brachionus mirus</i> f. <i>angustus</i> |       |      |      |       |       |       | 660   |      |
| <i>Conochilus unicornis</i>                |       | 1035 |      |       |       |       |       |      |
| <i>Keratella americana</i>                 | 950   |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Keratella tropica tropica</i>           | 950   |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Keratella tropica reducta</i>           | 6650  |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>     |       | 1035 |      |       |       |       |       |      |
| <i>Ptygura libera</i>                      |       |      |      |       |       |       | 2640  | 1100 |
| <i>Trichocerca pusilla</i>                 | 950   |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Trichocerca similis</i>                 |       |      |      | 970   |       |       |       |      |
| <b>Protozoários</b>                        |       |      |      |       |       |       |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>                    | 950   |      | 1030 |       | 2120  | 1590  |       |      |
| <i>Arcella</i> sp.                         | 950   |      |      |       | 2120  |       |       |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>                |       |      |      |       | 2120  |       |       |      |
| <i>Centropyxis discoides</i>               |       |      |      |       | 1060  |       |       |      |
| <i>Centropyxis marsupiformes</i>           |       |      |      |       | 1060  |       |       |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.                      |       |      |      |       |       |       | 660   | 1650 |
| <i>Ciliado</i>                             |       |      |      |       |       | 18285 | 15180 | 3300 |
| <i>Diffflugia acuminata</i>                | 8350  | 2070 |      |       |       |       |       |      |
| <i>Diffflugia lobostoma</i>                |       |      |      |       | 3180  |       |       |      |
| <i>Diffflugia</i> sp.                      | 950   |      |      | 970   | 1060  |       |       | 550  |
| <i>Netzelia</i> sp.                        |       |      |      |       | 1060  |       |       |      |
| <b>Densidade total</b>                     | 18926 | 5303 | 2990 | 10428 | 13780 | 21820 | 20233 | 9091 |

**Tabela 15.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em janeiro de 2011 (enchente) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                     | M5   | M4    | M3   | M2   | M1   | J1   | J2    | J3    |
|-------------------------------------|------|-------|------|------|------|------|-------|-------|
| <b>Cladocera</b>                    |      |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> |      |       |      |      |      |      |       | 8     |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>          |      |       |      |      |      |      |       | 35    |
| <i>Macrothrix squamosa</i>          | 57   |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Moina minuta</i>                 |      |       | 6    |      |      | 10   |       | 35    |
| <i>Moina reticulata</i>             |      |       |      | 28   |      |      |       |       |
| <b>Copepoda</b>                     |      |       |      |      |      |      |       |       |
| <b>Calanoida</b>                    |      |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>       |      |       |      |      | 37   |      |       | 70    |
| Náuplios                            |      | 1200  |      |      |      |      |       |       |
| Copepoditos                         | 19   | 40    | 8    |      | 24   |      |       | 210   |
| <b>Cyclopoida</b>                   |      |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Thermocyclops minutus</i>        | 28   |       |      |      |      |      |       |       |
| Copepoditos                         |      | 20    | 15   |      |      |      | 70    | 70    |
| <b>Rotifera</b>                     |      |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Brachionus havanaensis</i>       |      |       |      |      |      | 780  |       |       |
| <b>Protozoários</b>                 |      |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Arcella vulgaris</i>             |      | 3600  | 2040 |      |      | 1560 | 2100  |       |
| <i>Arcella megastoma</i>            |      |       |      | 850  |      |      |       |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.               | 850  | 12000 | 3060 | 2550 | 2200 | 1560 |       | 10500 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>         |      |       |      |      |      |      |       | 1050  |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>           |      | 1200  |      |      |      |      |       | 2100  |
| Ciliado                             | 850  |       |      |      |      |      |       |       |
| <i>Diffflugia oblonga</i>           |      | 1200  | 1020 |      | 4400 |      |       | 2100  |
| <i>Diffflugia</i> sp.               |      | 1200  |      | 3400 |      | 3120 | 13650 | 6300  |
| <b>Densidade total</b>              | 1804 | 20460 | 6148 | 6828 | 6661 | 7030 | 15820 | 22478 |

**Tabela 16.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2011 (águas altas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|   | M5  | M4  | M3   | M2   | M1  | J1  | J2  | J3   |
|---|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                        |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>     |     | 10  |      |      |     | 27  | 16  |      |
| <i>Chydorus pubescens</i>               |     |     |      |      |     |     | 11  |      |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>           | 80  |     |      |      |     | 5   | 27  |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>          |     |     |      |      | 9   |     |     |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>             |     | 26  |      | 75   | 90  |     |     |      |
| <i>Moina minuta</i>                     | 40  | 30  |      | 0    |     |     |     | 24   |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>            |     |     | 5    |      |     |     |     |      |
| <b>Copepoda</b>                         |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <b>Calanoida</b>                        |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>         |     |     |      |      |     |     |     | 10   |
| <i>Notodiaptomus coniferoides</i>       |     |     |      |      | 5   |     |     |      |
| Copepoditos                             | 9   |     |      |      | 0   | 27  |     | 14   |
| <b>Cyclopoida</b>                       |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Allocyclops</i> sp.                  | 6   |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>           |     |     |      |      |     |     | 11  |      |
| <i>Metacyclops brauni</i>               | 27  |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Metacyclops laticornis</i>           |     | 10  |      |      |     |     |     |      |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i>       |     | 18  | 70   |      |     |     |     |      |
| <i>Microcyclops finitimus</i>           | 11  | 30  |      |      |     |     |     |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>          |     | 10  |      |      |     |     |     |      |
| <i>Tropocyclops prasinus</i>            |     | 5   |      |      |     |     |     |      |
| Náuplios                                | 800 | 900 | 1400 |      | 900 | 800 |     | 2850 |
| Copepoditos                             | 80  | 270 | 35   | 100  | 180 |     | 11  | 71   |
| <b>Harpacticoida</b>                    |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <b>Rotifera</b>                         |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Brachionus angularis</i>             |     |     |      |      |     | 800 |     |      |
| <i>Brachionus calyciflorus</i>          |     |     |      |      |     |     | 800 |      |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>        |     |     | 700  |      |     |     |     |      |
| <i>Filinia pejler</i>                   |     |     |      | 750  |     |     |     |      |
| <i>Lecane bulla</i>                     |     |     |      |      |     | 800 |     |      |
| <i>Lecane cornuta</i>                   |     |     |      | 750  |     |     |     |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>               | 800 | 900 |      |      |     |     | 800 |      |
| <i>Plathyas quadricornis</i>            |     | 900 |      | 750  |     |     |     |      |
| <i>Sinantherina semibullata</i>         |     |     |      |      |     | 800 |     |      |
| <i>Testudinella mucronata haurensis</i> |     |     | 700  |      |     |     |     |      |
| <i>Testudinella patina</i>              |     | 60  |      |      |     |     |     |      |
| Bdelloidea                              |     |     |      | 2250 |     |     |     |      |
| <b>Protozoários</b>                     |     |     |      |      |     |     |     |      |
| <i>Arcella braziliensis</i>             |     |     |      |      |     | 53  |     | 950  |
| <i>Arcella costata</i>                  |     |     | 700  |      |     | 800 |     |      |

|                              |              |             |              |              |             |              |              |             |
|------------------------------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------------|
| <i>Arcella dentata</i>       |              |             |              |              |             |              | 800          |             |
| <i>Arcella hemisphaerica</i> | 800          |             |              |              |             |              |              | 63          |
| <i>Arcella cf. rotundata</i> | 800          | 900         |              |              |             | 800          | 800          |             |
| <i>Arcella vulgaris</i>      | 1600         |             | 700          |              |             | 0            | 1600         |             |
| <i>Astramoeba</i> sp.        | 8800         |             | 7000         | 6750         | 900         | 3200         | 4800         | 1900        |
| <i>Centropyxis aculeata</i>  |              |             | 1400         |              | 900         | 2400         | 1600         |             |
| <i>Centropyxis ecornis</i>   |              |             |              |              | 1800        |              |              |             |
| Ciliata                      |              |             |              | 750          |             |              | 800          |             |
| <i>Diffugia oblonga</i>      |              |             |              |              |             | 800          |              |             |
| <i>Diffugia kempnyi</i>      |              |             |              |              |             |              | 800          |             |
| <i>Diffugia lobostoma</i>    | 2400         |             |              | 750          |             |              |              |             |
| <i>Diffugia</i> sp.          |              |             | 700          |              |             |              | 800          | 950         |
| <i>Diffugia</i> sp. 2        | 800          |             |              |              | 900         | 800          |              |             |
| Heliozoário                  |              | 900         |              |              |             |              |              |             |
| <i>Netzelia tuberculata</i>  |              |             |              |              | 900         |              |              |             |
| <i>Netzelia wailesi</i>      | 800          |             |              |              |             |              |              |             |
| <i>Netzelia</i> sp.          |              |             |              |              |             |              |              | 950         |
| <i>Vorticella</i> sp.        | 8800         |             |              |              |             |              |              |             |
| <b>Densidade total</b>       | <b>26653</b> | <b>4969</b> | <b>13410</b> | <b>12925</b> | <b>6584</b> | <b>12112</b> | <b>13757</b> | <b>7781</b> |

**Tabela 17.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplantônica amostrada no rio Madeira em agosto de 2011 (vazante) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5  | M4  | M3  | M2   | M1  | J1   | J2  | J3   |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|------|-----|------|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <i>Bosmina hagdmani</i>              |     |     |     | 5    |     | 45   |     | 85   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |     |     |      |     |      |     | 425  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     |     |     |      |     |      |     | 425  |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |     |     |      |     |      |     | 15   |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |     |     |     | 25   |     |      |     |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |     |     |     |      |     |      |     | 85   |
| <i>Holopedium amazonicum</i>         |     |     |     |      |     |      |     | 7    |
| <i>Moina minuta</i>                  |     |     | 32  |      |     |      |     | 34   |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>      |     |     |     |      |     |      | 3   |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |     |     |     |      |     |      |     | 12   |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |     | 11  |     |      |     |      |     |      |
| Náuplios                             |     | 17  |     |      |     |      | 45  |      |
| Copepodito                           | 42  | 5   | 32  | 11   | 11  | 45   | 15  | 255  |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        | 1   |     | 9   |      |     |      |     |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |     |     |     |      |     | 23   |     |      |
| <i>Thermocyclops minutus</i>         |     |     |     |      |     |      |     | 7    |
| Náuplios                             |     |     |     |      |     | 675  |     |      |
| Copepodito                           | 83  | 1   | 129 | 25   |     | 9    |     | 85   |
| <b>Poecilostomatoida</b>             |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <i>Ergasilus</i> sp.                 |     |     |     |      |     |      |     | 5    |
| <b>Rotifera</b>                      |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <i>Brachionus gessneri</i>           |     |     |     |      |     |      |     | 85   |
| <i>Lecane proiecta</i>               | 625 | 17  |     |      |     |      |     |      |
| <i>Trichocerca chattoni</i>          |     |     |     |      |     |      |     | 85   |
| <b>Protozoa</b>                      |     |     |     |      |     |      |     |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>              |     |     | 194 | 625  | 145 |      |     |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.                | 125 | 51  | 291 | 625  |     | 225  | 45  | 17   |
| Ciliado                              |     |     |     |      | 145 | 675  |     |      |
| <i>Diffugia corona</i>               |     | 17  |     | 625  |     |      |     |      |
| <b>Densidade total</b>               | 876 | 119 | 688 | 1941 | 301 | 1697 | 108 | 1627 |

**Tabela 18.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em outubro de 2011 (águas baixas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                  | M5    | M4   | M3    | M2    | M1    | J1    | J2    | J3   |
|----------------------------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| <b>Cladocera</b>                 |       |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Bosmina hagdmani</i>          |       |      | 176   | 110   | 84    | 28    | 123   |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>      |       |      |       | 110   |       |       |       |      |
| <i>Moina minuta</i>              | 89    |      | 18    | 110   | 84    |       |       |      |
| <i>Moina reticulata</i>          |       |      | 18    |       |       |       |       |      |
| <b>Copepoda</b>                  |       |      |       |       |       |       |       |      |
| <b>Calanoida</b>                 |       |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>    |       | 27   |       | 22    | 10    | 28    |       |      |
| Náuplios                         |       |      |       |       |       |       |       | 1180 |
| CopepoditoS                      |       |      |       | 22    | 84    |       | 123   | 20   |
| <b>Cyclopoida</b>                |       |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Acantocyclops robustus</i>    | 179   | 160  | 88    | 73    | 504   |       |       |      |
| <i>Paracyclops prasinus</i>      |       |      |       |       |       | 57    |       |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>   | 89    | 240  | 88    |       | 168   | 57    |       |      |
| <i>Thermocyclops minutus</i>     |       |      |       |       | 84    |       |       |      |
| Náuplios                         |       |      | 3960  | 8250  | 12600 | 5100  | 7360  |      |
| Copepodito                       | 2323  | 1680 | 968   | 660   | 2268  | 680   | 1349  | 629  |
| <b>Rotifera</b>                  |       |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Keratella americana</i>       | 1340  |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Keratella cochlearis</i>      |       |      | 1320  |       |       |       |       |      |
| <i>Keratella tropica tropica</i> |       |      | 2640  | 1650  | 1260  |       |       |      |
| <i>Plationus patulus</i>         |       |      | 1320  |       |       | 3400  | 1840  |      |
| <b>Protozoa</b>                  |       |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>          | 1340  |      | 1320  |       |       |       | 1840  |      |
| <i>Arcella mitrata</i>           |       |      |       |       | 1260  |       |       |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.            | 2680  | 1200 | 2640  |       | 1260  | 5100  |       | 1180 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>      | 1340  |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Diffugia corona</i>           | 1340  |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>        | 1340  |      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Diffugia</i> sp.              | 1340  |      | 1320  |       |       |       |       |      |
| <b>Densidade total</b>           | 13400 | 3307 | 15875 | 11007 | 19666 | 14450 | 12635 | 3009 |



**Tabela 19.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em fevereiro de 2012 (enchente) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5 | M4   | M3  | M2  | M1   | J1  | J2  | J3  |
|--------------------------------------|----|------|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| <b>Cladocera</b>                     |    |      |     |     |      |     |     |     |
| <i>Alona glabra</i>                  |    |      |     | 5   | 16   |     |     |     |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |    |      |     |     | 110  | 7   |     |     |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |    |      |     |     | 73   |     |     |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |    |      | 33  |     | 37   |     | 115 | 75  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |    |      | 50  | 75  |      | 13  |     | 75  |
| <i>Chydorus eurynotus</i>            |    |      |     |     | 12   |     |     |     |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |    |      |     |     |      |     |     | 8   |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |    |      |     |     |      | 6   |     |     |
| <i>Diaphanosoma polyspina</i>        |    |      |     |     |      |     | 115 |     |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |    | 35   | 100 | 75  | 440  | 6   | 15  | 38  |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        |    |      | 50  |     |      |     |     |     |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |    |      | 17  | 0   | 6    | 13  |     |     |
| <i>Moina minuta</i>                  |    |      | 100 | 75  | 110  | 140 | 115 | 8   |
| <i>Moina reticulata</i>              |    |      | 7   |     |      |     |     |     |
| <i>Pseudisida bidentata</i>          |    |      |     |     |      |     | 115 |     |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |    |      |     |     | 22   |     |     |     |
| <b>Copepoda</b>                      |    |      |     |     |      |     |     |     |
| <b>Calanoida</b>                     |    |      |     |     |      |     |     |     |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>      |    |      |     |     |      |     |     | 8   |
| <i>Notodiatomus henseni</i>          |    |      | 10  |     |      | 5   | 8   | 38  |
| Copepoditos                          | 14 | 21   | 50  | 25  | 110  | 13  | 16  | 300 |
| <b>Cyclopoida</b>                    |    |      |     |     |      |     |     |     |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |    |      | 20  |     | 110  |     |     | 38  |
| <i>Metacyclops curtispinosus</i>     |    |      |     |     | 73   |     |     |     |
| <i>Metacyclops leptonus</i>          |    |      |     |     | 16   | 23  |     |     |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |    |      |     |     | 147  |     | 115 | 38  |
| <i>Thermocyclops minutus</i>         |    |      |     |     |      | 6   |     |     |
| Copepoditos                          |    | 105  | 300 | 525 | 330  | 140 | 345 | 75  |
| Náuplios                             |    |      | 500 |     | 1100 |     |     |     |
| <b>Harpacticoida</b>                 |    |      |     |     |      |     |     |     |
| Copepoditos                          |    |      |     |     |      | 140 |     |     |
| <b>Rotifera</b>                      |    |      |     |     |      |     |     |     |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>           |    |      |     | 750 |      |     |     |     |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |    | 1050 |     |     |      |     |     |     |
| <i>Conochillius unicornis</i>        |    |      |     |     | 1100 |     |     |     |
| <i>Keratella cochlearis</i>          |    | 1050 |     |     | 1100 |     |     |     |
| <i>Lecane curvicornis</i>            |    |      |     |     | 1100 |     |     |     |
| <i>Plathyas quadricornis</i>         |    |      |     |     | 1100 |     |     |     |
| Bdelloidea                           |    |      |     |     | 1100 |     |     |     |
| <b>Protozoários</b>                  |    |      |     |     |      |     |     |     |

|                              |      |       |      |      |      |      |      |      |  |
|------------------------------|------|-------|------|------|------|------|------|------|--|
| <i>Arcella hemisphaerica</i> |      | 500   | 1500 |      |      |      |      |      |  |
| <i>Arcella vulgaris</i>      | 1050 |       | 1500 |      |      |      |      |      |  |
| <i>Arcella mitrata</i>       |      |       | 750  |      |      |      |      |      |  |
| <i>Astramoeba</i> sp.        | 3150 |       | 1500 | 4200 | 1150 | 750  |      |      |  |
| <i>Centropyxis aculeata</i>  | 1050 |       |      |      | 1150 | 750  |      |      |  |
| Ciliata                      | 2100 |       | 750  |      |      |      |      |      |  |
| <i>Diffugia acuminata</i>    |      | 500   |      |      |      |      |      |      |  |
| <i>Diffugia corona</i>       | 2100 |       |      | 1400 |      |      |      |      |  |
| <i>Diffugia lobostoma</i>    |      |       | 750  |      |      |      |      | 750  |  |
| <i>Euglipha ciliata</i>      | 1050 |       | 0    |      |      |      |      | 750  |  |
| <i>Strombilidium</i> sp.     |      |       | 750  |      |      |      |      |      |  |
| <i>Vorticella</i> sp.        | 140  |       |      |      |      |      |      |      |  |
| <b>Densidade total</b>       | 154  | 12761 | 2237 | 9030 | 8211 | 6112 | 3259 | 3699 |  |

**Tabela 20.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2012 (águas altas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5   | M4   | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3    |
|--------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Bosmina hagdmani</i>              |      |      |      |      |      | 53   |      |       |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |      |      |      |      |      |      | 19    |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |      |      |      |      |      |      | 25    |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |      | 8    |      |      |      |      |      |       |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |      |      |      |      |      |      |      | 15    |
| <i>Moina minuta</i>                  | 16   |      | 17   | 15   | 0    | 105  | 11   | 75    |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       | 6    |      |      |      |      |      |      |       |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |      |      |      |      |      |      |      | 5     |
| Copepoditos                          | 16   | 6    | 51   | 15   | 100  | 26   |      | 38    |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>        |      |      |      |      |      |      |      | 75    |
| Copepoditos                          | 31   | 8    |      | 90   |      | 53   |      | 150   |
| Náuplios                             |      |      | 510  |      |      | 1050 |      | 750   |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Lecane curvicornis</i>            | 620  |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Plathyas quadricornis</i>         |      |      |      | 450  |      |      |      |       |
| <i>Testudinella patina</i>           |      | 580  |      |      |      |      |      |       |
| <b>Protozoários</b>                  |      |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Arcella brasiliensis</i>          |      |      |      |      |      |      |      | 750   |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |      |      |      |      |      |      | 1800 | 2250  |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 1860 |      |      | 450  | 1000 | 2100 |      |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.                | 2480 | 580  | 2040 | 900  | 1000 | 1050 | 900  | 3000  |
| Ciliata                              | 620  |      |      |      |      |      |      |       |
| <i>Diffugia corona</i>               | 620  | 580  | 1530 | 450  |      | 3150 |      | 750   |
| <i>Diffugia oblonga</i>              |      |      |      |      |      |      |      | 3000  |
| <i>Diffugia kempnyi</i>              |      |      |      |      | 1000 |      |      |       |
| <i>Euglipha ciliata</i>              |      |      |      |      |      |      |      | 750   |
| <b>Densidade total</b>               | 6268 | 1762 | 4148 | 2370 | 3100 | 7586 | 2711 | 11651 |

**Tabela 21.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em junho de 2012 (vazante) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5    | M4    | M3    | M2    | M1    | J1    | J2    | J3    |
|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>Cladocera</b>                     |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 320   |       |       |       | 130   |       |       |       |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |       |       |       |       |       |       |       | 50    |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |       |       |       |       |       |       |       | 100   |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | 160   |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |       |       |       |       |       |       | 120   |       |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       | 13    |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Diaphanosoma polypina</i>         |       |       | 120   | 35    | 13    | 24    |       |       |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |       | 15    |       |       |       |       |       |       |
| <i>Moina minuta</i>                  | 80    | 320   | 120   | 35    | 780   | 48    | 24    |       |
| <b>Copepoda</b>                      |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Dactyloidiaptomus pearsei</i>     | 13    | 160   |       |       |       |       |       |       |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |       |       |       |       | 33    |       |       |       |
| Copepoditos                          |       | 32    | 15    | 20    | 130   | 143   | 24    | 200   |
| Náuplios                             |       |       | 1200  |       |       |       |       | 750   |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |       |       |       |       |       |       | 15    |       |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       | 13    | 10    |       |       |       |       |       |       |
| Copepoditos                          | 320   | 160   | 120   | 70    | 520   | 190   | 120   | 100   |
| Náuplios                             |       | 1600  |       |       |       |       | 2400  |       |
| <b>Rotifera</b>                      |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Ascomorpha ovalis</i>             |       | 1600  |       |       |       |       |       |       |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |       | 1600  |       |       |       |       |       |       |
| <i>Brachionus falcatus</i>           | 1600  |       |       |       |       | 1900  |       |       |
| <i>Brachionus mirus</i>              | 1600  |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          | 8000  |       | 13200 | 2800  |       |       |       | 7500  |
| <i>Filinia longiseta</i>             |       | 1600  |       |       |       |       | 1200  |       |
| <i>Filinia pejler</i>                |       |       |       |       |       |       |       | 750   |
| <i>Keratella americana</i>           | 1600  |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Lecane bulla</i>                  |       |       |       |       |       |       |       | 750   |
| <i>Lecane leontina</i>               |       |       |       |       |       |       |       | 750   |
| <i>Lecane papuana</i>                | 3200  |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Plathyas quadricornis</i>         |       |       |       |       | 1300  |       |       |       |
| <i>Rotaria neptunia</i>              |       |       |       |       |       |       | 1200  |       |
| <i>Testudinella patina</i>           |       |       |       |       |       |       |       | 750   |
| <b>Protozoários</b>                  |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |       |       |       |       |       |       |       | 750   |
| <i>Arcella vulgaris</i>              |       | 1600  |       |       | 2600  | 1900  | 1200  |       |
| <i>Arcella mitrata</i>               |       |       |       |       |       | 1900  |       |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.                |       | 1600  |       | 4200  | 5200  | 7600  | 3600  | 750   |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          |       |       |       | 1400  |       | 5700  | 2400  |       |
| Ciliata                              |       |       |       |       |       |       | 1200  |       |
| <i>Diffugia corona</i>               | 3200  | 3200  | 1200  | 1400  | 1300  |       |       |       |
| <i>Diffugia oblonga</i>              |       |       |       | 1400  | 1300  |       |       |       |
| <i>Diffugia lobostoma</i>            |       |       |       |       |       | 1900  |       |       |
| <i>Trinema lineare</i>               | 1600  |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>Densidade total</b>               | 21720 | 13497 | 15975 | 11360 | 13306 | 21304 | 13503 | 13200 |

**Tabela 22.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em novembro de 2012 (águas baixas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5   | M4   | M3    | M2   | M1   | J1   | J2   | J3   |
|--------------------------------------|------|------|-------|------|------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |       |      |      |      |      |      |
| <i>Bosmina hagdmani</i>              |      |      | 25    |      | 10   |      |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |      |      | 900   |      |      |      |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      |      | 100   |      |      |      |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |      | 50    | 138  |      |      |      | 17   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |      | 150   |      | 20   |      |      | 25   |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |      |      |       |      |      |      |      | 150  |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |      |       | 46   | 10   |      |      |      |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |      | 50   |       |      |      |      |      |      |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |      |      | 150   |      | 25   |      |      |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |      |      |       | 138  |      |      |      |      |
| <i>Macrothrix triserialis</i>        |      |      |       |      | 10   |      |      |      |
| <i>Moina minuta</i>                  | 40   | 50   | 3150  |      | 25   |      | 35   |      |
| <i>Moina reticulata</i>              |      |      |       |      | 17   |      |      |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |       |      |      |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |       |      |      |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>        |      | 30   | 25    |      |      |      |      |      |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>      |      |      |       |      |      |      | 14   |      |
| Copepoditos                          | 160  | 50   | 150   | 46   | 25   | 25   |      | 300  |
| Náuplios                             |      |      |       | 1380 |      |      |      |      |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |       |      |      |      |      |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |      |      | 13    |      |      |      |      |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       | 10   |      | 17    |      |      |      |      |      |
| Copepoditos                          | 160  | 150  | 1500  | 1242 | 600  | 150  | 280  | 150  |
| Náuplios                             |      | 1500 | 9000  |      |      |      |      |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |       |      |      |      |      |      |
| <i>Filinia longiseta</i>             |      |      |       |      | 1500 |      |      |      |
| <i>Keratella americana</i>           |      |      |       |      | 1500 |      |      |      |
| <i>Keratella reducta</i>             |      |      |       | 1380 |      |      |      |      |
| <i>Keratella tropica</i>             |      |      |       |      | 1500 |      |      |      |
| <i>Plationus patulus</i>             |      |      | 3000  |      | 1500 |      |      |      |
| <i>Plationus macracanthus</i>        |      |      | 1500  |      |      |      |      |      |
| <b>Protozoários</b>                  |      |      |       |      |      |      |      |      |
| <i>Arcella costata</i>               |      |      |       |      | 1500 |      |      |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |      |      | 1500  |      |      |      |      | 1500 |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 1600 |      |       |      |      |      | 1400 |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.                |      |      |       | 1380 |      | 1500 |      |      |
| <b>Densidade total</b>               | 1970 | 1830 | 21229 | 5750 | 8242 | 1675 | 1729 | 2142 |

**Tabela 23.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplantônica amostrada no rio Madeira em janeiro de 2013 (enchente) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                | M5    | M4   | M3   | M2    | M1   | J1   | J2    | J3    |
|--------------------------------|-------|------|------|-------|------|------|-------|-------|
| <b>Cladocera</b>               |       |      |      |       |      |      |       |       |
| <i>Bosmina tubicen</i>         |       |      |      | 13    |      |      |       |       |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>    |       |      | 90   | 118   |      |      |       |       |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> |       |      |      |       | 10   |      |       |       |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i> |       |      | 18   |       |      |      |       |       |
| <i>Moina minuta</i>            | 38    | 118  | 90   |       | 21   | 43   |       |       |
| <b>Copepoda</b>                |       |      |      |       |      |      |       |       |
| <b>Calanoida</b>               |       |      |      |       |      |      |       |       |
| <i>Notodiptomus deitersi</i>   |       |      |      |       |      | 12   |       |       |
| Copepoditos                    | 11    | 13   | 36   | 79    | 10   |      | 116   | 116   |
| Náuplios                       |       |      |      |       |      |      | 1160  |       |
| <b>Cyclopoida</b>              |       |      |      |       |      |      |       |       |
| Copepoditos                    | 150   | 118  | 180  | 118   | 496  | 26   | 39    |       |
| Náuplios                       |       |      |      |       |      | 1300 | 1160  |       |
| <b>Rotifera</b>                |       |      |      |       |      |      |       |       |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>     |       |      | 900  | 1180  |      |      | 1160  |       |
| <i>Brachionus zahniseri</i>    |       |      |      |       | 1240 |      |       |       |
| <i>Trochosphaera</i>           |       |      |      |       |      | 1300 |       |       |
| <b>Protozoa</b>                |       |      |      |       |      |      |       |       |
| <i>Arcella costata</i>         |       |      |      |       |      |      |       | 1160  |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>   |       |      |      |       |      |      |       | 1160  |
| <i>Arcella vulgaris</i>        | 3000  | 2360 | 2700 | 3540  |      | 1300 | 1160  | 2320  |
| <i>Arcella mitrata</i>         |       |      | 900  |       |      |      |       |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.          | 1500  | 3540 | 2700 | 11800 | 1240 | 2600 | 6960  | 4640  |
| <i>Centropyxis aculeata</i>    | 3000  |      |      | 1180  | 1240 |      |       | 1160  |
| <i>Centropyxis ecornis</i>     |       |      |      |       |      |      | 1160  |       |
| <i>Diffugia corona</i>         | 3000  |      |      | 2360  |      | 2600 |       |       |
| <i>Diffugia lobostoma</i>      | 1500  |      | 900  |       |      |      |       |       |
| <b>Densidade total</b>         | 12199 | 6149 | 8514 | 20388 | 4257 | 9181 | 12915 | 10556 |

**Tabela 24.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2013 (águas altas) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5           | M4           | M3          | M2           | M1           | J1           | J2           | J3           |
|--------------------------------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| <b>Cladocera</b>                     |              |              |             |              |              |              |              |              |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |              |              |             |              |              | 38           |              |              |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |              |              |             | 8            |              |              |              |              |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |              |              |             |              |              |              |              | 20           |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | 120          |              |             |              |              |              |              |              |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |              |              |             |              |              |              |              | 39           |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |              |              |             |              |              |              | 31           | 312          |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |              |              |             |              |              |              | 12           |              |
| <i>Moina minuta</i>                  |              |              | 60          | 100          | 130          | 114          |              |              |
| <b>Copepoda</b>                      |              |              |             |              |              |              |              |              |
| <b>Calanoida</b>                     |              |              |             |              |              |              |              |              |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |              |              |             |              |              |              |              | 39           |
| <i>Notodiaptomus</i> sp.             |              |              |             |              | 16           | 0            | 0            | 0            |
| Copepoditos                          |              | 37           |             | 11           | 260          | 19           | 188          | 312          |
| Náuplios                             |              |              |             |              | 1300         |              | 940          |              |
| <b>Cyclopoida</b>                    |              |              |             |              |              |              |              |              |
| Copepoditos                          | 360          | 110          | 120         | 100          | 390          | 342          | 376          | 312          |
| Náuplios                             | 1200         |              |             |              | 1300         |              |              |              |
| <b>Rotifera</b>                      |              |              |             |              |              |              |              |              |
| <i>Filinia longiseta</i>             |              | 1100         |             |              |              |              |              |              |
| <i>Lecane bulla</i>                  |              | 1100         |             |              |              | 1140         |              |              |
| <i>Lecane curvicornis</i>            | 1200         |              |             |              | 1300         |              | 940          |              |
| <i>Lecane decipiens</i>              | 0            | 1100         |             |              |              |              |              |              |
| <i>Pompholyx complanata</i>          | 0            | 0            |             |              |              |              |              | 1560         |
| <i>Testudinella patina</i>           |              |              | 1200        |              |              | 1140         |              |              |
| <i>Trichocerca similis</i>           |              |              |             |              |              |              |              | 1560         |
| Bdelloidea                           |              |              |             |              |              |              | 1880         |              |
| <b>Protozoários</b>                  |              |              |             |              |              |              |              |              |
| <i>Arcella costata</i>               |              |              |             |              | 1300         |              |              |              |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |              |              | 1200        |              | 0            |              | 940          |              |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 3600         |              | 1200        | 1000         |              |              |              |              |
| <i>Arcella megastoma</i>             | 1200         |              |             |              |              | 1140         |              | 1560         |
| <i>Arcella mitrata</i>               |              | 2200         |             |              |              | 1140         |              |              |
| <i>Astramoeba</i> sp.                | 10800        | 1100         | 3600        | 4000         | 2600         | 2280         | 2820         | 7800         |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          | 3600         | 1100         |             | 2000         |              | 1140         |              |              |
| <i>Centropyxis ecornis</i>           | 1200         |              |             |              |              |              |              |              |
| Ciliata                              |              | 1100         |             |              |              |              |              |              |
| <i>Diffugia corona</i>               | 3600         |              |             | 3000         |              | 3420         | 1880         |              |
| <i>Diffugia lobostoma</i>            | 1200         |              | 1200        | 1000         | 1300         |              |              |              |
| <i>Diffugia</i> sp.                  |              | 1100         |             |              | 1300         |              | 940          |              |
| <i>Strombilidium</i> sp.             |              |              |             |              | 1300         |              |              |              |
| <i>Vorticella</i> sp.                | 7200         |              |             |              | 11700        | 2280         |              |              |
| <b>Densidade total</b>               | <b>35280</b> | <b>10047</b> | <b>8580</b> | <b>11219</b> | <b>24196</b> | <b>14193</b> | <b>10947</b> | <b>13514</b> |

**Tabela 25.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplanctônica amostrada no rio Madeira em julho de 2013 (vazante) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                     | M5   | M4   | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3   |
|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosmina freyi</i>                |      |      |      | 30   |      |      |      |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>             |      | 14   |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>              | 120  |      |      |      |      |      | 140  | 30   |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>         |      |      |      | 30   |      |      |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> |      |      |      |      | 118  | 37   |      |      |
| <i>Daphnia gessneri</i>             |      | 14   |      |      |      | 37   | 10   |      |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>       | 12   |      | 134  | 10   |      |      | 140  |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>         | 30   |      |      |      |      | 15   | 140  |      |
| <i>Moina minuta</i>                 |      |      | 67   | 480  | 354  | 146  |      | 150  |
| <i>Moina reticulata</i>             |      |      |      |      | 30   |      | 140  |      |
| <b>Copepoda</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>       |      |      |      | 30   |      |      |      |      |
| Copepoditos                         |      | 14   | 268  | 120  | 118  | 146  | 280  | 30   |
| Náuplios                            |      |      | 1340 | 1200 | 1180 | 1460 | 1400 |      |
| <b>Cyclopoida</b>                   |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Copepoditos                         | 360  | 56   | 134  | 360  | 118  | 438  | 280  | 30   |
| Náuplios                            |      |      |      |      |      |      | 2800 |      |
| <b>Rotifera</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>          |      |      |      |      |      | 1460 |      |      |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i>     |      |      |      |      | 1180 |      |      |      |
| <b>Protozoa</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>        |      |      | 1340 |      |      |      | 1400 |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>             | 1200 |      |      |      |      |      | 1400 | 1500 |
| <i>Diffugia corona</i>              |      | 1120 | 1340 |      |      |      |      |      |
| <b>Densidade total</b>              | 1722 | 1218 | 4623 | 2260 | 3098 | 3738 | 8130 | 1740 |



**Tabela 26.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em outubro de 2009 (águas baixas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                  | M5 | M4  | M3  | M2  | M1  | J1  | J2   | J3   |
|----------------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|
| <b>Cladocera</b>                 |    |     |     |     |     |     |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>           | 4  | 4   |     |     |     |     |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>      |    |     |     |     |     |     |      | 2    |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>   |    |     |     | 6   |     |     |      | 6    |
| <i>Daphnia gessneri</i>          |    |     |     |     |     |     |      | 162  |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>       | 19 | 6   |     |     |     |     |      | 64   |
| <i>Moina minuta</i>              |    |     |     |     |     |     |      | 34   |
| <b>Copepoda</b>                  |    |     |     |     |     |     |      |      |
| <b>Calanoida</b>                 |    |     |     |     |     |     |      |      |
| <i>Notodiaptomus coronatus</i>   |    |     |     | 140 |     |     |      |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>  |    |     | 52  | 156 |     | 156 | 2347 | 469  |
| copepoditos                      |    |     |     |     |     |     |      | 1070 |
| náuplios                         | 25 | 37  | 31  | 67  | 12  | 31  | 31   | 92   |
| <b>Cyclopoida</b>                |    |     |     |     |     |     |      |      |
| copepoditos                      |    |     |     |     | 78  | 74  |      |      |
| náuplios                         | 22 | 45  | 7   | 52  | 45  | 22  |      | 37   |
| <b>Harpacticoida</b>             |    |     |     |     |     |     |      | 6    |
| <b>Rotifera</b>                  |    |     |     |     |     |     |      |      |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> |    |     | 1   |     |     |     |      |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>      |    |     |     |     |     |     |      | 642  |
| <i>Filinia pejler</i>            |    |     |     |     |     |     |      | 161  |
| <i>Lecane bulla</i>              |    |     |     | 324 |     |     |      |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>        |    | 226 |     |     | 240 |     |      |      |
| <i>Lecane lunaris</i>            |    |     |     |     |     |     | 204  |      |
| <b>Protozoários</b>              |    |     |     |     |     |     |      |      |
| <i>Arcella sp.</i>               | 1  | 57  |     |     | 120 |     |      |      |
| <i>Astramoeba sp.</i>            | 3  | 57  | 196 | 54  |     |     | 51   | 54   |
| <i>Centropyxis aculeata</i>      |    | 57  | 49  |     | 1   |     |      |      |
| <i>Diffugia Isp.</i>             | 3  |     |     |     |     |     |      |      |
| <b>Biomassa total</b>            | 77 | 487 | 336 | 800 | 496 | 284 | 2632 | 2798 |

**Tabela 27.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em janeiro de 2010 (enchente) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5  | M4  | M3  | M2  | M1  | J1  | J2  | J3  |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |     |     |     |     |     |     |     | 1   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |     |     |     |     |     |     | 8   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     |     |     |     |     |     |     | 4   |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |     |     |     |     |     |     |     | 29  |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |     | 2   |     |     |     |     |     |     |
| <i>Macrothrix sioli</i>              |     | 7   |     |     |     |     |     |     |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| Copepodito                           | 88  | 22  | 66  | 66  | 88  | 242 | 110 | 66  |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |     |     |     |     |     |     |
| Náuplios                             |     | 5   |     | 69  | 71  |     |     | 3   |
| Copepodito                           | 43  | 32  | 21  | 85  | 75  |     |     | 299 |
| <b>Rotifera</b>                      |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Conochilus unicornis</i>          |     |     |     | 21  |     |     |     |     |
| <i>Lecane bulla</i>                  |     |     |     |     |     | 318 |     |     |
| <b>Protozoários</b>                  |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Arcella sp.</i>                   |     | 57  | 159 | 53  | 55  | 53  | 152 | 63  |
| <i>Astramoeba sp.</i>                |     | 342 | 106 | 159 | 164 | 265 | 101 | 188 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          |     | 57  |     | 53  |     | 3   |     |     |
| Ciliado                              |     |     | 159 |     | 55  |     |     |     |
| <i>Diffflugia oblonga</i>            |     | 57  |     |     |     |     |     |     |
| <i>Diffflugia sp.</i>                |     | 114 |     |     |     | 53  |     | 6   |
| <b>Biomassa total</b>                | 131 | 695 | 511 | 507 | 507 | 934 | 363 | 665 |

**Tabela 28.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2010 (águas altas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5    | M4    | M3    | M2    | M1    | J1    | J2    | J3    |
|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>Cladocera</b>                     |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Alonella dadayi</i>               |       |       |       | 0,5   | 0,5   |       |       |       |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |       |       |       |       | 1,09  |       |       |       |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |       |       |       |       |       |       |       | 15,17 |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |       |       |       |       | 1,75  |       |       |       |
| <i>Chydorus pubescens</i>            |       | 1,75  |       |       |       |       |       |       |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |       |       |       |       |       |       |       | 802   |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |       |       |       |       |       |       |       | 19,43 |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |       | 25,41 | 25,41 | 35,58 |       |       |       |       |
| <i>Diaphanosoma polyaspina</i>       |       |       |       |       | 29,9  |       |       |       |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |       | 6,12  | 42,87 | 24,5  |       |       |       | 30,62 |
| <i>Moina minuta</i>                  |       | 15,93 |       | 37,17 | 5,31  | 10,62 | 5,31  |       |
| <b>Copepoda</b>                      |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>Calanoida</b>                     |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Dactylodiaptomus pearsei</i>      |       |       |       |       | 5001  |       |       |       |
| Copepodito                           | 66,13 | 44,09 |       | 22,04 | 110,2 | 66,13 |       | 22,04 |
| <b>Cyclopoida</b>                    |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Macrocylops albidus</i>           |       |       |       |       | 12,54 |       |       |       |
| Náuplios                             |       |       |       | 44,35 | 391,3 |       | 55,43 |       |
| Copepodito                           | 42,71 |       | 74,75 | 106,8 | 280,3 | 85,42 | 32,03 | 106,8 |
| <b>Rotifera</b>                      |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Brachionus bidentata</i>          |       |       | 170   |       |       |       |       |       |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |       |       |       |       | 150   |       |       |       |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>     |       |       |       | 136   | 150   |       |       | 600   |
| <i>Conochilus coenobasis</i>         |       |       | 17    |       |       |       |       |       |
| <i>Filinia longiseta</i>             |       |       |       |       | 337,5 |       |       |       |
| <i>Lecane luna</i>                   |       | 219   |       |       | 150   |       |       |       |
| <i>Sinantherina semibullata</i>      |       |       |       | 612   | 675   |       |       |       |
| <i>Testudinella patina</i>           |       |       |       | 34    | 37,5  |       |       |       |
| <b>Protozoários</b>                  |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <i>Arcella</i> sp.                   |       | 1095  | 1275  | 1020  | 750   | 555   | 425   | 1000  |
| <i>Astramoeba</i> sp.                |       |       | 2550  | 1700  | 1500  | 3330  | 2550  | 1500  |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          |       |       |       |       | 1875  | 1110  |       |       |
| <i>Diffugia</i> sp.                  | 520   |       | 850   | 340   | 375   | 555   |       | 1500  |
| <i>Vorticella</i> sp.                |       |       |       | 408   |       | 999   |       |       |
| <b>Biomassa total</b>                | 628,8 | 1407  | 5005  | 4521  | 11834 | 6711  | 3068  | 5596  |

**Tabela 29.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em julho de 2010 (vazante) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|   | M5          | M4          | M3          | M2          | M1          | J1          | J2          | J3           |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| <b>Cladocera</b>                          |             |             |             |             |             |             |             |              |
| <i>Bosmina hagmanni</i>                   |             | 9           | 11          | 17          | 6           |             |             | 30           |
| <i>Bosmina tubicen</i>                    |             |             |             |             |             |             |             | 77           |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>               |             |             | 1           |             |             |             |             | 1            |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>       |             |             |             |             |             |             |             | 33           |
| <i>Daphnia gessneri</i>                   |             |             |             |             |             |             |             | 110          |
| <i>Moina minuta</i>                       | 21          | 18          | 70          | 35          |             | 25          | 5           | 2587         |
| <b>Copepoda</b>                           |             |             |             |             |             |             |             |              |
| <b>Calanoida</b>                          |             |             |             |             |             |             |             |              |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>           |             |             |             | 131         | 131         |             |             | 131          |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>           |             |             |             |             | 211         |             |             | 2505         |
| <i>Notodiaptomus spinuliferus</i>         |             |             |             | 102         |             |             | 102         |              |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>           |             |             |             |             |             |             |             | 174          |
| Náuplius                                  | 257         |             | 833         |             |             |             |             | 1105         |
| Copepodito                                | 181         | 225         | 48          | 145         | 203         | 212         | 110         | 2557         |
| <b>Cyclopoida</b>                         |             |             |             |             |             |             |             |              |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i>         |             |             | 12          | 30          |             |             |             |              |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>             |             |             |             |             | 52          |             |             |              |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>             |             |             | 0           | 78          |             |             |             | 39           |
| <i>Mesocyclops ogunnus</i>                | 0           | 469         | 0           | 0           |             | 0           | 0           |              |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>            | 91          | 91          | 43          | 95          |             | 67          | 67          |              |
| <i>Thermocyclops minutus</i>              | 68          | 40          | 55          |             | 11          | 11          | 443         | 13           |
| <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> |             |             |             |             |             |             |             |              |
| Náuplius                                  | 53          | 177         |             |             |             | 250         | 14          |              |
| Copepodito                                | 346         | 73          | 468         | 278         | 49          | 205         | 216         | 124          |
| <b>Rotifera</b>                           |             |             |             |             |             |             |             |              |
| <i>Brachionus caudatus</i>                |             |             | 175         |             |             |             |             |              |
| <i>Brachionus zahniseri</i>               |             |             |             |             |             |             |             | 232          |
| <i>Filinia pejler</i>                     |             |             |             |             |             |             |             | 174          |
| <i>Keratella americana</i>                |             |             |             |             |             |             |             | 580          |
| <i>Lecane proietta</i>                    | 2106        | 544         | 875         | 780         | 728         | 768         | 404         | 464          |
| <i>Trichocerca chattoni</i>               |             |             |             |             |             |             |             | 232          |
| <b>Protozoários</b>                       |             |             |             |             |             |             |             |              |
| <i>Arcella sp.</i>                        | 405         | 680         | 875         | 650         | 1365        | 960         | 505         | 580          |
| <i>Astramoebacsp.</i>                     | 81          | 136         | 175         | 650         | 273         | 96          | 101         | 348          |
| <i>Centropyxis aculeata</i>               |             |             |             |             | 455         |             |             | 1740         |
| <i>Ciliado</i>                            |             |             |             | 650         |             | 480         | 505         |              |
| <i>Difflugia sp.</i>                      |             |             |             |             | 455         | 480         | 505         | 580          |
| <b>Biomassa total</b>                     | <b>3938</b> | <b>3643</b> | <b>3641</b> | <b>2461</b> | <b>3608</b> | <b>3554</b> | <b>2978</b> | <b>14416</b> |

**Tabela 30.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em setembro de 2010 (águas baixas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|  | M5  | M4  | M3  | M2   | M1  | J1   | J2   | J3   |
|--|-----|-----|-----|------|-----|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                           |     |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Alona</i> cf. <i>setigera</i>           |     |     |     |      |     |      | 3    |      |
| <i>Bosmina hagdmani</i>                    |     | 3   | 4   | 100  |     | 8    | 31   | 113  |
| <i>Bosmina tubicen</i>                     |     |     |     |      |     |      |      | 4    |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>                |     |     | 1   |      |     |      |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>        |     |     |     |      |     |      |      | 5    |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>                 | 7   |     |     |      |     |      |      | 12   |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>             |     |     |     | 13   |     |      |      |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>                |     |     |     |      |     | 6    |      | 17   |
| <i>Moina minuta</i>                        | 7   |     |     | 61   |     |      | 18   | 117  |
| <b>Copepoda</b>                            |     |     |     |      |     |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                           |     |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>            |     |     |     |      |     |      |      | 1288 |
| <i>Notodiaptomus coronatus</i>             |     |     |     |      |     |      | 102  |      |
| Nauplius                                   | 2   |     |     | 30   |     |      |      |      |
| Copepodito                                 | 40  | 84  |     | 92   |     | 71   | 44   | 62   |
| <b>Cyclopoida</b>                          |     |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Thermocyclops minutus</i>               |     |     |     |      |     |      |      | 30   |
| Nauplius                                   | 62  | 68  | 67  | 407  |     | 104  | 43   | 108  |
| Copepodito                                 | 122 | 222 | 88  | 724  |     | 679  | 705  | 822  |
| <b>Rotifera</b>                            |     |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>                 |     |     | 34  |      |     |      |      |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>                 |     |     |     | 194  |     |      |      |      |
| <i>Brachionus mirus</i> f. <i>angustus</i> |     |     |     |      |     |      | 132  |      |
| <i>Conochilus unicornis</i>                |     | 21  |     |      |     |      |      |      |
| <i>Keratella americana</i>                 | 38  |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Keratella tropica tropica</i>           | 38  |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Keratella tropica reducta</i>           | 133 |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>     |     | 45  |     |      |     |      |      |      |
| <i>Ptygura libera</i>                      |     |     |     |      |     |      | 53   | 22   |
| <i>Trichocerca pusilla</i>                 | 95  |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Trichocerca similis</i>                 |     |     |     | 97   |     |      |      |      |
| <b>Protozoários</b>                        |     |     |     |      |     |      |      |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>                    | 19  |     | 21  |      | 42  | 1988 |      |      |
| <i>Arcella</i> sp.                         | 19  |     |     |      | 42  |      |      |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>                |     |     |     |      | 42  |      |      |      |
| <i>Centropyxis discoides</i>               |     |     |     |      | 21  |      |      |      |
| <i>Centropyxis marsupiformes</i>           |     |     |     |      | 21  |      |      |      |
| <i>Astramoebasp.</i>                       |     |     |     |      |     |      | 759  | 1898 |
| <i>Ciliado</i>                             |     |     |     |      |     | 366  | 304  | 66   |
| <i>Diffugia acuminata</i>                  | 167 | 41  |     |      |     |      |      |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>                  |     |     |     |      | 64  |      |      |      |
| <i>Diffugia</i> sp.                        | 19  |     |     | 19   | 21  |      |      | 11   |
| <i>Netzelia</i> sp.                        |     |     |     |      | 21  |      |      |      |
| <b>Biomassa total</b>                      | 711 | 483 | 214 | 1738 | 275 | 3221 | 2194 | 4573 |

**Tabela 31.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em janeiro de 2011 (enchente) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                     | M5     | M4    | M3   | M2     | M1   | J1   | J2  | J3    |
|-------------------------------------|--------|-------|------|--------|------|------|-----|-------|
| <b>Cladocera</b>                    |        |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> |        |       |      |        |      |      |     | 6     |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>          |        |       |      |        |      |      |     | 27    |
| <i>Macrothrix squamosa</i>          | 29     |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Moina minuta</i>                 |        |       | 6    |        |      | 11   |     | 37    |
| <i>Moina reticulata</i>             |        |       |      | 30     |      |      |     |       |
| <b>Copepoda</b>                     |        |       |      |        |      |      |     |       |
| <b>Calanoida</b>                    |        |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>       |        |       |      |        | 751  |      |     | 1433  |
| Náuplios                            |        | 381   |      |        |      |      |     |       |
| Copepodito                          | 83     | 176   | 35   |        | 108  |      |     | 926   |
| <b>Cyclopoida</b>                   |        |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Thermocyclops minutus</i>        | 60     | 0     |      |        |      |      |     |       |
| Copepodito                          |        | 43    | 31   |        |      |      | 149 | 149   |
| <b>Rotifera</b>                     |        |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Brachionus havanaensis</i>       |        |       |      |        |      | 156  |     |       |
| <b>Protozoários</b>                 |        |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Arcella vulgaris</i>             |        | 72    | 40,8 |        |      | 31,2 | 42  |       |
| <i>Arcella megastoma</i>            |        |       |      | 17     |      |      |     |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.               | 1062,5 | 15000 | 3825 | 3187,5 | 2750 | 1950 |     | 13125 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>         |        |       |      |        |      |      |     | 21    |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>           |        | 24    |      |        |      |      |     | 42    |
| Ciliado                             | 17     |       |      |        |      |      |     |       |
| <i>Diffugia oblonga</i>             |        | 24    | 20,4 |        | 88   |      |     | 42    |
| <i>Diffugia</i> sp.                 |        | 24    |      | 68     |      | 62   | 273 | 126   |
| <b>Biomassa total</b>               | 1251   | 15744 | 3958 | 3302   | 3697 | 2211 | 464 | 15935 |

**Tabela 32.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplanctônica amostrada no rio Madeira em abril de 2011 (águas altas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|   | M5  | M4  | M3  | M2   | M1  | J1  | J2  | J3  |
|---|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|-----|
| <b>Cladocera</b>                        |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>     |     | 8   |     |      |     | 20  | 12  |     |
| <i>Chydorus pubescens</i>               |     |     |     |      |     |     | 2   |     |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>           | 81  |     |     |      |     | 5   | 27  |     |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>          |     |     |     |      | 7   |     |     |     |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>             |     | 31  |     | 92   | 110 |     |     |     |
| <i>Moina minuta</i>                     | 42  | 32  |     |      |     |     |     | 25  |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>            |     |     | 3   |      |     |     |     |     |
| <b>Copepoda</b>                         |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <b>Calanoida</b>                        |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>         |     |     |     |      |     |     |     | 222 |
| <i>Notodiaptomus coniferoides</i>       |     |     |     |      | 182 |     |     |     |
| Copepoditos                             | 39  |     |     |      |     | 118 |     | 60  |
| <b>Cyclopoida</b>                       |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Alloccyclops sp.</i>                 | 19  |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>           |     |     |     |      |     |     | 89  |     |
| <i>Metacyclops brauni</i>               | 98  |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Metacyclops laticornis</i>           |     | 34  |     |      |     |     |     |     |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i>       |     | 55  | 213 |      |     |     |     |     |
| <i>Microcyclops finitimus</i>           | 48  | 125 |     |      |     |     |     |     |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>          |     | 48  |     |      |     |     |     |     |
| <i>Tropocyclops prasinus</i>            |     | 6   |     |      |     |     |     |     |
| Náuplios                                | 52  | 59  | 91  |      | 59  | 52  |     | 186 |
| Copepoditos                             | 171 | 577 | 75  | 214  | 384 |     | 24  | 152 |
| <b>Harpacticoida</b>                    |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <b>Rotifera</b>                         |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Brachionus angularis</i>             |     |     |     |      |     | 34  |     |     |
| <i>Brachionus calyciflorus</i>          |     |     |     |      |     |     | 160 |     |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>        |     |     | 140 |      |     |     |     |     |
| <i>Filinia pejler</i>                   |     |     |     | 113  |     |     |     |     |
| <i>Lecane bulla</i>                     |     |     |     |      |     | 240 |     |     |
| <i>Lecane cornuta</i>                   |     |     |     | 150  |     |     |     |     |
| <i>Lecane curvicornis</i>               | 160 | 180 |     |      |     |     | 160 |     |
| <i>Plathyas quadricornis</i>            |     | 90  |     | 75   |     |     |     |     |
| <i>Sinanotherina semibullata</i>        |     |     |     |      |     | 720 |     |     |
| <i>Testudinella mucronata haurensis</i> |     |     | 35  |      |     |     |     |     |
| <i>Testudinella patina</i>              |     | 3   |     |      |     |     |     |     |
| Bdelloidea                              |     |     |     | 1125 |     |     |     |     |
| <b>Protozoa</b>                         |     |     |     |      |     |     |     |     |
| <i>Arcella braziliensis</i>             |     |     |     |      |     | 1   |     | 19  |
| <i>Arcella costata</i>                  |     |     | 14  |      |     | 16  |     |     |

|                              |       |      |      |       |      |      |      |      |
|------------------------------|-------|------|------|-------|------|------|------|------|
| <i>Arcella dentata</i>       |       |      |      |       |      |      | 16   |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i> | 16    |      |      |       |      |      |      | 1    |
| <i>Arcella cf. rotundata</i> | 16    | 18   |      |       |      | 16   | 16   |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>      | 32    |      | 14   |       |      |      | 32   |      |
| <i>Astramoeba sp.</i>        | 11000 |      | 8750 | 8438  | 1125 | 4000 | 6000 | 2375 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>  |       |      | 28   |       | 18   | 48   | 32   |      |
| <i>Centropyxis ecornis</i>   |       |      |      |       | 36   |      |      |      |
| Ciliata                      |       |      |      | 15    |      |      |      | 16   |
| <i>Diffflugia oblonga</i>    |       |      |      |       |      | 16   |      |      |
| <i>Diffflugia kempnyi</i>    |       |      |      |       |      |      | 16   |      |
| <i>Diffflugia lobostoma</i>  | 48    |      |      | 15    |      |      |      |      |
| <i>Diffflugia sp.</i>        |       |      | 14   |       |      |      | 16   | 19   |
| <i>Diffflugia sp. 2</i>      | 16    |      |      |       | 18   | 16   |      |      |
| Heliozoário                  |       | 18   |      |       |      |      |      |      |
| <i>Netzelia tuberculata</i>  |       |      |      |       | 18   |      |      |      |
| <i>Netzelia wailesi</i>      | 16    |      |      |       |      |      |      |      |
| <i>Netzelia sp.</i>          |       |      |      |       |      |      |      | 19   |
| <i>Vorticella sp.</i>        | 176   |      |      |       |      |      |      |      |
| <b>Biomassa total</b>        | 12030 | 1282 | 9377 | 10235 | 1957 | 5302 | 6722 | 3079 |



**Tabela 33.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em agosto de 2011 (vazante) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5   | M4  | M3   | M2  | M1  | J1   | J2  | J3   |
|--------------------------------------|------|-----|------|-----|-----|------|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |      |     |      | 3   |     | 23   |     | 44   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |     |      |     |     |      |     | 322  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |     |      |     |     |      |     | 149  |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |     |      |     |     |      |     | 177  |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |      |     |      | 25  |     |      |     |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |      |     |      |     |     |      |     | 61   |
| <i>Holopedium amazonicum</i>         |      |     |      |     |     |      |     | 28   |
| <i>Moina minuta</i>                  |      |     | 34   |     |     |      |     | 361  |
| <b>Copepoda</b>                      |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>      |      |     |      |     |     |      | 227 |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |      |     |      |     |     |      |     | 2388 |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |      | 170 |      |     |     |      |     |      |
| Náuplios                             |      | 54  |      |     |     |      | 143 |      |
| Copepodito                           | 184  | 22  | 143  | 50  | 49  | 198  | 66  | 1124 |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        | 5    |     | 63   |     |     |      |     |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |      |     |      |     |     | 107  |     |      |
| <i>Thermocyclops minutus</i>         |      |     |      |     |     | 0    |     | 16   |
| Náuplios                             |      |     |      |     |     | 44   |     |      |
| Copepodito                           | 178  | 21  | 276  | 53  |     | 192  |     | 182  |
| <b>Poecilostomatoida</b>             |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <i>Ergasilus sp.</i>                 |      |     |      |     |     |      |     | 24   |
| <b>Rotifera</b>                      |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <i>Brachionus gessneri</i>           |      |     |      |     |     |      |     | 170  |
| <i>Lecane proiecta</i>               | 125  | 34  |      |     |     |      |     |      |
| <i>Trichocerca chattoni</i>          |      |     |      |     |     |      |     | 85   |
| <b>Protozoa</b>                      |      |     |      |     |     |      |     |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>              |      |     | 39   | 13  | 29  |      |     |      |
| <i>Astramoeba sp.</i>                | 1563 | 638 | 3638 | 781 |     | 2531 | 563 | 2125 |
| Ciliado                              |      |     |      |     | 29  | 14   |     |      |
| <i>Diffflugia corona</i>             |      | 3   |      | 13  |     |      |     |      |
| <b>Biomassa total</b>                | 2054 | 942 | 4193 | 938 | 107 | 3110 | 998 | 7256 |

**Tabela 34.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em outubro de 2011 (águas baixas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                  | M5   | M4  | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3  |
|----------------------------------|------|-----|------|------|------|------|------|-----|
| <b>Cladocera</b>                 |      |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Bosmina hagdmani</i>          |      |     | 49   | 31   | 24   | 8    | 34   |     |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>      |      |     |      | 31   |      |      |      |     |
| <i>Moina minuta</i>              | 25   |     | 5    | 31   | 24   |      |      |     |
| <i>Moina reticulata</i>          |      |     | 5    |      |      |      |      |     |
| <b>Copepoda</b>                  |      |     |      |      |      |      |      |     |
| <b>Calanoida</b>                 |      |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>    |      | 7   |      | 6    | 3    | 8    |      |     |
| Náuplios                         |      |     |      |      |      |      |      | 330 |
| Copepoditos                      |      |     |      | 6    | 24   |      | 34   | 6   |
| <b>Cyclopoida</b>                |      |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Acanthocyclops robustus</i>   | 50   | 45  | 25   | 21   | 141  |      |      |     |
| <i>Paracyclops prasinus</i>      |      |     |      |      |      | 16   |      |     |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>   | 25   | 67  | 25   |      | 47   | 16   |      |     |
| <i>Thermocyclops minutus</i>     |      |     |      |      | 24   |      |      |     |
| Náuplios                         |      |     | 1109 | 2310 | 3528 | 1428 | 2061 |     |
| Copepodito                       | 650  | 470 | 271  | 185  | 635  | 190  | 378  | 176 |
| <b>Rotifera</b>                  |      |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Keratella americana</i>       | 375  |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Keratella cochlearis</i>      |      |     | 370  |      |      |      |      |     |
| <i>Keratella tropica tropica</i> |      |     | 739  | 462  | 353  |      |      |     |
| <i>Plationus patulus</i>         |      |     | 370  |      |      | 952  | 515  |     |
| <b>Protozoa</b>                  |      |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Arcella vulgaris</i>          | 375  |     | 370  |      |      |      | 515  |     |
| <i>Arcella mitrata</i>           |      |     |      |      | 353  |      |      |     |
| <i>Astramoeba sp.</i>            | 750  | 336 | 739  |      | 353  | 1428 |      | 330 |
| <i>Centropyxis aculeata</i>      | 375  |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Diffugia corona</i>           | 375  |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Diffugia lobostoma</i>        | 375  |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Diffugia sp.</i>              | 375  |     | 370  |      |      |      |      |     |
| <b>Biomassa total</b>            | 3752 | 926 | 4445 | 3082 | 5506 | 4046 | 3538 | 843 |

**Tabela 35.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em fevereiro de 2012 (enchente) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5 | M4  | M3  | M2   | M1  | J1  | J2  | J3   |
|--------------------------------------|----|-----|-----|------|-----|-----|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |    |     |     |      |     |     |     |      |
| <i>Alona glabra</i>                  |    |     |     | 2    | 6   |     |     |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |    |     |     |      | 12  | 1   |     |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |    |     |     |      | 8   |     |     |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |    |     | 12  |      | 13  |     | 40  | 26   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |    |     | 18  | 26   |     | 4   |     | 26   |
| <i>Chydorus eurynotus</i>            |    |     |     |      | 2   |     |     |      |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |    |     |     |      |     |     |     | 6    |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |    |     |     |      |     | 6   |     |      |
| <i>Diaphanosoma polyospina</i>       |    |     |     |      |     |     | 83  |      |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |    | 33  | 95  | 71   | 418 | 6   | 15  | 36   |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        |    |     | 36  |      |     |     |     |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |    |     | 20  |      | 7   | 16  |     |      |
| <i>Moina minuta</i>                  |    |     | 106 | 80   | 117 | 149 | 122 | 8    |
| <i>Moina reticulata</i>              |    |     | 7   |      |     |     |     |      |
| <i>Pseudisida bidentata</i>          |    |     |     |      |     |     | 501 |      |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |    |     |     |      | 96  |     |     |      |
| <b>Copepoda</b>                      |    |     |     |      |     |     |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |    |     |     |      |     |     |     |      |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>      |    |     |     |      |     |     |     | 219  |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |    |     | 234 |      |     | 121 | 180 | 878  |
| Copepoditos                          | 62 | 93  | 220 | 110  | 485 | 56  | 72  | 1323 |
| <b>Cyclopoida</b>                    |    |     |     |      |     |     |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |    |     | 157 |      | 861 |     |     | 293  |
| <i>Metacyclops curtispinosus</i>     |    |     |     |      | 248 |     |     |      |
| <i>Metacyclops leptonus</i>          |    |     |     |      | 53  | 79  |     |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |    |     |     |      | 700 |     | 549 | 179  |
| <i>Thermocyclops minutus</i>         |    |     |     |      |     |     | 13  |      |
| Copepoditos                          |    | 224 | 641 | 1121 | 705 | 299 | 737 | 160  |
| Náuplios                             |    |     | 33  |      | 72  |     |     |      |
| <b>Harpacticoida</b>                 |    |     |     |      |     |     |     |      |
| Copepoditos                          |    |     |     |      |     | 299 |     |      |
| <b>Rotifera</b>                      |    |     |     |      |     |     |     |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>           |    |     |     | 1245 |     |     |     |      |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |    | 210 |     |      |     |     |     |      |
| <i>Conochillus unicornis</i>         |    |     |     |      | 220 |     |     |      |
| <i>Keratella cochlearis</i>          |    | 53  |     |      | 55  |     |     |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>            |    |     |     |      | 220 |     |     |      |
| <i>Plathyias quadricornis</i>        |    |     |     |      | 110 |     |     |      |
| Bdelloidea                           |    |     |     |      | 220 |     |     |      |
| <b>Protozoários</b>                  |    |     |     |      |     |     |     |      |

|                              |     |      |      |      |      |      |      |      |
|------------------------------|-----|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Arcella hemisphaerica</i> |     |      | 25   | 75   |      |      |      |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>      | 53  |      |      | 75   |      |      |      |      |
| <i>Arcella mitrata</i>       |     |      |      | 38   |      |      |      |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.        | 315 |      | 150  |      | 420  | 115  | 75   |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>  | 53  |      |      |      |      | 58   | 38   |      |
| Ciliata                      | 105 |      |      | 38   |      |      |      |      |
| <i>Diffugia acuminata</i>    |     |      | 25   |      |      |      |      |      |
| <i>Diffugia corona</i>       | 105 |      |      |      | 70   |      |      |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>    |     |      |      | 38   |      |      |      | 38   |
| <i>Euglipha ciliata</i>      | 53  |      |      |      |      |      |      | 38   |
| <i>Strombilidium</i> sp.     |     |      |      | 38   |      |      |      |      |
| <i>Vorticella</i> sp.        | 7   |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Biomassa total</b>        | 69  | 1295 | 1628 | 3105 | 4627 | 1539 | 2471 | 3342 |

**Tabela 36.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2012 (águas altas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5  | M4  | M3  | M2  | M1  | J1  | J2  | J3   |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Bosmina hagemanni</i>             |     |     |     |     |     | 6   |     |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     |     |     |     |     |     |     | 7    |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |     |     |     |     |     |     | 286  |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |     | 8   |     |     |     |     |     |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |     |     |     |     |     |     |     | 11   |
| <i>Moina minuta</i>                  | 16  |     | 18  | 16  | 0   | 112 | 12  | 80   |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       | 27  |     |     |     |     |     |     |      |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |     |     |     |     |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |     |     |     |     |     |     |     | 117  |
| Copepoditos                          | 68  | 26  | 225 | 66  | 441 | 116 |     | 165  |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>        |     |     |     |     |     |     |     | 778  |
| Copepoditos                          | 66  | 18  |     | 192 |     | 112 |     | 320  |
| Náuplios                             |     |     | 33  |     |     | 68  |     | 49   |
| <b>Rotifera</b>                      |     |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>            | 124 |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Plathyias quadricornis</i>        |     |     |     | 45  |     |     |     |      |
| <i>Testudinella patina</i>           |     | 29  |     |     |     |     |     |      |
| <b>Protozoários</b>                  |     |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Arcella brasiliensis</i>          |     |     |     |     |     |     |     | 38   |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |     |     |     |     |     |     | 90  | 113  |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 93  |     |     | 23  | 50  | 105 |     |      |
| Astramoeba sp.                       | 248 | 58  | 204 | 90  | 100 | 105 | 90  | 300  |
| Ciliata                              | 31  |     |     |     |     |     |     |      |
| <i>Diffugia corona</i>               | 31  | 29  | 77  | 23  |     | 158 |     | 38   |
| <i>Diffugia oblonga</i>              |     |     |     |     |     |     |     | 150  |
| <i>Diffugia kempnyi</i>              |     |     |     |     | 50  |     |     |      |
| <i>Euglypha ciliata</i>              |     |     |     |     |     |     |     | 38   |
| <b>Biomassa total</b>                | 705 | 168 | 557 | 454 | 641 | 781 | 192 | 2488 |

**Tabela 37.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em junho de 2012 (vazante) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5   | M4   | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3   |
|--------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 35   |      |      |      | 14   |      |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      |      |      |      |      |      |      | 22   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |      |      |      |      |      |      | 35   |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | 28   |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |      |      |      |      |      |      | 122  |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       | 10   |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Diaphanosoma polypina</i>         |      |      | 87   | 25   | 9    | 17   |      |      |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |      | 14   |      |      |      |      |      |      |
| <i>Moina minuta</i>                  | 85   | 340  | 127  | 37   | 828  | 50   | 25   |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Dactyloidiaptomus pearsei</i>     | 296  | 3556 |      |      |      |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |      |      |      |      | 761  |      |      |      |
| Copepoditos                          |      | 141  | 66   | 88   | 573  | 628  | 106  | 882  |
| Náuplios                             |      |      | 381  |      |      |      |      | 238  |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |      |      |      |      |      |      | 117  |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       | 64   | 48   |      |      |      |      |      |      |
| Copepoditos                          | 683  | 342  | 256  | 149  | 1111 | 406  | 256  | 214  |
| Náuplios                             |      | 104  |      |      |      |      | 157  |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Ascomorpha ovalis</i>             |      | 24   |      |      |      |      |      |      |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |      | 320  |      |      |      |      |      |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>           | 320  |      |      |      |      | 380  |      |      |
| <i>Brachionus mirus</i>              | 320  |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          | 1600 |      | 2640 | 560  |      |      |      | 1500 |
| <i>Filinia longiseta</i>             |      | 240  |      |      |      |      | 180  |      |
| <i>Filinia pejler</i>                |      |      |      |      |      |      |      | 113  |
| <i>Keratella americana</i>           | 80   |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Lecane bulla</i>                  |      |      |      |      |      |      |      | 225  |
| <i>Lecane leontina</i>               |      |      |      |      |      |      |      | 150  |
| <i>Lecane papuana</i>                | 640  |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Plathyias quadricornis</i>        |      |      |      |      | 130  |      |      |      |
| <i>Rotaria neptunia</i>              |      |      |      |      |      |      | 240  |      |
| <i>Testudinella patina</i>           |      |      |      |      |      |      |      | 38   |
| <b>Protozoários</b>                  |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |      |      |      |      |      |      |      | 38   |
| <i>Arcella vulgaris</i>              |      | 80   |      |      | 130  | 95   | 60   |      |
| <i>Arcella mitrata</i>               |      |      |      |      |      | 95   |      |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.                |      | 160  |      | 420  | 520  | 760  | 360  | 75   |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          |      |      |      | 70   |      | 285  | 120  |      |
| Ciliata                              |      |      |      |      |      |      | 60   |      |
| <i>Diffugia corona</i>               | 160  | 160  | 60   | 70   | 65   |      |      |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>              |      |      |      |      | 65   |      |      |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>            |      |      |      |      |      | 95   |      |      |
| <i>Trinema lineare</i>               | 80   |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Biomassa total</b>                | 4401 | 5529 | 3617 | 1420 | 4207 | 2812 | 1803 | 3528 |

**Tabela 38.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em novembro de 2012 (águas baixas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5   | M4   | M3   | M2   | M1   | J1  | J2  | J3   |
|--------------------------------------|------|------|------|------|------|-----|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |      |      |      |     |     |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |      |      | 15   |      | 6    |     |     |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |      |      | 133  |      |      |     |     |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      |      | 55   |      |      |     |     |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |      | 41   | 114  |      |     |     | 14   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |      | 53   |      | 7    |     |     | 9    |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |      |      |      |      |      |     |     | 177  |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |      |      | 450  | 98   |     |     |      |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |      | 51   |      |      |      |     |     |      |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |      |      | 128  |      | 21   |     |     |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |      |      |      | 107  |      |     |     |      |
| <i>Macrothrix triserialis</i>        |      |      |      |      | 6    |     |     |      |
| <i>Moina minuta</i>                  | 23   | 29   | 1817 |      | 14   |     | 20  |      |
| <i>Moina reticulata</i>              |      |      |      |      | 14   |     |     |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |      |      |      |     |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |      |      |      |     |     |      |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>        |      | 614  | 512  |      |      |     |     |      |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>      |      |      |      |      |      |     | 106 |      |
| Copepoditos                          | 705  | 220  | 661  | 203  | 110  | 110 |     | 1323 |
| Náuplios                             |      |      |      | 438  |      |     |     |      |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |      |      |      |     |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |      |      | 98   |      |      |     |     |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       | 48   |      | 80   |      |      |     |     |      |
| Copepoditos                          | 342  | 320  | 3203 | 2652 | 1281 | 320 | 598 | 320  |
| Náuplios                             |      | 98   | 587  |      |      |     |     |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |      |      |      |     |     |      |
| <i>Filinia longiseta</i>             |      |      |      |      | 225  |     |     |      |
| <i>Keratella americana</i>           |      |      |      |      | 75   |     |     |      |
| <i>Keratella reducta</i>             |      |      |      | 69   |      |     |     |      |
| <i>Keratella tropica</i>             |      |      |      |      | 75   |     |     |      |
| <i>Plationus patulus</i>             |      |      | 260  |      | 130  |     |     |      |
| <i>Plationus macracanthus</i>        |      |      | 130  |      |      |     |     |      |
| <b>Protozoa</b>                      |      |      |      |      |      |     |     |      |
| <i>Arcella costata</i>               |      |      |      |      | 75   |     |     |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |      |      | 75   |      |      |     |     | 75   |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 80   |      |      |      |      |     | 70  |      |
| <i>Astramoeba sp.</i>                |      |      |      | 138  |      | 150 |     |      |
| <b>Biomassa total</b>                | 1198 | 1333 | 7846 | 4171 | 2138 | 581 | 794 | 1917 |

**Tabela 39.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em janeiro de 2013 (enchente) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                    | M5   | M4   | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3   |
|------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                   |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>             |      |      |      | 7    |      |      |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>        |      |      | 13   | 17   |      |      |      |      |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>     |      |      |      |      | 12   |      |      |      |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>     |      |      | 15   |      |      |      |      |      |
| <i>Moina minuta</i>                | 2138 | 6726 | 5130 |      | 1178 | 2470 |      |      |
| <b>Copepoda</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                   |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>      |      |      |      |      |      | 311  |      |      |
| Copepoditos                        | 31   | 37   | 101  | 221  | 28   |      | 326  | 326  |
| Náuplios                           |      |      |      |      |      |      | 438  |      |
| <b>Cyclopoida</b>                  |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Copepoditos                        | 272  | 214  | 326  | 214  | 898  | 47   | 70   |      |
| Náuplios                           |      |      |      |      |      | 85   | 76   |      |
| <b>Rotifera</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>         |      |      | 1494 | 1959 |      |      | 1926 |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>        |      |      |      |      | 248  |      |      |      |
| <i>Trochosphaera aequatorialis</i> |      |      |      |      |      | 1105 |      |      |
| <b>Protozoa</b>                    |      |      |      |      |      |      |      |      |
| <i>Arcella costata</i>             |      |      |      |      |      |      |      | 58   |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>       |      |      |      |      |      |      |      | 58   |
| <i>Arcella vulgaris</i>            | 150  | 118  | 135  | 177  |      | 65   | 58   | 116  |
| <i>Arcella mitrata</i>             |      |      | 45   |      |      |      |      |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.              | 150  | 354  | 270  | 1180 | 124  | 260  | 696  | 464  |
| <i>Centropyxis aculeata</i>        | 150  |      |      | 59   | 62   |      |      | 58   |
| <i>Centropyxis ecornis</i>         |      |      |      |      |      |      | 58   |      |
| <i>Diffugia corona</i>             | 150  |      |      | 118  |      | 130  |      |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>          | 75   |      | 45   |      |      |      |      |      |
| <b>Biomassa total</b>              | 3115 | 7448 | 7574 | 3951 | 2550 | 4472 | 3647 | 1080 |



**Tabela 40.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em abril de 2013 (águas altas) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                      | M5          | M4          | M3         | M2          | M1          | J1          | J2          | J3          |
|--------------------------------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>Cladocera</b>                     |             |             |            |             |             |             |             |             |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |             |             |            |             |             | 20          |             |             |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |             |             |            |             |             |             |             |             |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |             |             |            |             |             |             |             | 20          |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | 40          |             |            |             |             |             |             |             |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |             |             |            |             |             |             |             | 380         |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |             |             |            |             |             |             | 30          | 320         |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |             |             |            |             |             |             | 10          |             |
| <i>Moina minuta</i>                  |             |             | 30         | 60          | 70          | 70          |             |             |
| <b>Copepoda</b>                      |             |             |            |             |             |             |             |             |
| <b>Calanoida</b>                     |             |             |            |             |             |             |             |             |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |             |             |            |             |             |             |             | 1020        |
| <i>Notodiaptomus sp.</i>             |             |             |            |             | 360         |             |             |             |
| Copepoditos                          |             | 100         |            | 30          | 730         | 50          | 530         | 880         |
| Náuplios                             |             |             |            |             | 410         |             | 300         |             |
| <b>Cyclopoida</b>                    |             |             |            |             |             |             |             |             |
| Copepoditos                          | 650         | 200         | 220        | 180         | 710         | 620         | 680         | 560         |
| Náuplios                             | 80          |             |            |             | 80          |             |             |             |
| <b>Rotifera</b>                      |             |             |            |             |             |             |             |             |
| <i>Filinia longiseta</i>             |             | 170         |            |             |             |             |             |             |
| <i>Lecane bulla</i>                  |             | 330         |            |             |             | 340         |             |             |
| <i>Lecane curvicornis</i>            | 240         |             |            |             | 260         |             | 190         |             |
| <i>Lecane decipiens</i>              |             | 220         |            |             |             |             |             |             |
| <i>Pompholyx complanata</i>          |             |             |            |             |             |             |             | 30          |
| <i>Testudinella patina</i>           |             |             | 60         |             |             | 60          |             |             |
| <i>Trichocerca similis</i>           |             |             |            |             |             |             |             | 160         |
| Bdelloidea                           |             |             |            |             |             |             | 940         |             |
| <b>Protozoa</b>                      |             |             |            |             |             |             |             |             |
| <i>Arcella costata</i>               |             |             |            |             | 70          |             |             |             |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |             |             | 60         |             |             |             | 50          |             |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 180         |             | 60         | 50          |             |             |             |             |
| <i>Arcella megastoma</i>             | 60          |             |            |             |             | 60          |             | 80          |
| <i>Arcella mitrata</i>               |             | 110         |            |             |             | 60          |             |             |
| <i>Astramoeba sp.</i>                | 1080        | 110         | 360        | 400         | 260         | 230         | 280         | 780         |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          | 180         | 60          |            | 100         |             | 60          |             |             |
| <i>Centropyxis ecornis</i>           | 60          |             |            |             |             |             |             |             |
| Ciliata                              |             | 110         |            |             |             |             |             |             |
| <i>Diffugia corona</i>               | 180         |             |            | 150         |             | 170         | 90          |             |
| <i>Diffugia lobostoma</i>            | 60          |             | 60         | 50          | 70          |             |             |             |
| <i>Diffugia sp.</i>                  |             | 60          |            |             | 70          |             | 50          |             |
| <i>Strombilidium sp.</i>             |             |             |            |             | 130         |             |             |             |
| <i>Vorticella sp.</i>                | 360         |             |            |             | 590         | 110         |             |             |
| <b>Biomassa total</b>                | <b>3170</b> | <b>1460</b> | <b>850</b> | <b>1020</b> | <b>3800</b> | <b>1840</b> | <b>3150</b> | <b>4230</b> |

**Tabela 40.** Biomassas das espécies ( $\mu\text{g PS m}^{-3}$ ) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira em julho de 2013 (vazante) (PS – peso seco) (M = montante; J = jusante da barragem).

|                                     | M5  | M4  | M3   | M2   | M1   | J1   | J2   | J3  |
|-------------------------------------|-----|-----|------|------|------|------|------|-----|
| <b>Cladocera</b>                    |     |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Bosmina freyi</i>                |     |     |      | 15   |      |      |      |     |
| <i>Bosmina hagmanni</i>             |     | 7   |      |      |      |      |      |     |
| <i>Bosmina tubicen</i>              | 62  |     |      |      |      |      | 72   | 15  |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>         |     |     |      | 13   |      |      |      |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> |     |     |      |      | 90   | 28   |      |     |
| <i>Daphnia gessneri</i>             |     | 113 |      |      |      | 295  | 81   |     |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>       | 12  |     | 136  | 10   |      |      | 142  |     |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>         | 20  |     |      |      |      | 10   | 92   |     |
| <i>Moina minuta</i>                 |     |     | 27   | 192  | 141  | 58   |      | 60  |
| <i>Moina reticulata</i>             |     |     |      |      | 12   |      | 56   |     |
| <b>Copepoda</b>                     |     |     |      |      |      |      |      |     |
| <b>Calanoida</b>                    |     |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Notodiptomus deitersi</i>        |     |     |      | 351  |      |      |      |     |
| Copepoditos                         |     | 62  | 1182 | 529  | 520  | 644  | 1234 | 132 |
| Náuplios                            |     |     | 425  | 381  | 375  | 463  | 444  |     |
| <b>Cyclopoida</b>                   |     |     |      |      |      |      |      |     |
| Copepoditos                         | 769 | 120 | 286  | 769  | 252  | 935  | 598  | 64  |
| Náuplios                            |     |     |      |      |      |      | 183  |     |
| <b>Rotifera</b>                     |     |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Brachionus falcatus</i>          |     |     |      |      |      | 292  |      |     |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i>     |     |     |      |      | 51   |      |      |     |
| <b>Protozoa</b>                     |     |     |      |      |      |      |      |     |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>        |     |     | 67   |      |      |      | 70   |     |
| <i>Arcella vulgaris</i>             | 60  |     |      |      |      |      | 70   | 75  |
| <i>Diffugia corona</i>              |     | 56  | 67   |      |      |      |      |     |
| <b>Biomassa total</b>               | 922 | 358 | 2190 | 2260 | 1440 | 2725 | 3042 | 347 |

**Tabela 41.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em outubro de 2009 (águas baixas).

|                                   | CAR | JAC  | CRC   | JAT  | BEL  | JAM   |
|-----------------------------------|-----|------|-------|------|------|-------|
| <b>Cladocera</b>                  |     |      |       |      |      |       |
| <i>Alona intermedia</i>           |     |      |       |      | 13   |       |
| <i>Bosmina tubicen</i>            |     |      |       |      |      | 17    |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>       |     | 6    |       |      |      |       |
| <i>Ceriodaphnia cornuta</i>       |     |      |       |      |      | 245   |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>    |     |      |       |      |      | 221   |
| <i>Daphnia gessneri</i>           |     |      |       |      |      | 515   |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>        |     |      | 5     |      |      | 1250  |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>    |     |      |       |      |      |       |
| <i>Euryalona cf. brasiliensis</i> |     |      |       |      | 6    |       |
| <i>Ilyocriptus spinifer</i>       |     | 6    |       |      |      |       |
| <i>Moina minuta</i>               |     | 34   |       |      |      |       |
| <b>Copepoda</b>                   |     |      |       |      |      |       |
| <b>Calanoida</b>                  |     |      |       |      |      |       |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>   |     | 6    |       |      |      | 245   |
| náuplios                          |     | 1130 |       |      |      |       |
| copepodito                        |     | 6    |       |      |      | 1960  |
| <b>Ciclopoida</b>                 |     |      |       |      |      |       |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i> |     |      |       |      |      | 25    |
| náuplios                          |     |      | 1130  |      |      | 2940  |
| copepodito                        |     |      |       |      |      | 662   |
| <b>Harpacticoida</b>              |     |      |       |      |      |       |
|                                   |     |      |       |      |      | 4     |
| <b>Rotifera</b>                   |     |      |       |      |      |       |
| <i>Brachionus caudatus</i>        |     | 1130 |       |      |      |       |
| <i>Brachionus falcatus</i>        |     |      |       |      |      | 980   |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>  |     |      |       |      |      |       |
| <i>Brachionus zahneri</i>         |     |      |       |      | 1080 |       |
| <i>Keratella lenzi</i>            |     |      |       |      |      | 980   |
| <i>Lecane lunaris</i>             |     |      | 1130  |      |      | 980   |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i>   | 8   | 2260 |       |      |      |       |
| <i>Testudinella patina</i>        |     |      | 54    |      |      |       |
| <b>Protozoa</b>                   |     |      |       |      |      |       |
| <i>Arcella sp.</i>                |     | 3390 | 4520  | 2560 | 1080 |       |
| <i>Astramoeba</i>                 |     |      |       | 1280 |      | 980   |
| <i>Centropix aculeata</i>         |     |      | 2260  | 1280 | 1080 |       |
| <i>Difflugiasp.</i>               | 4   |      | 1130  | 1280 | 51   | 1960  |
| <i>Vorticellasp.</i>              |     |      |       |      |      | 1960  |
| <b>Densidade Total</b>            | 12  | 7967 | 10229 | 6400 | 3310 | 15921 |

**Tabela 42.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplantônica amostrada nos tributários do rio Madeira em janeiro de 2010 (enchente).

|                                      | CAR | JAC | CRC  | JAT | BEL  | JAM  |
|--------------------------------------|-----|-----|------|-----|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |      |     |      |      |
| <i>Alona verrucosa</i>               |     |     |      | 20  |      |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               |     |     | 75   | 75  |      | 5    |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |     |     |      |     | 5    |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |     |     |      |     |      | 10   |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        | 10  | 5   | 145  | 10  |      | 15   |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 5   |     | 20   |     | 25   | 75   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |     | 5    |     | 5    | 190  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     |     | 65   |     |      | 10   |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |     |     | 35   | 5   |      | 20   |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |     |      |     |      | 15   |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |     |     |      |     | 60   | 60   |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |     | 5   |      |     | 120  | 311  |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |     |     | 65   |     |      | 60   |
| <i>Ephemeropterus hibridus</i>       |     |     | 10   |     |      |      |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        |     |     |      |     |      | 5    |
| <i>Holopedium amazonicum</i>         |     |     |      |     |      | 20   |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |     | 5   | 40   |     | 15   |      |
| <i>Leydigia cf. shubarti</i>         |     |     |      |     |      | 5    |
| <i>Macrothrix cf. superaculeata</i>  |     |     |      | 10  |      |      |
| <i>Moina minuta</i>                  |     |     | 10   |     | 60   | 10   |
| <i>Notoalona sculpta</i>             |     |     | 20   | 10  |      |      |
| <i>Simocephalus sp.</i>              |     |     |      |     |      | 5    |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |      |     |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |      |     |      |      |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>      |     |     |      |     | 5    |      |
| <i>Notodiaptomus coronatus</i>       |     |     |      |     | 5    | 15   |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |     |     |      |     | 5    | 5    |
| Náuplios                             |     |     | 1000 | 48  |      |      |
| Copepoditos                          |     | 10  |      |     | 110  | 45   |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |      |     |      |      |
| <i>Macrocyclus albidus</i>           |     |     |      | 5   |      |      |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>        |     |     |      |     | 5    | 5    |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |     |     |      |     | 5    | 10   |
| Náuplios                             | 950 |     | 1000 | 950 | 1050 | 4320 |
| Copepoditos                          |     | 5   | 30   | 20  | 120  | 492  |
| <b>Harpacticoida</b>                 |     |     |      |     |      |      |
| Náuplios                             |     |     |      | 950 |      |      |
| <b>Rotifera</b>                      |     |     |      |     |      |      |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>            |     |     |      |     |      | 1080 |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          |     |     | 1000 |     | 1050 |      |
| <i>Conochillus coenobasis</i>        | 950 |     |      |     | 1050 |      |

|                                 |      |      |       |       |       |       |
|---------------------------------|------|------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Dicranophorus</i> sp.        |      |      |       | 950   |       |       |
| <i>Lecane curvicornis</i>       |      |      |       | 950   |       |       |
| <i>Lecane lunaris</i>           |      |      |       | 95    |       |       |
| <i>Mytilina bicarenata</i>      |      |      |       | 1900  |       |       |
| <i>Mytilina macrocera</i>       |      |      |       | 95    |       |       |
| <i>Sinchaeta jollyi</i>         |      |      | 1000  |       |       |       |
| <i>Sinantherina semibullata</i> |      |      |       |       | 28350 |       |
| <i>Sinantherina</i> sp.         |      |      |       | 95    |       |       |
| <i>Testudinella patina</i>      | 950  |      | 1000  | 3800  |       |       |
| <b>Protozoa</b>                 |      |      |       |       |       |       |
| <i>Arcella</i> sp.              |      |      | 3000  | 855   |       | 2160  |
| <i>Astramoeba</i> sp.           | 2850 | 3000 |       | 950   |       |       |
| <i>Centropyxis aculeata</i>     |      | 1000 |       |       |       | 1080  |
| Ciliado                         |      |      |       | 950   |       | 1080  |
| <i>Diffflugia oblonga</i>       | 950  | 1000 |       |       |       |       |
| <i>Diffflugia</i> sp.           | 2850 | 1000 | 2000  | 950   |       | 1080  |
| <b>Densidade total</b>          | 9515 | 6030 | 10520 | 13693 | 32045 | 12188 |

**Tabela 43.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em abril de 2010 (águas altas).

|                                      | CAR | JAC | CRC | JAT | BEL  | JAM  |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |     |     |      |      |
| <i>Alona affinis</i>                 |     |     |     | 5   |      |      |
| <i>Alona glabra</i>                  |     |     | 5   |     |      |      |
| <i>Alona guttatta</i>                |     |     |     |     |      | 5    |
| <i>Alonella clathrata</i>            |     |     | 15  |     |      |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 10  |     |     | 10  |      |      |
| <i>Alonella hamulata</i>             |     |     | 5   | 15  |      |      |
| <i>Bosmina hagemanni</i>             |     |     |     |     | 15   | 5    |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |     |     |     |     |      | 5    |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        | 5   | 25  | 15  |     |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |     | 15  | 5   | 71  | 332  | 20   |
| <i>Camptocercus dadayi</i>           |     |     |     |     |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |     |     |     | 42   | 420  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     |     |     |     | 42   | 210  |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |     |     | 20  |     |      | 5    |
| <i>Chydorus parvireticulatus</i>     |     |     |     | 25  |      |      |
| <i>Chydorus pubescens</i>            |     |     |     | 5   |      |      |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |     |     |     |      | 5    |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |     |     |     | 95  |      | 55   |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       | 15  | 5   | 10  |     | 526  | 5    |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         |     |     | 5   |     |      |      |
| <i>Ephemeroporus barroisi</i>        |     |     | 5   |     |      |      |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        |     | 10  |     |     |      |      |
| <i>Ilyocriptus spinifer</i>          |     |     |     | 5   |      |      |
| <i>Holopedium amazonicum</i>         |     |     |     |     |      | 15   |
| <i>Moina minuta</i>                  |     | 5   |     | 30  | 664  | 5    |
| <i>Notoalona sculpta</i>             |     | 10  | 5   |     |      |      |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |     | 5   |     | 10  |      |      |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |     |     |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |     |     |      |      |
| <i>Dactylodiaptomus pearsei</i>      |     |     |     | 214 | 5    |      |
| <i>Diaptomus coronatus</i>           |     |     |     |     |      | 21   |
| <i>Diaptomus linus</i>               |     |     |     | 119 |      |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |     |     |     |     |      | 74   |
| <i>Rhacodiaptomus calamensis</i>     |     |     |     | 48  |      |      |
| nauplius                             |     |     |     |     | 9960 | 6300 |
| copepodito                           | 5   |     |     | 950 | 332  | 5    |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |     |     |      |      |
| <i>Macrocylops albidus</i>           |     |     |     | 71  |      |      |
| <i>Metacyclops curtipinosus</i>      |     |     |     |     | 25   |      |
| <i>Microcylops anceps anceps</i>     |     |     | 5   |     |      |      |
| <i>Thermocylops decipiens</i>        |     |     |     |     | 5    | 5    |

|   |      |       |      |        |       |       |
|---|------|-------|------|--------|-------|-------|
| <i>Thermocyclops minutus</i>              |      |       |      |        | 5     |       |
| <i>Thermocyclops tenuis</i>               |      |       |      |        | 5     |       |
| <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> |      |       |      | 48     |       |       |
| nauplius                                  |      | 930   |      | 18050  | 32370 |       |
| copepodito                                | 15   | 5     | 25   | 309    | 4316  | 945   |
| <b>Poecilostomatoidea</b>                 |      |       |      |        |       |       |
| <i>Ergasilus</i> sp.                      |      |       |      |        | 5     |       |
| <b>Rotifera</b>                           |      |       |      |        |       |       |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>                |      |       |      |        | 11620 |       |
| <i>Brachionus zahniseri</i>               |      | 930   |      |        | 2490  |       |
| <i>Collotheca</i> sp.                     |      |       |      |        | 1660  | 1050  |
| <i>Conochillus coenobasis</i>             | 2400 |       |      | 136800 |       |       |
| <i>Conochillus natans</i>                 |      |       |      |        | 830   |       |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>            | 1200 |       |      |        |       |       |
| <i>Filinia pfler</i>                      |      |       | 870  | 4750   | 830   |       |
| <i>Keratella americana</i>                |      |       |      |        |       | 3150  |
| <i>Keratella lenzi</i>                    |      |       |      |        |       | 1050  |
| <i>Lecane bulla</i>                       |      | 930   |      |        |       |       |
| <i>Lecane lunaris</i>                     |      |       |      |        |       | 1050  |
| <i>Lecane monostyla</i>                   |      |       |      |        |       | 1050  |
| <i>Plationus macracanthus</i>             |      |       |      |        |       | 1050  |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i>           |      |       |      |        | 830   |       |
| <i>Rotaria neptunia</i>                   |      |       |      |        | 4980  |       |
| <i>Sinantherina semibullata</i>           |      |       |      | 2850   |       |       |
| <i>Testudinella mucronata hauerensis</i>  |      |       | 870  |        | 1660  |       |
| <i>Testudinella ohlei</i>                 |      | 930   |      |        |       |       |
| <i>Trichocerca bicristata</i>             |      |       |      |        | 830   |       |
| <i>Trichocerca similis grandis</i>        |      |       |      |        |       | 4200  |
| <b>Protozoa</b>                           |      |       |      |        |       |       |
| <i>Arcella</i> sp.                        | 1200 | 6510  | 4350 |        |       |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.                     |      |       | 870  |        |       |       |
| <i>Centropyxis aculeata</i>               |      |       |      | 950    |       | 1050  |
| Ciliado                                   |      |       |      | 950    |       |       |
| <i>Diffugia</i> sp.                       | 1200 | 930   | 1740 | 950    |       | 2100  |
| <i>Vorticella</i> sp.                     |      |       |      | 6650   |       |       |
| Heliozoário                               |      | 930   |      |        |       |       |
| <b>Densidade total</b>                    | 6050 | 12170 | 8820 | 173979 | 74378 | 23855 |

**Tabela 44.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em julho de 2010 (vazante).

|                                      | CAR   | JAC   | CRC   | JAT   | BEL   | JAM  |
|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |       |       |       |       |       |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |       |       |       |       |       | 25   |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |       |       |       |       | 5     | 25   |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |       | 5     |       |       |       | 30   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |       |       |       |       |       | 45   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |       |       |       |       |       | 50   |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |       |       |       |       |       | 5    |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |       |       |       |       |       | 5    |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |       |       |       |       |       | 114  |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |       |       |       |       |       | 152  |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |       |       |       |       |       | 38   |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |       | 5     |       |       |       |      |
| <i>Moina minuta</i>                  |       | 50    |       |       | 5     | 30   |
| <b>Copepoda</b>                      |       |       |       |       |       |      |
| <b>Calanoida</b>                     |       |       |       |       |       |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |       |       |       |       |       | 30   |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>      |       |       |       |       | 10    |      |
| Copepodito                           |       |       |       |       | 10    | 532  |
| Náuplius                             |       |       |       |       |       | 1140 |
| Copepodito                           | 5     | 5     |       |       |       | 722  |
| <b>Harpacticoida</b>                 |       |       |       |       |       |      |
| Náuplius                             | 1500  |       |       |       |       | 10   |
| Copepodito                           |       |       |       |       |       | 1140 |
| <b>Rotifera</b>                      |       |       |       |       |       |      |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>     |       | 2400  |       |       |       |      |
| <i>Conochilus unicornis</i>          |       |       |       |       |       | 1140 |
| <i>Lecane proiecta</i>               |       | 800   |       |       |       |      |
| <i>Trichocerca similis grandis</i>   |       |       |       |       |       | 1140 |
| <b>Protozoários</b>                  |       |       |       |       |       |      |
| <i>Arcella sp.</i>                   | 1500  | 800   | 2500  | 2000  | 2200  | 1140 |
| <i>Astramoebasp.</i>                 | 6750  | 5600  | 7500  | 2000  | 3700  |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          | 2250  | 800   |       |       | 740   |      |
| <i>Difflugia sp.</i>                 | 8250  | 800   | 6250  | 6000  | 10360 |      |
| <b>Densidade total</b>               | 20255 | 11265 | 16250 | 10000 | 17030 | 7513 |



**Tabela 45.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em setembro de 2010 (águas baixas).

|  | CAR  | JAC   | CRC   | JAT  | BEL  | JAM  |
|--|------|-------|-------|------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                       |      |       |       |      |      |      |
| <i>Alona</i> cf. <i>setigera</i>       |      |       |       |      | 9    |      |
| <i>Alonella clathratula</i>            |      |       | 6     |      |      |      |
| <i>Alonella dadayi</i>                 |      |       | 21    |      |      |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>                |      |       |       | 15   |      | 115  |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>            |      | 10    |       |      |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>    |      |       |       | 15   |      | 230  |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>         |      |       |       |      |      | 115  |
| <i>Daphnia gessneri</i>                |      |       |       |      |      | 7    |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>             |      |       |       |      |      | 230  |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>         |      |       |       |      |      | 144  |
| <i>Moina minuta</i>                    |      | 26    |       |      |      | 345  |
| <b>Copepoda</b>                        |      |       |       |      |      |      |
| <b>Calanoida</b>                       |      |       |       |      |      |      |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>        |      |       |       |      |      | 29   |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>           |      |       |       |      |      | 115  |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>        |      |       |       | 15   |      |      |
| Náuplios                               |      |       |       |      | 12   |      |
| Copepodito                             |      |       |       |      |      | 1150 |
| <b>Cyclopoida</b>                      |      |       |       |      |      |      |
| <i>Acanthocystis robustus</i>          |      |       |       | 77   |      |      |
| <i>Macrocylops albidus</i>             |      |       | 5     |      |      |      |
| <i>Thermocyclops minutus</i>           |      |       |       |      |      | 1265 |
| Copepodito                             |      | 10    |       | 77   |      | 1035 |
| <b>Harpacticoida</b>                   |      |       |       |      |      |      |
| <b>Poecilostomatoidea</b>              |      |       |       |      |      |      |
| <i>Ergasilus</i> sp.                   |      |       |       |      |      | 115  |
| <b>Rotifera</b>                        |      |       |       |      |      |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>            |      | 2300  |       |      |      |      |
| <i>Cephalodella</i> sp.                |      | 1150  |       |      |      |      |
| <i>Collotheca</i> sp.                  |      | 1150  |       |      |      | 1150 |
| <i>Conochillus coenobasis</i>          |      | 14950 |       |      |      |      |
| <i>Conochilus unicornis</i>            |      | 3450  |       |      |      |      |
| <i>Filinia longiseta</i>               |      | 1150  |       |      |      |      |
| <i>Hexarthra intermedia</i>            |      | 1150  |       |      |      |      |
| <i>Keratella americana</i>             |      |       |       |      |      | 1150 |
| <i>Keratella cochlearis</i>            |      | 4600  |       |      |      |      |
| <i>Lecane bulla</i>                    |      | 1150  |       |      |      |      |
| <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i> |      | 8050  |       |      |      |      |
| Bdelloidea                             |      | 1150  |       |      |      |      |
| <b>Protozoários</b>                    |      |       |       |      |      |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>                | 4200 | 6900  | 3150  | 1150 | 1590 |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.                  | 2100 |       | 6300  |      | 3180 |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>            |      |       | 5250  |      | 1590 | 1150 |
| Ciliado                                |      | 1150  | 1050  |      |      |      |
| <i>Diffflugia oblonga</i>              |      | 1150  |       |      |      |      |
| <i>Diffflugia smilion</i>              |      |       |       |      |      |      |
| <i>Diffflugia</i> sp.                  | 2100 |       | 9450  |      | 795  |      |
| <i>Euglypha strigosa</i>               |      |       |       |      | 795  |      |
| <i>Vorticella</i> sp.                  |      | 8050  |       |      |      |      |
| <b>Densidade total</b>                 | 8400 | 57545 | 25232 | 1349 | 7970 | 8359 |

**Tabela 46.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em janeiro de 2011 (enchente).

|  | CAR | JAC  | CRC  | JAT   | BEL  | JAM |
|--|-----|------|------|-------|------|-----|
| <b>Cladocera</b>                           |     |      |      |       |      |     |
| <i>Alona verrucosa</i>                     |     |      | 142  |       |      |     |
| <i>Alonella dadayi</i>                     |     | 6    | 10   |       | 24   |     |
| <i>Bosmina hagmanni</i>                    |     |      |      |       |      | 13  |
| <i>Bosmina tubicen</i>                     |     |      |      |       |      | 39  |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>              | 344 |      |      |       | 97   |     |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>                |     |      |      | 228   | 121  |     |
| <i>Bosminopsis negrensis</i>               |     |      |      |       | 146  |     |
| <i>Camptocercus dadayi</i>                 |     |      |      | 114   |      |     |
| <i>Chydorus pubescens</i>                  |     |      | 5    | 342   |      |     |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>                 |     |      |      |       |      | 388 |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>             |     |      |      | 13    | 776  |     |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>              |     |      | 10   |       | 7    |     |
| <i>Ilyocrius spinifer</i>                  |     |      | 53   |       | 24   |     |
| <i>Macrothrix squamosa</i>                 |     |      | 41   |       |      |     |
| <i>Moina minuta</i>                        |     | 6    | 355  | 114   | 194  |     |
| <b>Copepoda</b>                            |     |      |      |       |      |     |
| <b>Calanoida</b>                           |     |      |      |       |      |     |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>            |     |      |      |       |      | 194 |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>            |     |      |      |       |      |     |
| Náuplios                                   |     |      |      | 1140  | 970  |     |
| Copepodito                                 | 7   | 25   | 10   | 38    | 146  | 776 |
| <b>Cyclopoida</b>                          |     |      |      |       |      |     |
| <i>Macrocyclus albidus</i>                 |     | 5    |      |       |      |     |
| <i>Mesocyclops aspericornis</i>            |     |      |      |       |      |     |
| <i>Metacyclops curispinosus</i>            |     | 25   |      |       |      |     |
| <i>Microcyclus anceps</i>                  |     |      |      |       |      |     |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>             |     |      |      |       |      |     |
| Náuplios                                   |     | 1000 |      | 5700  | 8730 |     |
| Copepodito                                 | 86  |      | 7    | 456   | 97   | 194 |
| <b>Poecilostomatoida</b>                   |     |      |      |       |      |     |
| <i>Argulus</i> sp.                         |     |      |      |       | 7    |     |
| <b>Rotifera</b>                            |     |      |      |       |      |     |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>                 |     |      |      |       | 970  |     |
| <i>Beauchampiella eudactylota</i>          |     | 1000 |      | 1140  | 970  |     |
| <i>Brachionus falcatus</i>                 |     |      |      |       |      | 970 |
| <i>Brachionus gessneri</i>                 |     |      |      |       |      | 970 |
| <i>Brachionus havanaensis</i>              |     |      |      |       | 970  |     |
| <i>Brachionus quadridentatus mirabilis</i> |     |      |      | 1140  |      |     |
| <i>Collotheca</i> sp.                      |     |      | 2130 |       |      |     |
| <i>Conochillus coenobasis</i>              |     |      |      | 34200 |      |     |
| <i>Filinia longiseta</i>                   |     |      |      | 1140  | 2910 |     |

|                                    |      |       |      |       |       |      |
|------------------------------------|------|-------|------|-------|-------|------|
| <i>Hexarthra intermedia</i>        |      |       |      |       | 970   |      |
| <i>Lecane bulla</i>                |      |       | 1140 | 1940  |       |      |
| <i>Lecane cornuta</i>              |      |       | 1140 |       |       |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>          |      |       | 1140 |       |       |      |
| <i>Lecane proiecta</i>             |      |       | 1420 |       |       |      |
| <i>Plationus patulus</i>           |      | 1000  |      |       |       |      |
| <i>Platyias quadricornis</i>       | 860  |       | 1420 |       |       |      |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i>    |      |       | 2280 |       |       |      |
| <i>Synchaeta jollyae</i>           |      |       |      | 1940  |       |      |
| <i>Sinanotherina semibullata</i>   |      |       |      | 970   |       |      |
| <i>Sinanotherina cf. procera</i>   |      |       | 710  |       |       |      |
| <i>Testudinella patina</i>         |      | 1000  |      | 1940  |       |      |
| <i>Trichocerca chattoni</i>        |      |       |      | 970   |       |      |
| <i>Trichocerca pusilla</i>         |      |       | 1140 |       |       |      |
| <i>Trichocerca similis</i>         |      |       | 1140 |       |       |      |
| <i>Trichocerca similis grandis</i> |      |       |      |       | 970   |      |
| <b>Protozoários</b>                |      |       |      |       |       |      |
| <i>Arcella costata</i>             |      |       |      | 970   |       |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>       |      | 1000  |      |       |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>            | 1720 |       | 1140 | 2910  |       |      |
| <i>Arcella sp.</i>                 |      | 2000  |      |       |       |      |
| <i>Astramoeba sp.</i>              | 860  | 3000  |      |       | 970   |      |
| <i>Cyclopyxis impressa</i>         |      | 1000  |      |       |       |      |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>          |      | 1000  |      |       |       |      |
| <i>Diffugia distenda</i>           | 860  |       |      |       |       |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>          |      |       |      | 970   |       |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>            | 860  |       |      |       |       |      |
| <i>Diffugia sp.</i>                |      |       |      |       | 970   |      |
| <i>Euglypha denticulata</i>        |      | 1000  |      |       |       |      |
| Heliozoário                        |      |       | 710  | 970   |       |      |
| <b>Densidade total</b>             | 5597 | 13068 | 7023 | 54885 | 30740 | 7424 |

**Tabela 47.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em abril de 2011 (águas altas).

|                                      | CAR | JAC | CRC | JAT   | BEL   | JAM  |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-------|-------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |     |       |       |      |
| <i>Alona intermedia</i>              |     |     |     | 172   |       |      |
| <i>Alona guttata</i>                 |     |     | 44  | 115   |       |      |
| <i>Alonella clathratula</i>          | 172 |     |     |       |       |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               |     | 28  | 87  |       |       | 97   |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |     |     |     |       | 16    | 8    |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        | 29  | 332 | 22  |       |       |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |     | 55  | 12  | 14    | 38    |      |
| <i>Camptocercus dadayi</i>           |     |     |     |       |       | 8    |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |     |     |       |       | 582  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     | 7   |     | 688   |       | 291  |
| <i>Chydorus parvireticulatus</i>     |     | 18  |     |       |       |      |
| <i>Chydorus pubescens</i>            |     | 166 | 25  | 344   |       |      |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |     |     |       | 77    | 5    |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       | 10  | 5   |     | 4472  |       |      |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         |     |     |     |       |       |      |
| <i>Ephemeroporus barroisi</i>        | 86  |     |     |       |       |      |
| <i>Euryalona orientalis</i>          |     |     |     | 29    |       |      |
| <i>Ilyocriptus spinifer</i>          |     | 28  | 87  | 57    |       |      |
| <i>Macrothrix superaculeata</i>      |     | 83  | 44  |       |       |      |
| <i>Moina minuta</i>                  |     | 28  |     |       | 12    |      |
| <i>Moina reticulata</i>              |     |     |     | 688   |       |      |
| <i>Notoalona sculpta</i>             |     | 83  |     |       |       |      |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |     |     | 5   | 29    |       |      |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |     |       |       |      |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |     |       |       |      |
| <i>Dactyldiaptomus pearsei</i>       |     |     |     | 29    |       |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |     |     |     |       |       | 97   |
| <i>Rhacodiaptomus calamensis</i>     |     |     |     | 29    |       |      |
| <i>Rhacodiaptomus insolitus</i>      |     |     |     | 344   | 23    |      |
| Náuplios                             |     |     |     | 20640 | 8050  |      |
| Copepodito                           | 6   | 14  |     | 2064  | 345   | 1455 |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |     |       |       |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |     |     |     | 115   |       |      |
| Náuplios                             |     | 111 | 870 | 82560 | 47150 | 970  |
| Copepodito                           |     | 9   | 22  | 7912  | 1380  | 582  |
| <b>Harpacticoida</b>                 |     |     |     |       |       |      |
|                                      | 86  |     |     |       |       |      |
| <b>Rotifera</b>                      |     |     |     |       |       |      |
| <i>Brachionus mirus</i>              |     |     |     | 1720  |       |      |
| <i>Conochillus coenobasis</i>        |     |     |     | 29240 | 6900  |      |
| <i>Euchlanis dilatata</i>            |     | 830 | 58  |       |       |      |
| <i>Filinia longiseta</i>             |     | 55  |     | 3440  | 1150  |      |

|                                 |      |      |      |        |       |      |
|---------------------------------|------|------|------|--------|-------|------|
| <i>Keratella lenzi</i>          |      |      |      | 13760  |       |      |
| <i>Lecane cornuta</i>           |      |      | 58   |        |       |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>       |      |      | 58   |        |       |      |
| <i>Plationus patulus</i>        |      |      |      | 8600   |       |      |
| <i>Platyias quadricornis</i>    |      | 55   | 870  |        |       | 1150 |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i> |      |      |      | 8600   |       | 1150 |
| <i>Testudinella patina</i>      |      |      | 58   |        |       | 3450 |
| Bdelloidea                      | 57   |      |      | 1720   |       |      |
| <b>Protozoários</b>             |      |      |      |        |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>         | 860  | 1660 | 58   |        |       | 2300 |
| <i>Astramoeba</i> sp.           | 860  |      |      |        |       |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>     |      |      | 1740 |        |       |      |
| <i>Diffugia achlora</i>         |      | 55   |      |        |       |      |
| <i>Diffugia corona</i>          |      |      |      | 115    |       |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>         | 860  |      |      |        |       |      |
| <i>Netzelia tuberculata</i>     |      |      |      | 1720   |       |      |
| <i>Vorticella</i> sp.           |      |      |      | 5160   |       |      |
| Heliozoário                     |      |      |      | 1720   |       |      |
| <b>Densidade total</b>          | 3025 | 3622 | 4117 | 196094 | 73191 | 4095 |

**Tabela 48.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em agosto de 2011 (vazante).

|                                      | CAR  | JAC   | CRC  | JAT   | BEL | JAM  |
|--------------------------------------|------|-------|------|-------|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |       |      |       |     |      |
| <i>Alona affinis</i>                 |      |       | 10   |       |     |      |
| <i>Alona glabra</i>                  |      |       | 15   |       |     |      |
| <i>Alona verrucosa</i>               |      |       |      |       |     | 9    |
| <i>Alonella dadayi</i>               |      |       | 6    | 145   |     |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |      |       |      |       |     | 5    |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      |       |      |       |     | 87   |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |      | 65    |      |       |     | 87   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |       |      |       |     | 520  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |       |      |       |     | 867  |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |      |       |      |       |     | 217  |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |      |       |      |       |     | 130  |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |      |       |      |       |     | 303  |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |      |       |      | 145   |     |      |
| <i>Leydigia striata</i>              |      |       |      |       |     | 9    |
| <i>Moina minuta</i>                  |      | 390   |      | 21    |     | 130  |
| <i>Pleuroxus similis</i>             |      |       |      |       |     |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |       |      |       |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |       |      |       |     |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |      |       |      |       |     | 43   |
| <i>Notodiaptomus coniferoides</i>    |      |       |      |       |     |      |
| Copepoditos                          |      | 16    |      |       |     | 910  |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |       |      |       |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |      |       |      |       |     | 5    |
| Náuplios                             |      |       |      |       |     | 650  |
| Copepoditos                          |      | 5     |      |       |     | 390  |
| <b>Harpacticoida</b>                 |      |       |      |       |     |      |
| Náuplios                             | 50   | 12    | 5    |       |     |      |
|                                      |      |       | 600  |       |     |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |       |      |       |     |      |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |      | 2600  |      |       |     |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          |      | 650   |      |       |     |      |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>       |      |       | 600  |       |     |      |
| <i>Filinia pejler</i>                |      | 1950  |      |       |     |      |
| <i>Trichocerca chattoni</i>          |      |       |      |       |     | 1300 |
| <i>Trichocerca pusilla</i>           |      | 1300  |      |       |     |      |
| <b>Protozoa</b>                      |      |       |      |       |     |      |
| <i>Arcela vulgaris</i>               | 2500 | 1300  |      | 8700  |     | 650  |
| <i>Astramoeba</i> sp.                | 1500 | 1300  |      |       |     |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          | 1000 |       | 1800 | 2900  |     |      |
| Ciliado                              |      | 650   |      |       |     |      |
| <i>Diffugia corona</i>               | 1000 |       | 1800 |       |     |      |
| <i>Diffugia distenda</i>             | 2500 |       | 600  |       |     |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>            |      | 2600  |      |       |     |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>              | 500  |       |      |       |     |      |
| <i>Lesquereusia spiralis</i>         |      |       | 600  |       |     |      |
| <i>Stentor</i> sp.                   |      |       | 1800 |       |     | 650  |
| <i>Vorticella</i> sp.                |      |       |      |       |     | 1300 |
| <b>Densidade total</b>               | 9050 | 12838 | 7836 | 11911 | 0   | 8261 |

**Tabela 49.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em outubro de 2011 (águas baixas).

|                                     | CAR   | JAC   | CRC   | JAT   | BEL   | JAM  |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| <b>Cladocera</b>                    |       |       |       |       |       |      |
| <i>Alona guttata</i>                |       |       |       | 17    |       |      |
| <i>Alona verrucosa</i>              |       | 212   |       |       |       |      |
| <i>Bosmina freyi</i>                |       | 33    |       |       |       |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>              |       |       |       |       |       | 31   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> |       |       |       |       |       | 840  |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>      |       |       |       | 17    |       | 93   |
| <i>Chydorus pubescens</i>           |       |       |       | 10    |       |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>      |       | 33    |       |       |       | 93   |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>        |       |       | 14    |       |       |      |
| <i>Macrothrix squamosa</i>          |       |       |       | 68    |       |      |
| <i>Moina minuta</i>                 | 14    | 212   |       |       |       |      |
| <b>Copepoda</b>                     |       |       |       |       |       |      |
| <b>Calanoida</b>                    |       |       |       |       |       |      |
| <i>Notodiptomus amazonicus</i>      |       |       |       |       |       | 31   |
| Náuplios                            |       |       |       |       |       | 1400 |
| Copepodito                          |       |       |       |       | 47    | 93   |
| <b>Cyclopoida</b>                   |       |       |       |       |       |      |
| Náuplios                            |       | 2120  |       | 1020  |       |      |
| Copepodito                          |       |       |       |       | 187   | 93   |
| <b>Harpacticoida</b>                |       |       |       |       |       |      |
|                                     |       |       |       | 20    |       | 31   |
| <b>Rotifera</b>                     |       |       |       |       |       |      |
| <i>Lecane curvicornis</i>           |       |       |       | 1020  |       |      |
| <i>Platylas quadricornis</i>        |       |       | 1360  |       | 1400  |      |
| <i>Synchaeta jollyae</i>            | 2560  |       |       |       |       |      |
| <i>Synchaeya stylata</i>            |       |       | 1360  |       |       |      |
| Bdelloidea                          |       |       |       | 1020  |       |      |
| <b>Protozoa</b>                     |       |       |       |       |       |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>        | 1280  | 2120  |       | 1020  |       |      |
| <i>Arcella megastoma</i>            |       |       | 1360  |       |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>             | 7680  | 4240  | 1360  | 1020  |       | 1400 |
| <i>Astramoeba</i> sp.               | 3840  | 4240  | 1360  | 1020  | 4200  |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>         | 1280  | 4240  | 1360  |       |       |      |
| <i>Centropyxis minuta</i>           | 1280  |       |       |       |       |      |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>           |       |       |       |       | 4200  |      |
| <i>Diffugia achlora</i>             |       |       |       | 1020  |       |      |
| <i>Diffugia acuminata</i>           |       |       |       |       |       | 1400 |
| <i>Diffugia corona</i>              |       |       |       | 1020  | 12600 |      |
| <i>Diffugia distenda</i>            | 1280  |       |       |       |       |      |
| <i>Diffugia limnetica</i>           | 1280  |       |       |       |       |      |
| <i>Diffugia litophila</i>           | 1280  |       |       | 1020  |       |      |
| <i>Diffugia lobostoma</i>           |       |       |       | 1020  |       |      |
| <i>Diffugia penardi</i>             | 1280  |       | 1360  |       | 1400  |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>             |       |       |       |       | 1400  |      |
| <i>Diffugia</i> sp.                 |       | 2120  | 1360  |       |       | 1400 |
| <i>Lesquereusia spiralis</i>        |       |       | 1360  |       |       |      |
| <i>Netzelia walesi</i>              |       |       | 1360  |       |       |      |
| <b>Densidade total</b>              | 23054 | 19569 | 13614 | 10333 | 25433 | 6907 |

**Tabela 50.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em fevereiro de 2012 (enchente).

|                                      | CAR  | JAC  | CRC   | JAT   | BEL | JAM |
|--------------------------------------|------|------|-------|-------|-----|-----|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |       |       |     |     |
| <i>Alonella clathratula</i>          | 91   |      |       |       |     |     |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |      |      |       | 180   |     |     |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        | 68   | 38   | 102   |       |     |     |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 5    | 100  | 15    |       |     |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |      | 15    | 900   |     |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      | 13   | 102   | 4500  |     |     |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | 68   | 75   | 26    |       |     |     |
| <i>Coronatella monacantha</i>        |      |      | 15    |       |     |     |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |      |      | 14    | 2340  |     |     |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         | 23   |      |       |       |     |     |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        |      |      |       | 13    |     |     |
| <i>Ilyocrius spinifer</i>            |      | 25   | 102   |       |     |     |
| <i>Macrothrix squamosa</i>           |      |      | 29    |       |     |     |
| <i>Moina minuta</i>                  |      | 13   | 7     | 6120  |     |     |
| <i>Moina reticulata</i>              | 6    |      |       |       |     |     |
| <i>Notoalona sculpta</i>             |      |      | 9     |       |     |     |
| <i>Scapholeberis armata</i>          |      |      | 102   |       |     |     |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |      | 8    | 15    |       |     |     |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |       |       |     |     |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |       |       |     |     |
| Copepoditos                          | 8    |      | 9     |       |     |     |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |       |       |     |     |
| Copepoditos                          | 204  | 13   | 204   | 13680 |     |     |
| Náuplios                             | 1360 | 2000 | 9180  |       |     |     |
| <b>Harpacticoida</b>                 |      |      |       |       |     |     |
| Copepoditos                          |      | 8    |       |       |     |     |
| <b>Poecilostomatoida</b>             |      |      |       |       |     |     |
| <i>Argulus</i> sp.                   | 23   |      |       |       |     |     |
| <b>Rotífera</b>                      |      |      |       |       |     |     |
| <i>Ascomorpha ovalis</i>             |      |      | 1020  |       |     |     |
| <i>Brachionus angularis</i>          |      | 1000 | 1020  |       |     |     |
| <i>Filinia longiseta</i>             |      |      | 4080  |       |     |     |
| <i>Lecane curvicornis</i>            |      |      | 1020  |       |     |     |
| <i>Plationus patulus</i>             |      |      | 1020  |       |     |     |
| <i>Testudinella patina</i>           | 680  |      |       |       |     |     |
| <b>Protozoários</b>                  |      |      |       |       |     |     |
| <i>Arcella vulgaris</i>              |      | 1000 | 1020  |       |     |     |
| <i>Centropyxis aculeata</i>          | 680  |      |       |       |     |     |
| Ciliata                              | 680  |      |       |       |     |     |
| <i>Diffugia corona</i>               |      |      | 2040  |       |     |     |
| <i>Diffugia lobostoma</i>            |      |      | 1020  |       |     |     |
| <i>Strombidium</i> sp.               | 680  |      |       |       |     |     |
| <i>Vorticella</i> sp.                | 680  |      |       |       |     |     |
| <b>Densidade total</b>               | 5254 | 4292 | 22184 | 27733 | 0   | 0   |



**Tabela 51.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplactônica amostrada nos tributários do rio Madeira em abril de 2012 (águas altas).

|                                      | CAR        | JAC        | CRC        | JAT         | BEL          | JAM         |
|--------------------------------------|------------|------------|------------|-------------|--------------|-------------|
| <b>Cladocera</b>                     |            |            |            |             |              |             |
| <i>Alona glabra</i>                  |            |            | 5          |             |              |             |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 74         |            |            |             |              |             |
| <i>Anthalona verrucosa</i>           |            |            |            | 23          |              |             |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |            |            |            |             | 23           |             |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        |            | 50         | 46         |             |              |             |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |            |            | 61         |             | 45           |             |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |            |            | 61         | 280         |              | 384         |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | 5          |            |            | 10          |              |             |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |            |            |            |             |              | 19          |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           | 74         |            |            |             |              |             |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |            |            |            | 23          | 45           |             |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |            | 6          | 5          |             | 360          |             |
| <i>Diaphanosoma polypina</i>         |            |            |            | 23          |              |             |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |            |            |            |             |              | 384         |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        |            |            |            | 10          |              |             |
| <i>Ilyocriptus spinifer</i>          |            |            |            |             |              | 11          |
| <i>Macrothrix squamosa</i>           | 6          |            |            |             |              |             |
| <i>Moina minuta</i>                  |            |            | 8          | 420         |              |             |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>         |            |            |            |             | 45           |             |
| <b>Copepoda</b>                      |            |            |            |             |              |             |
| <b>Calanoida</b>                     |            |            |            |             |              |             |
| <i>Dactyldiaptomus pearsei</i>       |            |            |            |             | 5            |             |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>        |            |            |            |             | 23           |             |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |            |            |            |             | 8            | 19          |
| Copepoditos                          |            |            | 5          | 70          | 1800         | 1536        |
| Náuplios                             |            |            |            | 700         | 2700         |             |
| <b>Cyclopoida</b>                    |            |            |            |             |              |             |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |            |            |            | 5           |              |             |
| Copepoditos                          |            | 6          |            | 490         | 720          | 58          |
| Náuplios                             |            |            |            |             | 36900        | 1920        |
| <b>Harpacticoida</b>                 |            |            |            |             |              |             |
| Copepoditos                          |            |            | 5          |             |              |             |
| <b>Rotifera</b>                      |            |            |            |             |              |             |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>            |            |            |            |             | 1800         |             |
| <i>Brachionus falcatus</i>           |            |            |            | 700         |              |             |
| <i>Conochillus natans</i>            |            |            |            |             | 4500         |             |
| <i>Euchlanis dilatata</i>            |            |            | 610        |             |              |             |
| <i>Lecane bulla</i>                  |            |            |            |             | 900          |             |
| <i>Sinantherina semibullata</i>      |            |            |            |             | 2700         |             |
| <i>Trichocerca similis grandis</i>   |            |            |            |             |              | 960         |
| <b>Protozoários</b>                  |            |            |            |             |              |             |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>         |            |            |            |             | 900          |             |
| <i>Arcella vulgaris</i>              | 740        |            |            |             |              |             |
| <i>Diffugia corona</i>               |            | 500        |            |             |              |             |
| <b>Densidade total</b>               | <b>899</b> | <b>563</b> | <b>805</b> | <b>2755</b> | <b>53473</b> | <b>5291</b> |

**Tabela 52.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em junho de 2012 (vazante).

|                                      | CAR  | JAC  | CRC   | JAT    | BEL  | JAM  |
|--------------------------------------|------|------|-------|--------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |       |        |      |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 40   | 12   | 73    |        |      | 39   |
| <i>Anthalona verrucosa</i>           | 160  |      |       |        |      |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |      |      | 880   |        |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      | 53   | 2200  | 42     |      |      |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        |      | 70   | 1320  |        |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 2880 | 1400 | 12980 |        |      | 177  |
| <i>Camptocercus dadayi</i>           |      | 28   |       |        |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      | 840  | 220   |        |      | 236  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | 10   |      |       |        |      |      |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |      |      |       |        |      | 236  |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | 10   | 28   |       |        |      |      |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |      | 12    |        |      | 12   |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |      |      |       |        |      | 472  |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |      | 2240 |       | 297    |      |      |
| <i>Ilyocrius spinifer</i>            |      | 12   | 12    | 21     | 170  |      |
| <i>Moina minuta</i>                  |      |      | 1760  | 848    |      |      |
| <i>Moina reticulata</i>              |      |      |       |        | 34   |      |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>         | 20   |      |       |        |      |      |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |      |      | 55    |        |      |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |       |        |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |       |        |      |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |      |      |       |        |      | 39   |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>        |      |      |       | 212    |      |      |
| <i>Notodiaptomus henseni</i>         |      |      |       | 21     |      |      |
| Copepoditos                          | 40   | 70   | 440   | 3392   |      | 944  |
| Náuplios                             |      |      | 13200 | 53000  |      | 1180 |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |       |        |      |      |
| <i>Themocyclops minutus</i>          |      |      |       | 12     | 34   |      |
| Copepoditos                          | 60   | 70   | 880   | 44944  | 170  | 472  |
| Náuplios                             | 4800 | 7000 | 8800  | 196100 | 3400 | 1180 |
| <b>Harpacticoida</b>                 |      |      |       |        |      |      |
| Copepoditos                          | 10   |      |       |        |      |      |
| Náuplios                             |      |      | 1100  |        |      |      |
| <b>Poecilostomatoida</b>             |      |      |       |        |      |      |
| <i>Ergasilus sp.</i>                 |      |      |       | 42     |      |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |       |        |      |      |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>            |      |      | 1100  |        |      |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>           |      |      |       |        | 1700 |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>           | 1600 |      |       | 3180   |      |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          | 4800 |      | 1100  | 4240   |      | 1180 |
| <i>Collotheca sp.</i>                |      |      |       |        | 1700 |      |
| <i>Conochillus natans</i>            |      |      |       | 1060   |      |      |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>       | 1600 |      |       |        |      |      |
| <i>Filinia longiseta</i>             |      | 1400 |       | 1060   |      |      |
| <i>Filinia pejler</i>                |      |      | 1100  |        |      |      |
| <i>Hexarthra intermedia</i>          |      |      |       | 1060   |      |      |
| <i>Keratella americana</i>           |      |      | 1100  |        |      |      |
| <i>Keratella cochlearis</i>          |      |      | 15400 |        |      |      |

|  |       |       |       |        |       |      |
|--|-------|-------|-------|--------|-------|------|
| <i>Lecane bulla</i>                      | 1600  |       |       |        |       |      |
| <i>Lecane leontina</i>                   |       | 1100  |       |        |       |      |
| <i>Lecane luna</i>                       |       | 1100  |       | 3400   |       |      |
| <i>Macrochaetus colinsi</i>              |       | 1100  |       |        |       |      |
| <i>Plationus patulus</i>                 | 1400  |       |       |        |       |      |
| <i>Platylabus quadricornis</i>           | 1400  |       |       |        |       |      |
| <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>   |       | 4400  |       | 1700   |       |      |
| <i>Rotaria neptunia</i>                  |       |       |       | 1700   |       |      |
| <i>Synchaeya stylata</i>                 |       |       | 3180  |        |       |      |
| <i>Testudinella mucronata hauerensis</i> |       |       |       | 1700   |       |      |
| <i>Testudinella patina</i>               |       | 1100  |       |        |       |      |
| <i>Trochosphaera aequatorialis</i>       |       |       |       | 1700   |       |      |
| <b>Protozoários</b>                      |       |       |       |        |       |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>             |       | 2200  |       | 1700   |       |      |
| <i>Arcella megastoma</i>                 | 2800  |       |       |        |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>                  | 1600  | 2200  |       |        |       |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.                    | 1600  | 1400  | 3300  |        |       |      |
| <i>Centropyxis aculeata</i>              | 2800  |       |       |        | 1180  |      |
| <i>Diffugia corona</i>                   |       | 3300  |       | 8500   |       |      |
| <i>Lesquereusia spiralis</i>             | 1400  |       |       |        |       |      |
| <b>Densidade total</b>                   | 20830 | 24422 | 83533 | 312712 | 27608 | 7347 |

**Tabela 53.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em novembro de 2012 (águas baixas).

|                                      | CAR | JAC  | CRC    | JAT   | BEL | JAM  |
|--------------------------------------|-----|------|--------|-------|-----|------|
| <b>Cladocera</b>                     |     |      |        |       |     |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               |     | 156  |        |       |     |      |
| <i>Alonella iheringula</i>           |     | 156  |        |       |     |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |     |      |        | 38    |     |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |     | 22   |        |       |     |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          |     |      | 47144  |       |     |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |      |        | 300   |     | 480  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     | 16   |        | 15    |     | 240  |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |     |      |        |       |     | 30   |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |      |        | 21    |     | 30   |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           | 42  |      | 3320   | 150   |     |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |     |      |        |       |     | 1080 |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |     | 31   | 664    |       |     |      |
| <i>Latonopsis australis</i>          |     |      |        |       | 130 |      |
| <i>Moina minuta</i>                  | 74  |      | 8632   | 150   | 33  | 480  |
| <i>Notoalona sculpta</i>             |     | 156  |        |       |     |      |
| <i>Parvalona parva</i>               |     | 39   |        |       |     |      |
| <b>Copepoda</b>                      |     |      |        |       |     |      |
| <b>Calanoida</b>                     |     |      |        |       |     |      |
| <i>Notodiptomus deitersi</i>         |     |      | 24     | 21    |     |      |
| <i>Notodiptomus henseni</i>          |     |      |        |       |     | 17   |
| Copepoditos                          | 15  |      | 111    | 1200  | 98  | 240  |
| Náuplios                             |     |      | 3320   | 9000  |     |      |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |      |        |       |     |      |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>        |     |      |        |       |     | 120  |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |     |      | 10     |       |     |      |
| Copepoditos                          | 148 | 39   | 9960   | 6450  | 19  | 480  |
| Náuplios                             |     |      | 43160  | 15000 |     | 1200 |
| <b>Harpacticoida</b>                 |     |      |        |       |     |      |
| Copepoditos                          |     |      |        |       |     | 120  |
| <b>Rotifera</b>                      |     |      |        |       |     |      |
| <i>Anuraeopsis navicula</i>          |     | 1560 |        |       |     |      |
| <i>Anuraeopsis sioli</i>             |     |      | 3320   |       |     |      |
| <i>Brachionus caudatus</i>           |     |      | 59760  |       |     | 1200 |
| <i>Brachionus dolabratus</i>         |     |      | 3320   | 3000  |     |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>           |     |      | 6640   | 15000 |     |      |
| <i>Brachionus gessneri</i>           |     | 3120 | 182600 |       |     |      |
| <i>Brachionus mirus</i>              |     |      | 3320   |       |     |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          |     | 1560 |        |       |     |      |
| <i>Collotheca sp.</i>                |     | 1560 |        |       |     | 1200 |
| <i>Conochillus natans</i>            |     |      | 3320   |       |     |      |

|                                 |      |       |        |       |      |       |
|---------------------------------|------|-------|--------|-------|------|-------|
| <i>Filinia longiseta</i>        |      |       | 6640   |       |      | 1200  |
| <i>Filinia opoliensis</i>       |      |       |        | 1500  |      |       |
| <i>Hexarthra intermedia</i>     |      |       | 9960   |       |      |       |
| <i>Keratella americana</i>      | 3120 | 16600 | 1500   |       |      |       |
| <i>Keratella cochlearis</i>     |      | 16600 |        |       |      |       |
| <i>Keratella tropica</i>        |      |       |        | 1500  |      |       |
| <i>Keratella reducta</i>        |      | 16600 | 4500   |       |      |       |
| <i>Lecane bulla</i>             |      |       |        |       |      | 1200  |
| <i>Lecane ludwigi</i>           | 1560 |       |        |       |      |       |
| <i>Ploeosoma truncatum</i>      |      | 3320  |        |       |      |       |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i> | 1560 |       |        |       |      |       |
| <i>Testudinella ohlei</i>       | 1560 |       |        |       |      |       |
| <b>Protozoários</b>             |      |       |        |       |      |       |
| <i>Arcella mitrata</i>          |      | 1560  |        |       |      |       |
| <i>Arcella vulgaris</i>         | 1480 | 1560  |        | 2600  |      | 1200  |
| <i>Astramoeba sp.</i>           | 1480 |       |        |       |      | 1200  |
| <i>Centropyxis ecornis</i>      | 1480 |       |        |       |      |       |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>       |      | 1560  |        |       |      |       |
| <i>Diffugia corona</i>          | 1480 | 6240  |        |       | 1300 |       |
| <i>Diffugia lobostoma</i>       |      | 6240  | 3320   | 1500  | 1300 | 6000  |
| Heliozoário                     |      |       |        |       |      | 1200  |
| <i>Vorticella sp.</i>           |      |       |        |       |      | 8400  |
| <b>Densidade total</b>          | 6199 | 33375 | 451664 | 60845 | 5479 | 27317 |

**Tabela 54.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em janeiro de 2013 (enchente).

|                                      | CAR  | JAC  | CRC  | JAT   | BEL   | JAM  |
|--------------------------------------|------|------|------|-------|-------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |      |       |       |      |
| <i>Alona glabra</i>                  |      | 80   |      |       |       |      |
| <i>Alona ossiani</i>                 |      | 40   |      |       |       |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 67   |      |      |       |       |      |
| <i>Bosmina hagdmani</i>              |      |      |      | 157   |       |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      |      |      | 1888  |       |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 2000 | 24   | 768  |       | 1920  | 480  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  | 100  | 24   |      | 1888  |       | 240  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      | 120  |      |       |       |      |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |      | 40   |      |       |       |      |
| <i>Chydorus pubescens</i>            |      | 10   |      |       | 240   |      |
| <i>Daphnia gessneri</i>              | 33   |      |      | 12    |       |      |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |      |      | 256  |       |       | 240  |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |      | 120  |      |       | 960   |      |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       | 600  |      |      | 1888  |       |      |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        | 33   | 13   |      |       |       |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          | 33   |      |      |       |       |      |
| <i>Macrothrix squamosa</i>           |      | 360  |      |       |       |      |
| <i>Moina minuta</i>                  | 100  | 120  | 2688 | 19352 | 720   | 240  |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>       |      | 11   |      |       |       |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |      |       |       |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |      |       |       |      |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |      |      |      |       |       | 120  |
| Copepoditos                          | 17   | 80   |      | 4720  | 720   | 600  |
| Náuplios                             | 1000 |      | 960  | 15340 | 2400  |      |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |      |       |       |      |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>       |      |      |      |       | 15    | 10   |
| <i>Themocyclops minutus</i>          |      |      |      | 157   |       |      |
| Copepoditos                          | 300  | 600  | 672  | 15576 | 960   | 480  |
| Náuplios                             |      |      | 1920 | 70800 | 16800 | 4800 |
| <b>Harpacticoida</b>                 |      |      |      |       |       |      |
| Náuplios                             | 2000 |      |      |       |       |      |
| <b>Poecilostomatoida</b>             |      |      |      |       |       |      |
| <i>Argulus</i> sp.                   | 17   |      |      |       |       |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |      |       |       |      |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>           |      |      |      | 1180  |       |      |
| <i>Brachionus angularis</i>          |      | 1200 |      |       |       |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>           |      |      | 960  | 21240 |       |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          | 1000 |      | 960  | 11800 |       | 4800 |
| <i>Collotheca</i> sp.                |      |      |      | 5900  |       |      |
| <i>Conochillulus natans</i>          |      |      | 960  |       |       |      |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>       | 1000 |      |      |       |       |      |

|                                 |       |       |       |        |       |       |
|---------------------------------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|
| <i>Filinia longiseta</i>        |       | 1920  |       |        |       |       |
| <i>Habotrocha</i>               | 1200  |       |       |        |       |       |
| <i>Hexarthra intermedia</i>     |       |       | 2360  |        |       |       |
| <i>Keratella cochlearis</i>     |       | 960   |       |        |       |       |
| <i>Lecane bulla</i>             | 1000  |       |       |        |       |       |
| <i>Lecane curvicornis</i>       |       |       |       |        | 1200  |       |
| <i>Platyias quadricornis</i>    | 1200  |       |       | 1200   |       |       |
| <i>Polyarthra aff. vulgaris</i> |       | 960   | 2360  |        |       |       |
| <i>Ptygura libera</i>           |       |       |       |        | 7200  |       |
| <i>Synchaeya stylata</i>        | 1200  | 2880  | 3540  |        |       |       |
| <i>Sinantherina semibullata</i> |       |       |       | 1200   | 1200  |       |
| <i>Testudinella ohlei</i>       | 1200  |       |       |        |       |       |
| <i>Testudinella pusilla</i>     |       |       | 1180  |        |       |       |
| Bdelloidea                      | 1200  |       |       |        |       |       |
| <b>Protozoários</b>             |       |       |       |        |       |       |
| <i>Arcella costata</i>          |       | 4800  |       |        |       |       |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>    |       | 2400  |       |        |       |       |
| <i>Arcella megastoma</i>        |       | 2400  |       |        |       |       |
| <i>Arcella mitrata</i>          |       | 2400  |       | 2400   |       |       |
| <i>Arcella vulgaris</i>         | 1000  | 1200  |       | 1200   |       |       |
| <i>Astramoeba</i> sp.           |       |       |       |        | 1200  |       |
| <i>Centropyxis aculeata</i>     |       |       |       |        | 1200  |       |
| <i>Diffugia corona</i>          | 1000  |       | 5900  | 1200   |       |       |
| <i>Diffugia lobostoma</i>       | 1000  |       |       |        |       |       |
| <i>Diffugia tuberculata</i>     |       |       |       |        | 1200  |       |
| Heliozoário                     |       |       |       |        | 1200  |       |
| <b>Densidade total</b>          | 12300 | 22042 | 16864 | 187239 | 33135 | 25210 |

**Tabela 54.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplantônica amostrada nos tributários do rio Madeira em abril de 2013 (águas altas).

|                                      | CAR | JAC | CRC | JAT | BEL  | JAM |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|------|-----|
| <b>Cladocera</b>                     |     |     |     |     |      |     |
| <i>Alona ossiani</i>                 | 29  |     |     |     |      |     |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 29  | 26  |     |     |      | 268 |
| <i>Anthalona verrucosa</i>           | 696 | 26  |     |     |      | 67  |
| <i>Bosmina hagdmani</i>              |     |     |     |     |      | 268 |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |     |     |     | 176 |      | 34  |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        | 116 |     |     |     |      |     |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 29  | 26  | 114 |     |      |     |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |     |     | 13  | 24  | 22   | 335 |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |     | 1   | 76  | 32  |      |     |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |     |     |     | 8   |      |     |
| <i>Chydorus pubescens</i>            |     | 43  |     |     |      |     |
| <i>Coronatella poppei</i>            | 19  |     |     |     |      |     |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |     |     |     | 16  |      | 268 |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           |     |     |     |     |      | 134 |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |     |     |     | 16  |      |     |
| <i>Diaphanosoma polypina</i>         |     |     | 114 |     |      |     |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |     |     |     |     | 156  |     |
| <i>Disparalona leptorhyncha</i>      |     |     | 38  |     |      |     |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |     |     |     |     | 156  | 27  |
| <i>Karualona muelleri</i>            | 58  |     |     |     |      |     |
| <i>Macrothrix elegans</i>            |     | 1   | 16  |     |      |     |
| <i>Macrothrix squamosa</i>           |     | 43  |     |     |      |     |
| <i>Moina minuta</i>                  |     | 19  | 33  | 128 | 156  |     |
| <i>Moina reticulata</i>              |     |     |     | 224 |      |     |
| <b>Copepoda</b>                      |     |     |     |     |      |     |
| <b>Calanoida</b>                     |     |     |     |     |      |     |
| <i>Notodiaptomus amazonicus</i>      |     |     |     |     |      | 27  |
| <i>Notodiaptomus deitersi</i>        |     |     |     | 32  | 67   |     |
| <i>Notodisptomus sp.</i>             |     |     |     | 53  |      |     |
| <i>Rhacodiaptomus calamensis</i>     |     |     | 114 |     |      |     |
| Copepoditos                          |     |     | 342 | 272 | 4212 | 134 |
| Náuplios                             |     |     |     | 28  | 78   |     |
| <b>Cyclopoida</b>                    |     |     |     |     |      |     |
| <i>Microcyclops ceibaensis</i>       |     | 26  |     |     |      |     |
| <i>Thermocyclops brehmi</i>          |     |     |     |     | 134  |     |
| <i>Thermocyclops minutus</i>         |     |     |     | 16  | 11   |     |
| Copepoditos                          | 29  | 13  | 342 | 736 | 4368 | 536 |
| Náuplios                             | 116 |     |     | 48  | 624  | 536 |
| <b>Harpacticoida</b>                 |     |     |     |     |      |     |
| Copepoditos                          | 116 |     | 23  |     |      |     |
| <b>Rotifera</b>                      |     |     |     |     |      |     |
| <i>Filinia longiseta</i>             |     |     |     |     |      | 134 |
| <i>Lecane bulla</i>                  | 116 |     |     |     |      |     |



|                                |      |     |      |      |       |      |
|--------------------------------|------|-----|------|------|-------|------|
| <i>Lecane curvicornis</i>      |      |     |      |      | 78    |      |
| <i>Plationus macracanthus</i>  |      |     |      |      | 78    |      |
| <i>Sinatherina semibullata</i> |      |     |      |      | 468   |      |
| <i>Testudinella ohlei</i>      |      | 114 |      |      |       | 268  |
| Bdelloidea                     |      |     |      |      | 156   |      |
| <b>Protozoários</b>            |      |     |      |      |       |      |
| <i>Arcella brasiliensis</i>    | 348  | 13  |      |      |       |      |
| <i>Arcella costata</i>         | 116  |     |      |      |       |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i>   |      | 13  |      |      |       |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>        |      | 26  |      |      | 78    |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.          |      |     | 114  |      |       |      |
| <i>Diffugia corona</i>         |      | 13  |      |      |       |      |
| <i>Diffugia cylindrus</i>      |      |     |      |      |       | 134  |
| <i>Diffugia litophila</i>      |      |     | 114  |      |       |      |
| <i>Diffugia oblonga</i>        |      |     |      |      | 78    |      |
| <i>Strombidium</i> sp.         |      | 13  |      |      |       |      |
| <b>Densidade total</b>         | 1817 | 302 | 1566 | 1809 | 10920 | 3169 |

**Tabela 55.** Densidades numéricas das espécies (ind m<sup>-3</sup>) registradas para os principais grupos da comunidade zooplancônica amostrada nos tributários do rio Madeira em julho de 2013 (vazante).

|                                      | CAR  | JAC  | CRC  | JAT   | BEL  | JAM  |
|--------------------------------------|------|------|------|-------|------|------|
| <b>Cladocera</b>                     |      |      |      |       |      |      |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 30   | 130  |      |       |      |      |
| <i>Bosmina hagmanni</i>              |      |      | 28   |       |      |      |
| <i>Bosmina tubicen</i>               |      |      | 28   |       |      |      |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 240  | 33   | 880  |       | 220  | 83   |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  |      |      |      | 34    |      |      |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> |      |      |      | 34    |      | 55   |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       |      |      |      | 17    |      |      |
| <i>Daphnia gessneri</i>              |      |      |      | 90    |      |      |
| <i>Diaphanosoma brevireme</i>        |      | 65   |      |       |      |      |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       |      |      |      |       |      | 220  |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       |      |      |      |       | 1870 |      |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         | 120  |      |      |       |      |      |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        | 30   |      |      |       | 10   |      |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>          |      | 33   | 28   |       |      |      |
| <i>Moina minuta</i>                  |      | 130  | 1980 | 720   | 770  |      |
| <i>Moina reticulata</i>              |      |      |      | 12    |      |      |
| <i>Parvalona parva</i>               |      | 13   | 28   |       |      |      |
| <b>Copepoda</b>                      |      |      |      |       |      |      |
| <b>Calanoida</b>                     |      |      |      |       |      |      |
| <i>Notodiptomus deitersi</i>         | 30   |      |      |       | 10   |      |
| Copepoditos                          | 10   |      | 16   | 120   | 110  | 110  |
| Náuplios                             |      |      | 1100 | 4800  | 3300 |      |
| <b>Cyclopoida</b>                    |      |      |      |       |      |      |
| <i>Tropocyclops prasinus</i>         | 30   |      |      |       |      |      |
| Copepoditos                          | 30   | 65   | 220  | 360   | 990  | 440  |
| Náuplios                             |      | 1300 | 1100 | 4800  | 5500 | 1100 |
| Copepoditos                          |      |      | 10   |       |      |      |
| <b>Poecilostomatoida</b>             |      |      |      |       |      |      |
| <i>Ergasilus sp.</i>                 |      |      |      | 30    |      |      |
| <b>Rotifera</b>                      |      |      |      |       |      |      |
| <i>Anuraeopsis navicula</i>          | 1200 |      |      |       |      |      |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>            |      |      |      | 7200  |      |      |
| <i>Brachionus dolabratus</i>         |      |      |      | 7200  |      |      |
| <i>Brachionus falcatus</i>           |      |      |      | 37200 |      |      |
| <i>Brachionus gessneri</i>           |      |      | 1100 | 3600  |      |      |
| <i>Brachionus mirus</i>              |      |      |      | 1200  |      |      |
| <i>Brachionus zahniseri</i>          | 1200 |      |      | 14400 |      |      |
| <i>Collotheca sp.</i>                |      |      | 1100 | 4800  |      |      |
| <i>Conochillus natans</i>            |      | 1300 |      | 1200  |      |      |
| <i>Filinia longiseta</i>             | 2400 |      | 1100 | 3600  | 1100 |      |
| <i>Hexarthra intermedia</i>          |      |      |      | 8400  |      |      |

|                              |       |      |       |        |       |      |
|------------------------------|-------|------|-------|--------|-------|------|
| <i>Keratella americana</i>   |       |      | 1100  | 3600   |       |      |
| <i>Lecane bulla</i>          | 2400  |      |       |        |       |      |
| <i>Lecane proiecta</i>       | 1200  |      |       |        |       |      |
| <i>Monommata</i> sp.         |       |      |       |        | 1100  |      |
| <i>Ploeosoma truncatum</i>   |       | 1300 |       |        |       |      |
| <i>Synchaeta stylata</i>     |       |      | 5500  |        |       |      |
| <b>Protozoários</b>          |       |      |       |        |       |      |
| <i>Arcella brasiliensis</i>  | 2400  |      |       |        |       |      |
| <i>Arcella hemisphaerica</i> |       |      |       |        | 1100  |      |
| <i>Arcella mitrata</i>       |       |      |       |        | 1100  |      |
| <i>Arcella vulgaris</i>      | 1200  |      |       |        |       |      |
| <i>Astramoeba</i> sp.        |       | 1300 |       |        |       | 1100 |
| <i>Diffugia lobostoma</i>    |       |      |       | 2400   | 1100  |      |
| <i>Vorticella</i> sp.        | 2400  |      |       |        |       |      |
| <b>Densidade total</b>       | 14920 | 5668 | 15316 | 105818 | 18280 | 3108 |

**Tabela 56.** Traços funcionais listados para as espécies zooplancônicas registradas no rio Madeira e em seus tributários durante as amostragens realizadas entre outubro de 2009 a julho de 2013.

| Espécies                             | Traços funcionais     |           |               |                  |            |
|--------------------------------------|-----------------------|-----------|---------------|------------------|------------|
|                                      | tamanho corporal (µm) | habitat   | grupo trófico | hábito alimentar | reprodução |
| <b>Cladocera</b>                     |                       |           |               |                  |            |
| <i>Alona iheringula</i>              | 0,40                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alona intermedia</i>              | 0,32                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alona glabra</i>                  | 0,31                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alona guttata</i>                 | 0,33                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alona ossiani</i>                 | 0,45                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alona cf. setigera</i>            | 0,34                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alonella clathratula</i>          | 0,35                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alonella dadayi</i>               | 0,35                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Alonella hamulata</i>             | 0,30                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Anthalona verrucosa</i>           | 0,30                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Bosmina freyi</i>                 | 0,31                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Bosmina hagdmani</i>              | 0,32                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Bosmina tubicen</i>               | 0,35                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Bosminopsis brandorffi</i>        | 0,41                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Bosminopsis deitersi</i>          | 0,26                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Bosminopsis negrensis</i>         | 0,40                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Camptocercus dadayi</i>           | 0,55                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>  | 0,39                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i> | 0,35                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>       | 0,53                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Chydorus eurynotus</i>            | 0,38                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Chydorus parvireticulatus</i>     | 0,35                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Chydorus pubescens</i>            | 0,38                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Coronatella monacantha</i>        | 0,45                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Coronatella poppei</i>            | 0,45                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Daphnia gessneri</i>              | 0,52                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Diaphanosoma birgei</i>           | 0,61                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Diaphanosoma brevirreme</i>       | 0,57                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Diaphanosoma fluviatile</i>       | 0,57                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Diaphanosoma polyspina</i>        | 0,63                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i>       | 0,64                  | pelagico  | herbivoro     | suspensivoro F   | assexuada  |
| <i>Disparalona hamata</i>            | 0,51                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Disparalona leptorhyncha</i>      | 0,50                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Dunhevedia odontoplax</i>         | 0,46                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Ephemeroporus barroisi</i>        | 0,35                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Ephemeroporus hybridus</i>        | 0,30                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Euryalona brasiliensis</i>        | 0,45                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |
| <i>Euryalona orientalis</i>          | 0,45                  | litoraneo | herbivoro     | raspador         | assexuada  |

|                                     |      |           |           |                 |           |
|-------------------------------------|------|-----------|-----------|-----------------|-----------|
| <i>Holopedium amazonicum</i>        | 0,90 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i>         | 0,55 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Ilyocryptus verrucosus</i>       | 0,50 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Karualona muelleri</i>           | 0,40 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Latonopsis australis</i>         | 0,70 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Leydigia striata</i>             | 0,63 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Macrothrix elegans</i>           | 0,40 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Macrothrix sioli</i>             | 0,38 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Macrothrix squamosa</i>          | 0,40 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Macrothrix cf. superaculeata</i> | 0,35 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Moina micrura</i>                | 0,44 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Moina minuta</i>                 | 0,52 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Moina reticulata</i>             | 0,55 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i>        | 0,57 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Notoalona sculpta</i>            | 0,36 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Parvalona parva</i>              | 0,40 | litoraneo | herbivoro | raspador        | assexuada |
| <i>Pseudisida bidentata</i>         | 0,70 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Scapholeberis armata</i>         | 0,60 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <i>Simocephalus serrulatus</i>      | 0,75 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro F  | assexuada |
| <b>Copepoda</b>                     |      |           |           |                 |           |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>     | 1,63 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Dactylodiptomus pearsei</i>      | 1,61 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus amazonicus</i>      | 1,20 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus coniferoides</i>    | 1,47 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus coronatus</i>       | 1,33 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus deitersi</i>        | 1,24 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus henseni</i>         | 1,50 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus linus</i>           | 1,28 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Notodiptomus spinuliferus</i>    | 1,56 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Rhacodiptomus calamensis</i>     | 1,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Rhacodiptomus insolitus</i>      | 1,03 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| Nauplios Calanoida                  | 0,25 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| Copepoditos Calanoida               | 0,49 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <i>Acantocyclops robustus</i>       | 1,20 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Allocyclops sp.</i>              | 0,60 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Macrocyclops albidus</i>         | 0,65 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Mesocyclops ellipticus</i>       | 1,17 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Mesocyclops meridianus</i>       | 1,04 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Mesocyclops ogunnus</i>          | 1,17 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Metacyclops brauni</i>           | 0,80 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Metacyclops curtispinosus</i>    | 0,73 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Metacyclops laticornis</i>       | 0,90 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Metacyclops leptonus</i>         | 0,80 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Microcyclops anceps anceps</i>   | 0,65 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Microcyclops ceibaiensis</i>     | 0,65 | litoraneo | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Microcyclops finitimus</i>       | 0,70 | litoraneo | onivoro G | raptorial       | sexuada   |

|   |      |           |           |                 |           |
|---|------|-----------|-----------|-----------------|-----------|
| <i>Paracyclops prasinus</i>               | 0,60 | litoraneo | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Thermocyclops brehmi</i>               | 0,80 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Thermocyclops decipiens</i>            | 0,85 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Thermocyclops minutus</i>              | 0,60 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Thermocyclops tenuis</i>               | 0,80 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Tropocyclops prasinus</i>              | 0,50 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> | 0,50 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| Nauplios Cyclopoida                       | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| Copepoditos Cyclopoida                    | 0,50 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | sexuada   |
| copepoditos Harpacticoida                 | 0,44 | litoraneo | herbivoro | raspador        | sexuada   |
| náuplios Harpacticoida                    | 0,15 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro AP | sexuada   |
| <b>Rotifera</b>                           |      |           |           |                 |           |
| <i>Anuraeopsis navicula</i>               | 0,09 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Anuraeopsis sioli</i>                  | 0,09 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>                 | 0,01 | pelagico  | herbivoro | sugador         | assexuada |
| <i>Ascomorpha ovalis</i>                  | 0,09 | pelagico  | herbivoro | sugador         | assexuada |
| <i>Ascomorpha tundisii</i>                | 0,10 | pelagico  | herbivoro | sugador         | assexuada |
| <i>Asplanchna sieboldi</i>                | 0,50 | pelagico  | onivoro G | raptorial       | assexuada |
| <i>Beauchamphiella eudactyolata</i>       | 0,30 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus angularis</i>               | 0,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus bidentata</i>               | 0,14 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus calyciflorus</i>            | 0,24 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus caudatus</i>                | 0,14 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus dolabratus</i>              | 0,13 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus falcatus</i>                | 0,13 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus havanaensis</i>             | 0,13 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus mirus</i>                   | 0,11 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus quadridentatus</i>          | 0,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Brachionus zahniseri</i>               | 0,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Cephalodella sp.</i>                   | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Collotheca sp.</i>                     | 0,13 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Conochilus coenobasis</i>              | 0,09 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Conochilus natans</i>                  | 0,09 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Conochilus unicornis</i>               | 0,09 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Dicranophorus sp.</i>                  | 0,20 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i>            | 0,30 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Euchlanis dilatata</i>                 | 0,22 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Filinia longiseta</i>                  | 0,16 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Filinia opoliensis</i>                 | 0,16 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Filinia pejler</i>                     | 0,14 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Harringia rousselete</i>               | 0,35 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Habrotrocha sp.</i>                    | 0,14 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Hexarthra intermedia</i>               | 0,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Keratella americana</i>                | 0,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Keratella cochlearis</i>               | 0,10 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |
| <i>Keratella lenzi</i>                    | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C  | assexuada |

|  |      |           |           |                |           |
|--|------|-----------|-----------|----------------|-----------|
| <i>Keratella reducta</i>                           | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Keratella tropica</i>                           | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane bulla</i>                                | 0,11 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane cornuta</i>                              | 0,10 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane curvicornis</i>                          | 0,10 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane decipiens</i>                            | 0,10 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane depressa</i>                             | 0,12 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane elsa</i>                                 | 0,16 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane leontina</i>                             | 0,13 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane ludwigi</i>                              | 0,11 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane luna</i>                                 | 0,13 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane lunaris</i>                              | 0,12 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane monostyla</i>                            | 0,11 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane papuana</i>                              | 0,11 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Lecane proiecta</i>                             | 0,12 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Macrochaetus colinsi</i>                        | 0,09 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Mytilina bicarenata</i>                         | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Mytilina macrocera</i>                          | 0,15 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Monommata</i> sp.                               | 0,14 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Notomatta</i> sp.                               | 0,14 | pelagico  | onivoro G | sugador        | assexuada |
| <i>Phylodina</i> cf. <i>roseola</i>                | 0,18 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Platyias quadricornis</i>                       | 0,19 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Plationus patulus</i>                           | 0,14 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Plationus macracanthus</i>                      | 0,16 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Ploesoma truncatum</i>                          | 0,13 | litoraneo | onivoro G | sugador        | assexuada |
| <i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>             | 0,08 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Pompholyx complanata</i>                        | 0,08 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Ptygura libera</i>                              | 0,13 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Rotaria</i> cf. <i>netpunia</i>                 | 0,29 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Sinantherina semibullata</i>                    | 0,20 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Sinantherina</i> cf. <i>procera</i>             | 0,11 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Sinchaeta jollyae</i>                           | 0,17 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Synchaeta stylata</i>                           | 0,17 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Testudinella ahlstromi</i>                      | 0,25 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Testudinella mucronata</i> f. <i>hauerensis</i> | 0,24 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Testudinella ohlei</i>                          | 0,25 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Testudinella patina</i>                         | 0,24 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Trichocerca bicristata</i>                      | 0,26 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Trichocerca chattoni</i>                        | 0,29 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Trichocerca pusilla</i>                         | 0,09 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Trichocerca similis</i>                         | 0,15 | pelagico  | herbivoro | sugador        | assexuada |
| <i>Trichotria tetractis</i>                        | 0,18 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Trochosphaera aequatorialis</i>                 | 0,29 | pelagico  | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <i>Bdelloidea</i>                                  | 0,18 | litoraneo | herbivoro | suspensivoro C | assexuada |
| <b>Protozoários</b>                                |      |           |           |                |           |
| <i>Arcella brasiliensis</i>                        | 0,11 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes    | assexuada |

|                                  |      |           |           |             |           |
|----------------------------------|------|-----------|-----------|-------------|-----------|
| <i>Arcella costata</i>           | 0,11 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella dentata</i>           | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella discooides</i>        | 0,13 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella hemiphaerica</i>      | 0,09 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella megastoma</i>         | 0,25 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella mitrata</i>           | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella cf. rotundata</i>     | 0,09 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Arcella vulgaris</i>          | 0,13 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Centropix aculeata</i>        | 0,13 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Centropyxis ecornis</i>       | 0,25 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Centropyxis discooides</i>    | 0,25 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Centropyxis marsupiformes</i> | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Centropyxis minuta</i>        | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Cyclopyxis impressa</i>       | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Cyphoderia ampulla</i>        | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia achlora</i>        | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia acuminata</i>      | 0,25 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia corona</i>         | 0,20 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia cylindrus</i>      | 0,20 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia distenda</i>       | 0,18 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia kempnyi</i>        | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia limnetica</i>      | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia lithophila</i>     | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia lobostoma</i>      | 0,12 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia oblonga</i>        | 0,20 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia penardi</i>        | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Diffflugia tuberculata</i>    | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Euglypha ciliata</i>          | 0,10 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Euglypha denticulata</i>      | 0,10 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Lesquereusia spiralis</i>     | 0,12 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Netzelia tuberculata</i>      | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Netzelia wailesi</i>          | 0,15 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Stentor sp.</i>               | 0,15 | litoraneo | onivoro P | ciliados    | assexuada |
| <i>Strombilidium sp.</i>         | 0,10 | litoraneo | onivoro P | ciliados    | assexuada |
| <i>Trinema lineare</i>           | 0,05 | litoraneo | onivoro P | pseudópodes | assexuada |
| <i>Vorticella sp.</i>            | 0,15 | litoraneo | onivoro P | ciliados    | assexuada |



**Tabela 57.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J'), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira durante o período de instalação 1 (outubro de 2009 a agosto de 2010).

| Ano          | Período hidrológico | Estações de amostragem | Riqueza | Diversidade de Shannon (H') | Equitabilidade de Pielou (J') | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|--------------|---------------------|------------------------|---------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Instalação 1 | Águas baixas        | M5                     | 8       | 1,82                        | 0,77                          | 0,33                         | 0,70                            |
|              |                     | M4                     | 9       | 1,48                        | 0,49                          | 0,23                         | 0,42                            |
|              |                     | M3                     | 7       | 0,58                        | 0,22                          | 0,05                         | 0,56                            |
|              |                     | M2                     | 8       | 0,99                        | 0,27                          | 0,13                         | 0,68                            |
|              |                     | M1                     | 6       | 1,12                        | 0,44                          | 0,35                         | 0,06                            |
|              |                     | J1                     | 3       | 0,35                        | 0,28                          | 0,02                         | 0,43                            |
|              |                     | J2                     | 6       | 0,92                        | 0,36                          | 0,04                         | 0,16                            |
|              |                     | J3                     | 11      | 1,46                        | 0,36                          | 0,19                         | 0,47                            |
|              | Enchente            | M5                     | 13      | 0,63                        | 0,13                          | 0,25                         | 0,00                            |
|              |                     | M4                     | 6       | 1,43                        | 0,60                          | 0,05                         | 0,35                            |
|              |                     | M3                     | 6       | 1,21                        | 0,48                          | 0,01                         | 0,02                            |
|              |                     | M2                     | 9       | 1,24                        | 0,31                          | 0,36                         | 0,10                            |
|              |                     | M1                     | 8       | 1,99                        | 0,92                          | 0,42                         | 0,12                            |
|              |                     | J1                     | 8       | 0,62                        | 0,21                          | 0,23                         | 0,38                            |
|              |                     | J2                     | 10      | 0,92                        | 0,21                          | 0,01                         | 0,00                            |
|              |                     | J3                     | 15      | 1,80                        | 0,34                          | 0,20                         | 0,72                            |
|              | Águas altas         | M5                     | 2       | 0,69                        | 1,00                          | 0,05                         | 0,08                            |
|              |                     | M4                     | 11      | 1,35                        | 0,32                          | 0,23                         | 0,45                            |
|              |                     | M3                     | 6       | 1,11                        | 0,51                          | 0,25                         | 0,26                            |
|              |                     | M2                     | 6       | 1,51                        | 0,65                          | 0,32                         | 0,35                            |
|              |                     | M1                     | 8       | 1,34                        | 0,43                          | 0,36                         | 0,31                            |
|              |                     | J1                     | 5       | 1,14                        | 0,52                          | 0,09                         | 0,23                            |
|              |                     | J2                     | 3       | 0,70                        | 0,67                          | 0,42                         | 1,00                            |
|              |                     | J3                     | 13      | 0,92                        | 0,18                          | 0,32                         | 0,39                            |
|              | Vazante             | M5                     | 8       | 1,02                        | 0,34                          | 0,18                         | 0,36                            |
|              |                     | M4                     | 8       | 1,31                        | 0,41                          | 0,33                         | 0,58                            |
|              |                     | M3                     | 8       | 1,12                        | 0,38                          | 0,34                         | 0,46                            |
|              |                     | M2                     | 6       | 1,01                        | 0,46                          | 0,22                         | 0,48                            |
|              |                     | M1                     | 5       | 0,79                        | 0,37                          | 0,25                         | 0,45                            |
|              |                     | J1                     | 5       | 1,28                        | 0,72                          | 0,34                         | 0,35                            |
|              |                     | J2                     | 5       | 0,43                        | 0,31                          | 0,32                         | 0,35                            |
|              |                     | J3                     | 12      | 1,42                        | 0,32                          | 0,34                         | 0,23                            |

**Tabela 58.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira durante o período de instalação 2 (setembro de 2010 a setembro de 2011).

| Ano          | Período hidrológico | Estações de amostragem | Riqueza | Diversidade de Shannon ( $H'$ ) | Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|--------------|---------------------|------------------------|---------|---------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Instalação 2 | Águas baixas        | M5                     | 3       | 0,17                            | 0,39                              | 0,13                         | 0,26                            |
|              |                     | M4                     | 9       | 0,77                            | 0,24                              | 0,36                         | 0,26                            |
|              |                     | M3                     | 11      | 1,59                            | 0,45                              | 0,43                         | 0,39                            |
|              |                     | M2                     | 16      | 1,95                            | 0,41                              | 0,25                         | 0,58                            |
|              |                     | M1                     | 21      | 2,19                            | 0,37                              | 0,00                         | 0,40                            |
|              |                     | J1                     | 10      | 1,41                            | 0,41                              | 0,43                         | 0,32                            |
|              |                     | J2                     | 7       | 0,78                            | 0,27                              | 0,22                         | 0,39                            |
|              |                     | J3                     | 11      | 1,47                            | 0,40                              | 0,36                         | 0,54                            |
|              | Enchente            | M5                     | 12      | 1,90                            | 0,56                              | 0,37                         | 0,77                            |
|              |                     | M4                     | 11      | 1,69                            | 0,49                              | 0,17                         | 0,05                            |
|              |                     | M3                     | 12      | 1,67                            | 0,38                              | 0,01                         | 0,35                            |
|              |                     | M2                     | 16      | 1,99                            | 0,41                              | 0,01                         | 0,04                            |
|              |                     | M1                     | 15      | 1,82                            | 0,34                              | 0,02                         | 0,08                            |
|              |                     | J1                     | 15      | 2,17                            | 0,58                              | 0,17                         | 0,37                            |
|              |                     | J2                     | 17      | 2,12                            | 0,44                              | 0,01                         | 0,15                            |
|              |                     | J3                     | 9       | 1,65                            | 0,47                              | 0,05                         | 0,50                            |
|              | Águas altas         | M5                     | 17      | 2,71                            | 0,24                              | 0,16                         | 0,22                            |
|              |                     | M4                     | 9       | 2,49                            | 0,35                              | 0,34                         | 0,53                            |
|              |                     | M3                     | 28      | 2,81                            | 0,34                              | 0,37                         | 0,58                            |
|              |                     | M2                     | 9       | 1,45                            | 0,24                              | 0,14                         | 0,55                            |
|              |                     | M1                     | 17      | 2,52                            | 0,38                              | 0,26                         | 0,04                            |
|              |                     | J1                     | 12      | 2,49                            | 0,45                              | 0,29                         | 0,19                            |
|              |                     | J2                     | 14      | 2,60                            | 0,49                              | 0,20                         | 0,36                            |
|              |                     | J3                     | 13      | 2,55                            | 0,47                              | 0,42                         | 0,32                            |
|              | Vazante             | M5                     | 8       | 0,98                            | 0,46                              | 0,23                         | 0,63                            |
|              |                     | M4                     | 10      | 1,45                            | 0,75                              | 0,38                         | 0,47                            |
|              |                     | M3                     | 13      | 1,64                            | 0,60                              | 0,42                         | 0,68                            |
|              |                     | M2                     | 13      | 1,30                            | 0,37                              | 0,06                         | 0,44                            |
|              |                     | M1                     | 10      | 1,53                            | 0,66                              | 0,09                         | 0,00                            |
|              |                     | J1                     | 10      | 1,70                            | 0,42                              | 0,10                         | 0,67                            |
|              |                     | J2                     | 10      | 1,85                            | 0,75                              | 0,01                         | 0,33                            |
|              |                     | J3                     | 22      | 2,47                            | 0,50                              | 0,17                         | 0,60                            |

**Tabela 59.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J'), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira durante o período de enchimento e estabilização (outubro de 2011 a setembro de 2012).

| Ano                        | Período hidrológico | Estações de amostragem | Riqueza | Diversidade de Shannon (H') | Equitabilidade de Pielou (J') | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|----------------------------|---------------------|------------------------|---------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Enchimento e Estabilização | Águas baixas        | M5                     | 10      | 2,71                        | 0,24                          | 0,41                         | 0,49                            |
|                            |                     | M4                     | 7       | 2,49                        | 0,35                          | 0,03                         | 0,20                            |
|                            |                     | M3                     | 12      | 2,81                        | 0,34                          | 0,33                         | 0,47                            |
|                            |                     | M2                     | 12      | 1,45                        | 0,24                          | 0,14                         | 0,45                            |
|                            |                     | M1                     | 14      | 2,52                        | 0,38                          | 0,24                         | 0,44                            |
|                            |                     | J1                     | 6       | 2,49                        | 0,45                          | 0,20                         | 0,63                            |
|                            |                     | J2                     | 6       | 2,60                        | 0,49                          | 0,30                         | 0,36                            |
|                            |                     | J3                     | 3       | 2,55                        | 0,47                          | 0,24                         | 0,21                            |
|                            | Enchente            | M5                     | 7       | 0,98                        | 0,46                          | 0,12                         | 0,00                            |
|                            |                     | M4                     | 5       | 1,45                        | 0,75                          | 0,29                         | 0,21                            |
|                            |                     | M3                     | 17      | 1,64                        | 0,60                          | 0,41                         | 0,40                            |
|                            |                     | M2                     | 8       | 1,30                        | 0,37                          | 0,26                         | 0,35                            |
|                            |                     | M1                     | 17      | 1,53                        | 0,66                          | 0,31                         | 0,44                            |
|                            |                     | J1                     | 3       | 1,70                        | 0,42                          | 0,22                         | 0,55                            |
|                            |                     | J2                     | 5       | 1,85                        | 0,75                          | 0,37                         | 0,36                            |
|                            |                     | J3                     | 8       | 2,47                        | 0,50                          | 0,25                         | 0,56                            |
|                            | Águas altas         | M5                     | 4       | 0,92                        | 0,63                          | 0,18                         | 0,44                            |
|                            |                     | M4                     | 14      | 2,08                        | 0,57                          | 0,26                         | 0,37                            |
|                            |                     | M3                     | 16      | 2,21                        | 0,48                          | 0,33                         | 0,19                            |
|                            |                     | M2                     | 17      | 2,32                        | 0,60                          | 0,27                         | 0,36                            |
|                            |                     | M1                     | 23      | 2,45                        | 0,46                          | 0,06                         | 0,06                            |
|                            |                     | J1                     | 17      | 1,16                        | 0,18                          | 0,25                         | 0,33                            |
|                            |                     | J2                     | 12      | 1,85                        | 0,45                          | 0,01                         | 0,00                            |
|                            |                     | J3                     | 17      | 2,07                        | 0,42                          | 0,18                         | 0,42                            |
|                            | Vazante             | M5                     | 9       | 1,64                        | 0,75                          | 0,25                         | 0,15                            |
|                            |                     | M4                     | 5       | 0,85                        | 0,53                          | 0,36                         | 0,45                            |
|                            |                     | M3                     | 10      | 1,66                        | 0,72                          | 0,16                         | 0,33                            |
|                            |                     | M2                     | 10      | 1,29                        | 0,56                          | 0,33                         | 0,30                            |
|                            |                     | M1                     | 8       | 1,41                        | 0,68                          | 0,28                         | 0,51                            |
|                            |                     | J1                     | 8       | 1,65                        | 0,75                          | 0,19                         | 0,40                            |
|                            |                     | J2                     | 7       | 1,52                        | 0,69                          | 0,38                         | 0,23                            |
|                            |                     | J3                     | 7       | 1,52                        | 0,78                          | 0,16                         | 0,54                            |

**Tabela 60.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J'), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada no rio Madeira durante o período de operação (outubro de 2012 a julho de 2013).

| Ano      | Período hidrológico | Estações de amostragem | Riqueza | Diversidade de Shannon (H') | Equitabilidade de Pielou (J') | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|----------|---------------------|------------------------|---------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Operação | Águas baixas        | M5                     | 10      | 1,49                        | 0,44                          | 0,23                         | 0,65                            |
|          |                     | M4                     | 6       | 1,17                        | 0,54                          | 0,13                         | 0,61                            |
|          |                     | M3                     | 6       | 1,07                        | 0,49                          | 0,29                         | 0,34                            |
|          |                     | M2                     | 7       | 1,50                        | 0,64                          | 0,33                         | 0,38                            |
|          |                     | M1                     | 5       | 1,31                        | 0,74                          | 0,26                         | 0,35                            |
|          |                     | J1                     | 8       | 1,42                        | 0,46                          | 0,12                         | 0,00                            |
|          |                     | J2                     | 3       | 0,66                        | 0,65                          | 0,25                         | 0,29                            |
|          |                     | J3                     | 14      | 1,91                        | 0,40                          | 0,29                         | 0,77                            |
|          | Enchente            | M5                     | 14      | 2,04                        | 0,75                          | 0,03                         | 0,22                            |
|          |                     | M4                     | 11      | 2,11                        | 0,88                          | 0,12                         | 0,54                            |
|          |                     | M3                     | 8       | 1,58                        | 0,76                          | 0,24                         | 0,46                            |
|          |                     | M2                     | 10      | 1,56                        | 0,68                          | 0,20                         | 0,31                            |
|          |                     | M1                     | 11      | 1,85                        | 0,70                          | 0,39                         | 0,20                            |
|          |                     | J1                     | 13      | 2,21                        | 0,86                          | 0,37                         | 0,73                            |
|          |                     | J2                     | 11      | 2,02                        | 0,81                          | 0,41                         | 0,22                            |
|          |                     | J3                     | 11      | 1,49                        | 0,60                          | 0,03                         | 0,12                            |
|          | Águas altas         | M5                     | 13      | 1,90                        | 0,48                          | 0,17                         | 0,38                            |
|          |                     | M4                     | 13      | 2,16                        | 0,54                          | 0,28                         | 0,23                            |
|          |                     | M3                     | 7       | 0,67                        | 0,24                          | 0,22                         | 0,21                            |
|          |                     | M2                     | 10      | 1,58                        | 0,49                          | 0,04                         | 0,32                            |
|          |                     | M1                     | 11      | 1,78                        | 0,49                          | 0,25                         | 0,44                            |
|          |                     | J1                     | 11      | 1,68                        | 0,49                          | 0,21                         | 0,37                            |
|          |                     | J2                     | 10      | 1,94                        | 0,58                          | 0,33                         | 0,26                            |
|          |                     | J3                     | 14      | 1,65                        | 0,37                          | 0,32                         | 0,59                            |
|          | Vazante             | M5                     | 7       | 1,22                        | 0,63                          | 0,32                         | 0,29                            |
|          |                     | M4                     | 5       | 0,37                        | 0,23                          | 0,11                         | 0,54                            |
|          |                     | M3                     | 8       | 1,63                        | 0,74                          | 0,34                         | 0,47                            |
|          |                     | M2                     | 7       | 1,36                        | 0,62                          | 0,21                         | 0,55                            |
|          |                     | M1                     | 8       | 1,55                        | 0,70                          | 0,20                         | 0,40                            |
|          |                     | J1                     | 9       | 1,65                        | 0,72                          | 0,29                         | 0,38                            |
|          |                     | J2                     | 9       | 1,80                        | 0,75                          | 0,37                         | 0,51                            |
|          |                     | J3                     | 5       | 0,55                        | 0,34                          | 0,14                         | 0,36                            |

**Tabela 61.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J'), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada nos rios Caripuna (CAR) e Jaci-Parana (JAC) durante todo o período de amostragem (outubro de 2009 a julho de 2013) (INS1 – instalação 1; INS2 – instalação 2; EnEs – Enchimento e Estabilização; OP – Operação).

|     | Ano   | Período hidrológico | Riqueza | Diversidade de Shannon (H') | Equitabilidade de Pielou (J') | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|-----|-------|---------------------|---------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| CAR | INS 1 | Águas baixas        | 3       | 0,62                        | 0,93                          | 0,23                         | 0,09                            |
|     |       | Enchente            | 11      | 1,88                        | 0,59                          | 0,31                         | 0,17                            |
|     |       | Águas altas         | 10      | 1,42                        | 0,41                          | 0,25                         | 0,36                            |
|     |       | Vazante             | 7       | 1,19                        | 0,66                          | 0,13                         | 0,35                            |
|     | INS 2 | Águas baixas        | 4       | 1,05                        | 0,41                          | 0,00                         | 0,01                            |
|     |       | Enchente            | 10      | 1,79                        | 0,60                          | 0,21                         | 0,32                            |
|     |       | Águas altas         | 13      | 1,68                        | 0,41                          | 0,14                         | 0,57                            |
|     |       | Vazante             | 8       | 1,69                        | 0,68                          | 0,00                         | 0,33                            |
|     | EnEs  | Águas baixas        | 13      | 2,06                        | 0,80                          | 0,12                         | 0,22                            |
|     |       | Enchente            | 17      | 2,13                        | 0,47                          | 0,39                         | 0,27                            |
|     |       | Águas altas         | 7       | 0,90                        | 0,35                          | 0,13                         | 0,45                            |
|     |       | Vazante             | 17      | 2,09                        | 0,45                          | 0,26                         | 0,29                            |
|     | OP    | Águas baixas        | 9       | 1,70                        | 0,80                          | 0,08                         | 0,33                            |
|     |       | Enchente            | 21      | 2,45                        | 0,80                          | 0,35                         | 0,43                            |
|     |       | Águas altas         | 15      | 1,84                        | 0,66                          | 0,24                         | 0,51                            |
|     |       | Vazante             | 17      | 2,22                        | 0,75                          | 0,30                         | 0,29                            |
| JAC | INS 1 | Águas baixas        | 11      | 1,42                        | 0,32                          | 0,31                         | 0,24                            |
|     |       | Enchente            | 11      | 1,35                        | 0,35                          | 0,01                         | 0,43                            |
|     |       | Águas altas         | 16      | 1,58                        | 0,29                          | 0,29                         | 0,45                            |
|     |       | Vazante             | 15      | 1,49                        | 0,32                          | 0,31                         | 0,30                            |
|     | INS 2 | Águas baixas        | 20      | 2,29                        | 0,29                          | 0,27                         | 0,08                            |
|     |       | Enchente            | 17      | 2,26                        | 0,53                          | 0,31                         | 0,20                            |
|     |       | Águas altas         | 21      | 1,91                        | 0,32                          | 0,28                         | 0,39                            |
|     |       | Vazante             | 20      | 2,20                        | 0,45                          | 0,31                         | 0,16                            |
|     | EnEs  | Águas baixas        | 6       | 1,94                        | 0,76                          | 0,22                         | 0,41                            |
|     |       | Enchente            | 15      | 1,47                        | 0,27                          | 0,34                         | 0,43                            |
|     |       | Águas altas         | 6       | 0,98                        | 0,44                          | 0,11                         | 0,08                            |
|     |       | Vazante             | 19      | 2,28                        | 0,49                          | 0,36                         | 0,29                            |
|     | OP    | Águas baixas        | 24      | 2,50                        | 0,80                          | 0,31                         | 0,15                            |
|     |       | Enchente            | 28      | 2,54                        | 0,76                          | 0,27                         | 0,50                            |
|     |       | Águas altas         | 16      | 1,96                        | 0,69                          | 0,28                         | 0,49                            |
|     |       | Vazante             | 10      | 1,70                        | 0,71                          | 0,36                         | 0,45                            |

**Tabela 62.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada nos rios Caracol (CRC) e Jatuarana (JAC) durante todo o período de amostragem (outubro de 2009 a julho de 2013) (INS1 – instalação 1; INS2 – instalação 2; EnEs – Enchimento e Estabilização; OP – Operação).

|     | Ano   | Período hidrológico | Riqueza | Diversidade de Shannon ( $H'$ ) | Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|-----|-------|---------------------|---------|---------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| CRC | INS 1 | Águas baixas        | 9       | 1,47                            | 0,48                              | 0,23                         | 0,16                            |
|     |       | Enchente            | 19      | 2,07                            | 0,38                              | 0,35                         | 0,40                            |
|     |       | Águas altas         | 23      | 1,51                            | 0,19                              | 0,18                         | 0,38                            |
|     |       | Vazante             | 5       | 1,02                            | 0,55                              | 0,00                         | 0,20                            |
|     | INS 2 | Águas baixas        | 13      | 1,49                            | 0,19                              | 0,00                         | 0,04                            |
|     |       | Enchente            | 18      | 1,86                            | 0,36                              | 0,17                         | 0,29                            |
|     |       | Águas altas         | 18      | 1,86                            | 0,36                              | 0,35                         | 0,36                            |
|     |       | Vazante             | 14      | 1,87                            | 0,47                              | 0,18                         | 0,45                            |
|     | EnEs  | Águas baixas        | 13      | 2,34                            | 0,91                              | 0,23                         | 0,48                            |
|     |       | Enchente            | 25      | 1,99                            | 0,28                              | 0,42                         | 0,28                            |
|     |       | Águas altas         | 10      | 1,12                            | 0,31                              | 0,13                         | 0,23                            |
|     |       | Vazante             | 30      | 2,68                            | 0,45                              | 0,32                         | 0,36                            |
|     | OP    | Águas baixas        | 20      | 2,10                            | 0,70                              | 0,21                         | 0,22                            |
|     |       | Enchente            | 15      | 2,43                            | 0,90                              | 0,29                         | 0,49                            |
|     |       | Águas altas         | 13      | 1,99                            | 0,73                              | 0,39                         | 0,64                            |
|     |       | Vazante             | 16      | 2,08                            | 0,72                              | 0,27                         | 0,53                            |
| JAT | INS 1 | Águas baixas        | 6       | 1,35                            | 0,64                              | 0,00                         | 0,00                            |
|     |       | Enchente            | 22      | 2,32                            | 0,43                              | 0,23                         | 0,24                            |
|     |       | Águas altas         | 25      | 0,88                            | 0,09                              | 0,13                         | 0,41                            |
|     |       | Vazante             | 4       | 0,95                            | 0,65                              | 0,00                         | 0,00                            |
|     | INS 2 | Águas baixas        | 7       | 1,03                            | 0,09                              | 0,21                         | 0,44                            |
|     |       | Enchente            | 21      | 1,60                            | 0,22                              | 0,19                         | 0,40                            |
|     |       | Águas altas         | 31      | 2,15                            | 0,28                              | 0,27                         | 0,29                            |
|     |       | Vazante             | 6       | 0,85                            | 0,39                              | 0,02                         | 0,18                            |
|     | EnEs  | Águas baixas        | 18      | 2,46                            | 0,87                              | 0,28                         | 0,31                            |
|     |       | Enchente            | 10      | 1,35                            | 0,35                              | 0,34                         | 0,17                            |
|     |       | Águas altas         | 20      | 2,17                            | 0,38                              | 0,30                         | 0,29                            |
|     |       | Vazante             | 15      | 1,16                            | 0,17                              | 0,17                         | 0,42                            |
|     | OP    | Águas baixas        | 16      | 2,10                            | 0,70                              | 0,26                         | 0,43                            |
|     |       | Enchente            | 22      | 2,18                            | 0,71                              | 0,28                         | 0,56                            |
|     |       | Águas altas         | 13      | 1,72                            | 0,60                              | 0,32                         | 0,47                            |
|     |       | Vazante             | 21      | 2,24                            | 0,70                              | 0,13                         | 0,29                            |

**Tabela 63.** Índices de Riqueza, Diversidade de Shannon ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), Diversidade funcional (FDis) e Equitabilidade funcional (FEev) calculados para a comunidade zooplancônica amostrada nos rios Belmont (BEL) e Jamari (JAM) durante todo o período de amostragem (outubro de 2009 a julho de 2013) (INS1 – instalação 1; INS2 – instalação 2; EnEs – Enchimento e Estabilização; OP – Operação).

|     | Ano   | Período hidrológico | Riqueza | Diversidade de Shannon ( $H'$ ) | Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) | Diversidade funcional (FDis) | Equitabilidade funcional (FEev) |
|-----|-------|---------------------|---------|---------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| BEL | INS 1 | Águas baixas        | 9       | 1,25                            | 0,39                              | 0,30                         | 0,31                            |
|     |       | Enchente            | 17      | 0,56                            | 0,09                              | 0,08                         | 0,38                            |
|     |       | Águas altas         | 23      | 1,90                            | 0,24                              | 0,31                         | 0,31                            |
|     |       | Vazante             | 9       | 1,06                            | 0,32                              | 0,00                         | 0,40                            |
|     | INS 2 | Águas baixas        | 9       | 1,54                            | 0,24                              | 0,01                         | 0,03                            |
|     |       | Enchente            | 26      | 2,56                            | 0,46                              | 0,33                         | 0,33                            |
|     |       | Águas altas         | 16      | 1,37                            | 0,25                              | 0,20                         | 0,40                            |
|     |       | Vazante             | -       | -                               | -                                 | -                            | -                               |
|     | EnEs  | Águas baixas        | 11      | 1,52                            | 0,63                              | 0,07                         | 0,05                            |
|     |       | Enchente            | -       | -                               | -                                 | -                            | -                               |
|     |       | Águas altas         | 15      | 1,29                            | 0,20                              | 0,19                         | 0,24                            |
|     |       | Vazante             | 13      | 2,22                            | 0,61                              | 0,34                         | 0,40                            |
|     | OP    | Águas baixas        | 12      | 1,40                            | 0,60                              | 0,06                         | 0,34                            |
|     |       | Enchente            | 15      | 1,90                            | 0,70                              | 0,31                         | 0,52                            |
|     |       | Águas altas         | 15      | 2,14                            | 0,73                              | 0,31                         | 0,55                            |
|     |       | Vazante             | 12      | 2,14                            | 0,79                              | 0,34                         | 0,42                            |
| JAM | INS 1 | Águas baixas        | 18      | 2,49                            | 0,57                              | 0,37                         | 0,76                            |
|     |       | Enchente            | 27      | 2,05                            | 0,25                              | 0,40                         | 0,39                            |
|     |       | Águas altas         | 28      | 2,30                            | 0,31                              | 0,32                         | 0,27                            |
|     |       | Vazante             | 19      | 1,67                            | 0,30                              | 0,37                         | 0,57                            |
|     | INS 2 | Águas baixas        | 18      | 2,38                            | 0,31                              | 0,40                         | 0,60                            |
|     |       | Enchente            | 14      | 2,34                            | 0,69                              | 0,30                         | 0,70                            |
|     |       | Águas altas         | 11      | 1,73                            | 0,51                              | 0,23                         | 0,52                            |
|     |       | Vazante             | 24      | 2,52                            | 0,52                              | 0,32                         | 0,39                            |
|     | EnEs  | Águas baixas        | 16      | 1,94                            | 0,72                              | 0,30                         | 0,39                            |
|     |       | Enchente            | -       | -                               | -                                 | -                            | -                               |
|     |       | Águas altas         | 9       | 1,73                            | 0,51                              | 0,21                         | 0,11                            |
|     |       | Vazante             | 11      | 2,20                            | 0,65                              | 0,32                         | 0,62                            |
|     | OP    | Águas baixas        | 25      | 2,40                            | 0,70                              | 0,31                         | 0,47                            |
|     |       | Enchente            | 19      | 2,15                            | 0,73                              | 0,26                         | 0,42                            |
|     |       | Águas altas         | 15      | 2,06                            | 0,73                              | 0,35                         | 0,63                            |
|     |       | Vazante             | 9       | 1,78                            | 0,77                              | 0,42                         | 0,71                            |