



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA PÓS - GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA APLICADA AO MANEJO E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS
NATURAIS**

Iollanda Ivanov Pereira Josué

**ZOOPLÂNCTON COMO INDICADOR DA RESTAURAÇÃO DE
AMBIENTE AQUÁTICO IMPACTADO PELA ATIVIDADE DE
MINERAÇÃO: É POSSÍVEL RECUPERAR A DIVERSIDADE DE
FUNÇÕES.**

Juiz de Fora,
2017

IOLLANDA IVANOV PEREIRA JOSUÉ

**ZOOPLÂNCTON COMO INDICADOR DA RESTAURAÇÃO DE
AMBIENTE AQUÁTICO IMPACTADO PELA ATIVIDADE DE
MINERAÇÃO: É POSSÍVEL RECUPERAR A DIVERSIDADE DE
FUNÇÕES.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Coorientador: Prof. Dr. Fabio Roland

Juiz de Fora - Minas Gerais
Fevereiro de 2017

Ivanov Pereira Josué, Iollanda.

Zooplâncton como indicador da restauração de ambiente aquático impactado pela atividade de mineração: é possível recuperar a diversidade de funções / Iollanda Ivanov Pereira Josué. - 2017. 92 p.

Orientador: Reinaldo Bozelli

Coorientador: Fabio Roland

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós Graduação em Ecologia, 2017.

1. zooplâncton. 2. diversidade funcional. 3. restauração. I. Bozelli, Reinaldo , orient. II. Roland, Fabio, coorient. III. Título.

“O meu maior desejo sempre foi o de aumentar a
noite para a conseguir encher de sonhos”

— Virginia Woolf

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Luciana e Sebastião, e minha irmã Marina, pela cumplicidade, pelo vibrar em cada pequeno passo meu, e pelo apoio incondicional. Obrigada por não medirem esforços para que eu chegasse onde estou. Obrigada pela simplicidade, carinho e exemplo, fundamentais na construção do meu caráter.

Agradeço ao meu orientador, Reinaldo Bozelli por ter me acolhido com muita confiança nesse período do mestrado, e por ser um grande incentivador. Sou muito grata pela oportunidade de trabalhar ao seu lado. Seu trabalho e dedicação aos alunos servem de exemplo do que é ser verdadeiramente um professor.

Ao Prof. Dr. Fabio Roland pela nossa parceria e pelas valiosas contribuições para a minha formação como aluna, pesquisadora e pessoa. Seu apoio foi muito importante para mim.

A Dr^a. Simone Cardoso por ter me acompanhado nesses anos desde a graduação, compartilhando conhecimento com imensa didática, dedicação e ternura. Obrigada por acreditar em mim, e com isso me levar a crescer sempre mais. E principalmente, obrigada pelas suas contribuições para esta dissertação.

Ao Prof. Dr. Nathan Barros por estar sempre disposto a me ouvir e esclarecer minhas dúvidas. Sua empolgação, apoio e incentivo foram gestos muito importantes na fase de seleção do mestrado, e também do doutorado.

Ao Werner, meu agradecimento mais que especial. Obrigada por tornar os dias de ansiedade mais leves... Sua presença em todos os momentos, somada a longos conselhos e muito carinho foram essenciais para a conclusão de mais essa etapa.

Aos meus queridos amigos do Laboratório de Ecologia Aquática, em especial Gabi, Nath, Gui, e Gladson, que fizeram com que esse período fosse tão feliz e construtivo. Obrigada por alegrarem meus dias, e também, por ser um grande exemplo pra mim.

À Rayanne e Elder, amigos da Ecologia Aquática da UFRJ, pela companhia e ajuda, nas coletas do lago Batata e ao longo de todo esse período do mestrado. A contribuição de vocês foi muito importante para mim.

Agradeço a Dr^a. Adriana de Melo Rocha e ao Prof. Dr. André Megali Amado por gentilmente terem aceitado compor a banca de avaliação e contribuir com suas críticas e sugestões a este trabalho. Obrigada também ao Prof. Jayme Santangelo e Prof. Dr. Roberto Junio por aceitarem participar como suplentes.

RESUMO

A ecologia funcional tem sido amplamente utilizada como ferramenta na avaliação e recuperação de ecossistemas degradados, pois fornece informações a respeito das ligações entre características das espécies e funções e serviços do ecossistema. Esta abordagem, entretanto, ainda é pouco compreendida para as comunidades planctônicas. Em sistemas aquáticos degradados, o estudo da diversidade funcional planctônica pode fornecer informações importantes sobre suas funções ecossistêmicas como fluxo de energia e matéria e embasar estratégias de restabelecimento das características funcionais dessa comunidade. Este estudo comparou a eficiência, de processos induzidos a processos naturais de restauração ecológica, em restabelecer a composição e diversidade funcional zooplanctônica. Amostras da comunidade zooplanctônica e variáveis limnológicas foram coletadas em março de 2015, no Lago Batata, (Oriximiná - PA), um lago amazônico impactado pela atividade de mineração. A diversidade taxonômica, bem como a diversidade funcional de espécies zooplanctônicas foram avaliadas em seis pontos amostrais: 1) Área pelágica natural; 2) Área de igapó natural; 3) Área pelágica impactada; 4) Área de igapó plantio; 5) Área de bancos de arroz; 6) Área de igapó regeneração natural. Foram estimadas a diversidade taxonômica e funcional zooplanctônica para os pontos das diferentes áreas amostradas. Assim, a composição, taxonômica e funcional, zooplanctônica de cada área, foi avaliada e comparada. Ainda, os padrões de diversidade zooplanctônica foram relacionados às variáveis limnológicas, por uma análise de correspondência canônica (CCA). Foi avaliada a relação entre o impacto do rejeito de bauxita e a composição de atributos funcionais de cada área. O estudo observou que o processo induzido

de restauração do Lago Batata teve um importante papel no reestabelecimento da composição e diversidade de funções zooplanctônicas. Além disso, a colonização natural dos bancos de arroz desempenhou um papel importante, auxiliando a restauração das condições físicas do lago e a reestabelecimento da composição e diversidade de funções da comunidade zooplanctônica. Estes resultados complementam estudos anteriores na região, que até o presente momento abordaram apenas as características estruturais, contribuindo com conhecimento acerca da restauração do papel da comunidade zooplanctônica no funcionamento do ecossistema.

ABSTRACT

Functional ecology appears as a tool to assessing the recovery of ecological functions in degraded ecosystems, because it provides links related the species characteristics, ecosystem functions and services. However, this approach is poorly understood for zooplankton communities. In degraded aquatic systems, the study of zooplankton functional diversity provides important information about restoring the community functional characteristics which has great importance in ecosystem processes, such as energy and matter flow. Here we compared the efficiency of natural and induced restoration processes in restoring the zooplankton functional composition and diversity. We sampled zooplankton and limnological variables in March 2015 in Batata Lake (Oriximiná - PA), an Amazonian lake that was impacted by mining activity. We evaluated zooplankton taxonomic diversity, as well the functional diversity in six sample points from the six areas: 1) Natural pelagic area; 2) Natural igapó area; 3) Impacted pelagic area; 4) Igapó planting area; 5) Rice banks area; 6) Igapó natural restoration area. We estimate zooplankton taxonomic and functional diversity for each area. The zooplankton taxonomic and functional diversity were evaluated and compared. Zooplankton diversity patterns were related to limnological variables, by a canonical correspondence analysis (CCA). The relationship between bauxite tailings impact and functional attributes composition of each area was evaluated. We found that induced restoration process in Batata Lake had an important role in reestablishing the functional composition and diversity of zooplankton. In addition, the natural colonization of rice banks area played an active role supporting the restoration of the lake physical conditions and to restore the functional composition and

diversity of zooplankton. These results complement previous studies in this particular lake, which until the present moment were based only on structural characteristics, contributing with the knowledge about the restoration of zooplankton role in the ecosystem functioning.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	16
2. ÁREA DE ESTUDO.....	23
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.1. Variáveis limnológicas.....	29
3.2. Avaliação taxonômica da comunidade zooplanctônica.....	30
3.3. Avaliação funcional da comunidade zooplanctônica.....	31
3.4. Análise de dados.....	32
4. RESULTADOS.....	34
4.1. Caracterização limnológica das áreas de estudo.....	34
4.2. Diversidade taxonômica da comunidade zooplanctônica.....	36
4.3. Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica.....	41
4.4. Relação entre a diversidade taxonômica e funcional zooplanctônica nas diferentes áreas do Lago Batata.....	44
4.5. Relação entre as diversidades taxonômica e funcional e os fatores direcionadores locais.....	46
5. DISCUSSÃO.....	50
5.1. Comunidade zooplanctônica: estrutura e diversidade.....	50
5.2. Diversidade funcional zooplanctônica.....	52
5.3. Comunidade zooplanctônica e as categorias de especificidade de habitat.....	54
6. CONCLUSÃO.....	58
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58
8. ANEXOS.....	67

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I - Valores médios das variáveis limnológicas das diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.....	35
Tabela II - Regressão entre os valores de turbidez e os valores de CWM de cada atributo funcional zooplanctônico para os diferentes pontos amostrados no Lago Batata em março de 2015.....	49

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO I - Correlogramas gerados entre os coeficientes <i>I</i> de Moran calculados e as classes de distância.....	68
ANEXO II - Lista de espécies da comunidade zooplanctônica amostradas nas diferentes áreas do Lago Batata em março de 2015 e suas respectivas densidades (Ind./m ³).....	69
ANEXO III - Lista de espécies da comunidade zooplanctônica amostradas nas diferentes áreas do Lago Batata em março de 2015, e seus respectivos atributos funcionais.....	81
ANEXO IV: Valores médios dos índices de diversidade funcional zooplanctônica nas diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. FRic representa a Riqueza funcional; FEve representa a Equitabilidade funcional; FDiv representa a Divergência funcional e FDis repesena a Dispersão funcional	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - (A) Localização geográfica do Lago Batata (município de Oriximiná, PA). E (B) Localização dos pontos amostrais nas diferentes áreas do Lago, com base nos dados do IBGE.....26

Figura 2 - Imagem do Lago Batata no período do impacto pela lavagem de bauxita, entre 1979 e 1989. Fonte: Gazeta de Santarém < <http://www.gazetadesantarem.com.br/>>28

Figura 3 - Imagens do Lago Batata em março de 2015. Em (A) área de igapó natural; em (B) área de igapó plantio; (C) área de bancos de arroz (*Oryza glumaepatula*); (D) área de igapó regeneração natural.....29

Figura 4 - Densidade média relativa dos principais grupos da comunidade zooplanctônica, amostrados nas diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015. Em que: Ig. não imp. representa a área de igapó não impactada pelo rejeito; Igapó reg. nat. representa a área de regeneração natural da vegetação de igapó; Ig. plantio representa a área de recuperação induzida da vegetação de igapó; Arroz representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; Pel. não imp. Representa a área pelágica não impactada e Pel. imp. representa a área pelágica impactada pelo rejeito.....39

Figura 5 - Densidade relativa dos principais grupos da comunidade zooplanctônica dos pontos amostrais das diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.....40

Figura 6 - Riqueza de espécies zooplanctônicas amostradas nas diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.....41

Figura 7 - Riqueza de espécies entre os principais grupos da comunidade zooplanctônica, amostrados nas diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.....42

Figura 8 - Análise de componentes principais (PCA) com os valores de CWM de cada atributo funcional da comunidade zooplanctônica no Lago Batata em março de 2015. Os vetores em vermelho representam os atributos funcionais. De P1 a P36 representam os pontos amostrais nas diferentes áreas, em que: verde representa área de igapó não impactada; marrom representa a área de igapó regeneração natural; roxo representa a área de igapó plantio; laranja representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; cinza representa a área pelágica não impactada e azul, a área pelágica impactada.....44

Figura 9 - Boxplot dos escores do eixo PC1 da análise de PCA com os valores de CWM de cada atributo funcional da comunidade zooplanctônica para diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. Em que: Arroz representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; Igapó não impactado representa a área de igapó não impactada pelo rejeito; Igapó plantio representa a área de recuperação induzida da vegetação de igapó; Igapó reg. natural representa a área de regeneração natural da vegetação de igapó.....44

Figura 10 - Boxplots da variação dos índices de diversidade funcional da comunidade zooplanctônica entre as áreas do Lago Batata em março de 2015. FRic representa a Riqueza funcional; FEve representa a Equitabilidade funcional; FDiv representa a Divergência funcional e FDis representa a Dispersão funcional. Símbolos diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$, ANOVA Two-way com teste de Tukey a posteriori).....45

Figura 11 - Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), baseada na composição de espécies (A) e de atributos funcionais (B) da comunidade zooplanctônica das diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. Verde representa área de igapó não impactada; marrom representa a área de igapó regeneração natural; roxo representa a área de igapó plantio; laranja representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; cinza representa a área pelágica não impactada, e azul, a área pelágica impactada.....47

Figura 12 - Boxplot com os resultados das análises de similaridade (ANOSIM) baseadas na composição de espécies zooplanctônicas (A) e seus atributos funcionais (B) das diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. Arroz representa área de regeneração natural dos bancos de arroz; não_imp representa a área de igapó não impactada; Plantio representa a área de igapó plantio; Reg_nat representa a área de igapó regeneração natural; Pel_imp representa a área pelágica impactada, e Pel_não_imp representa a área pelágica não impactada.....48

Figura 13 - Triplot da análise de correspondência canônica (CCA) entre A) espécies, pontos amostrais e variáveis limnológicas; B) composição funcional (CWM), pontos amostrais e variáveis limnológicas mensurados no Lago Batata em março de 2015. Em que: as variáveis limnológicas são representadas em azul, as espécies e o CWM dos atributos funcionais em vermelho e os pontos amostrais em preto. Nomes de espécies e atributos funcionais encontram-se abreviados, o significado das abreviaturas encontram-se nos anexos II e III. Prof: profundidade; Turb: turbidez; O2: oxigênio dissolvido; Temp: temperatura da água; pH: pH da água; Chla: clorofila-a; Cond: condutividade; Zeu: zona eufótica.....50

1. INTRODUÇÃO

A diversidade de espécies é um tema amplamente discutido e estudado, como forma de melhor compreender os padrões de distribuição e abundância dos organismos, muitas vezes baseadas na história geográfica e evolutiva (MacArthur & Levins, 1967; Gaston, 2000; Townsend *et al.*, 2006). O conceito de diversidade, entretanto, não possui uma definição consistente (Ricotta, 2005). Em resumo, esta abordagem pode expressar o número de espécies em função da área – densidade de espécies –, o número de espécies em relação ao número de indivíduos amostrados – riqueza de espécies –, ou ainda a contribuição de cada espécie, ponderada por sua abundância relativa – baseada em índices de diversidade (Magurran, 2004; Ricotta, 2005). As medidas de diversidade de espécies não consideram os diferentes papéis ecológicos desempenhados pelos organismos, assumindo que todas as espécies são igualmente importantes na manutenção dos processos da comunidade (Magurran, 2004).

A diversidade funcional, em contrapartida, tem atraído considerável interesse como consequência do corrente debate sobre funcionamento ecossistêmico (Chapin III *et al.*, 2000; Loreau *et al.*, 2001). Esta abordagem avalia o modo como a diversidade direciona os processos que ocorrem nas comunidades, possibilitando, então, a predição das consequências de alterações na composição e estrutura desta comunidade no funcionamento do ecossistema (Hooper *et al.*, 2005; Hillebrand & Matthiessen, 2009). Isto porque esta abordagem se baseia no pressuposto de que as variações nos papéis funcionais das espécies refletem alterações no funcionamento do ecossistema, o que não pode ser avaliado apenas por análises de diversidade de espécies (Loreau *et al.*, 2001; Díaz & Cabido, 2001; Mouchet *et al.*, 2010). Tilman (2001) define a diversidade funcional como "o valor e a gama de espécies e suas características que influenciam o

funcionamento do ecossistema". Estas características, também chamadas de atributos, representam os papéis funcionais dos organismos, e podem incluir características morfológicas, comportamentais e ecofisiológicas (Díaz & Cabido, 2001). Os atributos funcionais podem estar relacionados às estratégias de vida dos organismos como resposta às interações ou condições ambientais (Violle *et al.*, 2007) sendo considerados “atributos de resposta”. Podem, também, estar relacionados à contribuição dos organismos para os processos ecossistêmicos, sendo considerados atributos de efeito (Loreau *et al.*, 2001).

A abordagem baseada nos atributos dos organismos tem um importante papel na predição da estrutura das comunidades biológicas (McGill *et al.*, 2006a) e do funcionamento dos ambientes, uma vez que, a perda ou adição de atributos funcionais pode resultar em alterações em processos ecossistêmicos (Hooper *et al.*, 2005; Violle *et al.*, 2007). Sabe-se que a diminuição da biodiversidade pela extinção local de espécies pode conduzir a uma degradação funcional dos ecossistemas, comprometendo ciclos biogeoquímicos e a geração de serviços ecossistêmicos (Loreau *et al.*, 2001, Hooper *et al.*, 2005). Os ciclos biogeoquímicos são processos naturais pelos quais o ecossistema recicla, de forma dinâmica, os nutrientes ao longo dos seus compartimentos bióticos e abióticos (Odum & Barrett, 2007). Serviços ambientais são benefícios diretos e indiretos obtidos pela humanidade a partir dos sistemas naturais, e dependem das funções ecossistêmicas, e dos papéis funcionais desempenhados pelos organismos. Estas funções formam um subconjunto de processos ecológicos – regulação climática, controle de doenças, fotossíntese, transferência de energia, ciclagem de água e nutrientes – e das estruturas ecossistêmicas – abióticas e bióticas, criando um todo maior que o somatório das partes individuais (de Groot *et al.*, 2002). Sendo assim, as diferentes funções ecossistêmicas, a biodiversidade e os diferentes papéis que esta

desempenha, estão diretamente relacionados ao equilíbrio ecossistêmico, e conseqüentemente aos serviços prestados (Pla *et al.*, 2012).

Para a análise funcional de uma comunidade, é necessária a utilização de índices de diversidade funcional, que contabilizam o valor, amplitude e abundância relativa dos atributos funcionais das espécies em relação ao conjunto da comunidade (Chapin III *et al.*, 2000; Mouchet *et al.*, 2010). Diferentes índices de diversidade funcional tem sido descritos, mas ainda não se tem um consenso sobre quão redundantes estes são e quais são os mais recomendados, portanto a seleção dos índices de diversidade funcional deve levar em consideração os objetivos do estudo (Petchey & Gaston 2002; Villéger *et al.*, 2008; Mouchet *et al.*, 2010). A integração de diferentes índices tem sido utilizada na literatura de forma a contemplar da melhor maneira possível à análise da diversidade funcional do sistema (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.* 2008; Mouchet *et al.*, 2010).

Durante as últimas décadas, a pesquisa em restauração ecológica, que antes focava na diversidade de espécies, passou a considerar a diversidade de funções e restauração dos processos ecossistêmicos (Montoya *et al.*, 2012). Neste contexto, análises funcionais são utilizadas como ferramenta para avaliação da restauração das funções ecológicas perdidas devido ao impacto, auxiliando, por exemplo, na avaliação de sucessos de programas de restauração (Montoya *et al.*, 2012). Isto porque a alta diversidade funcional pode resultar em maior resiliência e manutenção das funções ecossistêmicas em casos de distúrbios (Elmqvist *et al.*, 2003; Cadotte *et al.*, 2011). A resiliência de um ambiente é entendida como a capacidade de um sistema absorver uma quantidade de perturbação e ainda permanecer em funcionamento, com capacidade de se reorganizar (Holling, 1973). A manutenção das funções ecossistêmicas está relacionada não apenas à complementaridade dos papéis funcionais das espécies, mas principalmente ao acúmulo de espécies que desempenham papéis equivalentes

(funcionalmente redundantes), que podem tornar-se localmente extintas sem causar perdas substanciais no funcionamento do ecossistema (Lawton & Brown, 1993; Walker *et al.*, 1999).

Neste contexto, o uso da diversidade funcional em estudos de restauração pode fornecer informações importantes sobre o reestabelecimento da diversidade biológica, das funções ecossistêmicas e da integridade ambiental (Bullock *et al.*, 2011; Galatowitsch, 2012; Montoya *et al.*, 2012). A integridade ambiental é definida como a capacidade do ecossistema suportar e manter sua comunidade biológica equilibrada e adaptada, com composição de espécies, diversidade e organização funcional, semelhantes às de áreas similares sem a interferência de distúrbio (Karr & Dudley, 1981). A integridade ambiental: biológica, física e química leva o ecossistema a suportar e se recuperar da maior parte das perturbações, sejam elas de origem natural ou antrópica (Karr & Dudley, 1981). Em ambientes aquáticos impactados, as respostas das comunidades planctônicas são de grande importância na previsão de avanços e resultados de processos de restauração (Verdonschot, 2012). Entretanto, o monitoramento de toda a biota, seja de um ecossistema aquático ou terrestre, é logisticamente inviável. Para tanto, a seleção de grupos de organismos com potencial bioindicador é necessária. Nesse contexto, dentre os principais grupos planctônicos, o zooplâncton se destaca como bioindicador, pois apresenta grande sensibilidade ambiental e curto ciclo de vida (Gulati & Demott, 1997).

A utilização da ecologia funcional no estudo da comunidade zooplanctônica tem crescido nas últimas décadas (Barnett *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2008; Vogt *et al.*, 2013). Litchman *et al.* (2013) sugeriram diferentes tipos de atributos funcionais para a comunidade zooplanctônica. Porém, ainda há poucas informações na literatura sobre sua taxonomia e, portanto, nem todos os atributos estão disponíveis para todas as espécies.

A abordagem funcional pode ser utilizada para melhor compreender os mecanismos que determinam a composição e a distribuição zooplanctônica em resposta ao ambiente (Barnett *et al.*, 2007, Ger *et al.*, 2016) e as consequências das alterações desta comunidade para o funcionamento do ecossistema (Hébert *et al.*, 2016a, Hébert *et al.*, 2016b).

Barnett & Beisner (2007) analisaram a diversidade funcional zooplanctônica ao longo do gradiente de produtividade fitoplanctônica, evidenciando que maiores concentrações de fósforo total (TP), combinadas à baixa heterogeneidade fitoplanctônica e dominância de cianobactérias promoveram uma redução na diversidade funcional zooplanctônica. Obertegger & Manca (2011) observaram que mudanças em grupos funcionais de Rotifera não estão diretamente relacionadas à mudança no estado trófico do sistema aquático, mas a mudanças na abundância e morfologia do recurso fitoplanctônico. Sodré (2014) em seu estudo temporal no Lago Batata, um lago amazônico de planície de inunda o, impactado pela atividade de minera o, observou que a varia o anual da diversidade funcional zooplanctônica não segue, normalmente, o mesmo padrão da diversidade taxonômica. Este estudo evidenciou que em períodos de secas, apesar de elevadas densidades, observa-se redu o na diversidade funcional, e da amplitude de atributos funcionais expressos pela comunidade. Vogt *et al.* (2013) avaliou as influências dos filtros ambientais e da competi o no estabelecimento de padrões de diversidade funcional zooplanctônica, observando uma forte correla o da mesma com produtividade, sugerindo que o acesso ao recurso alimentar seja o principal filtro ambiental a restringir a diversidade funcional zooplanctônica (Vogt *et al.*, 2013).

Sabe-se que impactos ambientais podem alterar as condi es físicas de ecossistemas aquáticos, alterando a produtividade do sistema, e influenciando direta ou

indiretamente na estrutura e composição da comunidade zooplanctônica (Maia-Barbosa & Bozelli, 2006; Lodi *et al.*, 2011) podendo desencadear um efeito em cascata, refletindo na desestabilização dos ecossistemas através de alterações em sua biodiversidade, funcionalidade e processos (Loreau *et al.*, 2001; Hooper *et al.*, 2005). A dinâmica zooplanctônica é influenciada por alterações nas características físico-químicas do sistema – como concentração de nutrientes, temperatura, pH e salinidade –, pelas disponibilidade de recursos alimentares e interações ecológicas (Kozlowsky-Suzuki & Bozelli, 2002; Hall & Burns 2003; Ivanova & Kazantseva, 2006). Além disso, estes organismos apresentam um papel chave na ciclagem de nutrientes entre produtores e consumidores superiores, integrando grande parte dos processos ecossistêmicos aquáticos (Sterner, 2009).

A mineração, uma das mais importantes atividades econômicas no Brasil e no mundo, representa uma das grandes responsáveis por impactos ambientais (Wackernagel & Rees, 1998). Esta atividade resulta na supressão da vegetação, assoreamento e alteração da qualidade dos corpos hídricos, devido ao aumento na turbidez – provocada pelos sedimentos finos em suspensão –, e à poluição causada por substâncias contidas nos efluentes das áreas de mineração (Tarras-Wahlberg *et al.*, 2001). Estes impactos podem levar a consequências negativas para os ecossistemas aquáticos, como redução na produtividade devido a menor penetração de luz, redução ou destruição de hábitat e extinção de espécies. Em alguns casos, ainda, a poluição por metais pesados oriundos da mineração levam a bioacumulação e transferência da comunidade zooplanctônica para os peixes (Biddinger & Gloss, 1984). Bozelli (1998) constatou que, para a comunidade zooplanctônica, o aumento da turbidez devido ao rejeito de mineração pode interferir no processo de alimentação por meio de filtração e incorporação de carbono. Dessa forma, o rejeito influencia também no tamanho e na

biomassa dos organismos (Maia-Barbosa & Bozelli, 2006) agindo como um filtro abiótico no ecossistema em questão. Sabe-se que comunidades estruturadas principalmente por fatores abióticos costumam ter menor diversidade funcional, visto que o ambiente seleciona espécies com características similares (Vogt *et al.*, 2013). Neste contexto, estudos acerca da diversidade funcional das comunidades zooplanctônicas podem fornecer informações importantes sobre os mecanismos que determinam a composição da mesma em resposta a alterações referentes a impactos ambientais, bem como na avaliação da restauração de ambientes impactados.

O principal objetivo deste estudo foi comparar a eficiência, de processos induzidos de restauração ecológica com processos naturais, em restabelecer a composição de atributos funcionais e a diversidade funcional zooplanctônica em um lago amazônico impactado pela atividade de mineração. Para avaliar a eficiência de tais processos, foram comparadas a densidade e composição de espécies, bem como a composição de atributos funcionais e a diversidade funcional zooplanctônica em áreas com diferentes características limnológicas devido à presença ou ausência de impacto proveniente de rejeito de lavagem de bauxita, e a diferentes estágios de recuperação. A principal hipótese deste trabalho é que as medidas de intervenção para restauração do lago foram eficientes em reestabelecer, além da composição de espécies, a composição de atributos funcionais da comunidade e da diversidade funcional zooplanctônica. Além disso, espera-se que composição de espécies e atributos funcionais zooplanctônicos, em áreas nas quais foram realizadas medidas de intervenção para a restauração, sejam semelhantes a áreas não impactadas, e diferentes das áreas em processo de regeneração natural da vegetação de igapó.

2. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Lago Batata, um lago amazônico de águas claras, localizado à margem direita do rio Trombetas, afluente da margem esquerda do rio Amazonas (Figura 1). O Lago Batata pertence ao município de Oriximiná, na localidade de Porto Trombetas, no estado do Pará. Trata-se de um lago em permanente conexão com o rio Trombetas, com morfometria e profundidade que variam consideravelmente durante o ano (Panosso, 1993). O nível do rio flutua em um ciclo anual com profundidade variando entre 12 m (nos períodos de enchente e cheia, Março-Julho) a 2 m (nos períodos de vazante e seca, Outubro-Dezembro; Bozelli *et al.*, 2000). O lago possui área total estimada em 28,4 km² e é circundado por vegetação de igapó, que é temporalmente inundada devido ao pulso de inundação. Este ecossistema recebeu efluente proveniente da lavagem da bauxita durante um período de dez anos (1979-1989), impactando cerca de 30% de sua área com um total de, aproximadamente, 24 milhões de toneladas de rejeito mineral.

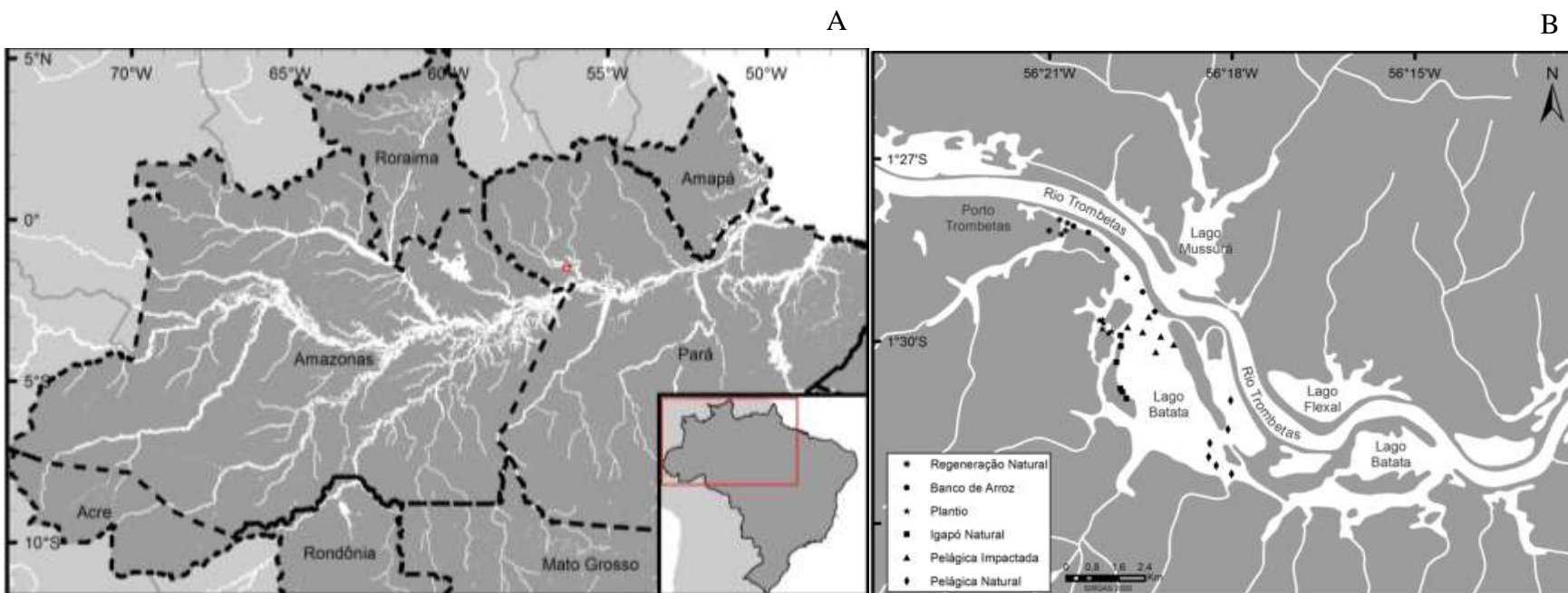


Figura 1: (A) Localização geográfica do Lago Batata (município de Oriximiná, PA). E (B) Localização dos pontos amostrais nas diferentes áreas do Lago, com base nos dados do IBGE.

O rejeito da lavagem de bauxita é composto por partículas finas de silte e argila. Trata-se de um rejeito mineral, inerte e não tóxico, e pobre em matéria orgânica (Lapa, 2000). Apesar da ausência de toxicidade, o descarte contínuo de rejeito teve consequências negativas como o assoreamento da região norte do corpo principal do lago e também outras áreas alagáveis colonizadas pela vegetação de igapó, que elevou o leito de 5 a 6 metros em alguns trechos, transformando áreas permanentemente aquáticas em áreas periodicamente inundadas (Barbieri, 1995). Como consequência, o rejeito destruiu parte da vegetação de igapó circundante, reduziu a disponibilidade de nutrientes e de outros recursos naturais essenciais ao estabelecimento da biota nesse compartimento. Além disso, no lago, o rejeito alterou as características do sedimento natural e aumentou da turbidez da água. O impacto do rejeito refletiu diretamente na comunidade biológica (Fonseca & Esteves 1999; Maia-Barbosa & Bozelli, 2006), e promoveu a diminuição das concentrações de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo, e nos processos ecossistêmicos do local, como ciclagem de nutrientes e produção primária (Roland & Esteves, 1993; Roland & Esteves 1998; Roland *et al.*, 2000).



Figura 2: Imagem do Lago Batata no período do impacto pela lavagem de bauxita, entre 1979 e 1989. Fonte: Gazeta de Santarém < <http://www.gazetadesantarem.com.br/>>.

Para avaliar e mitigar o impacto causado pelo aporte de rejeito de bauxita, um programa de monitoramento e restauração foi iniciado em 1987, com o objetivo de recuperar a qualidade ambiental do lago e da vegetação de igapó de seu entorno. Atualmente, no lago Batata é possível a identificação de áreas distintas (Figura 1):

- 1) Pelágica natural: região mais profunda do lago, que não foi impactada pelo aporte de rejeito.
- 2) Igapó natural: área de cobertura da vegetação de igapó que não foi impactada pelo rejeito de bauxita.
- 3) Pelágica impactada: região mais profunda do lago, que recebeu aporte de rejeito, impactando a qualidade da água, alterando a transparência e turbidez.

4) Igapó plantio: área de vegetação de igapó que foi impactada pelo rejeito de bauxita, e passou por processos de recuperação a partir do plantio de mudas, semeadura e deposição de serapilheira (formando uma camada de matéria orgânica morta, também denominada de liteira).

5) Igapó regeneração natural: área de vegetação de igapó que foi impactada pelo rejeito, e atualmente passa por processo de regeneração natural, na qual não foi realizado nenhum tipo de intervenção ao longo dos anos.

6) Bancos de arroz: área impactada em regeneração natural pela colonização de bancos de arroz. Nesta área, o assoreamento causado pelo rejeito, favoreceu a proliferação de bancos de uma espécie de arroz bravo (*Oryza glumaepatula* Steud., Poaceae).

Nas quatro últimas áreas, a turbidez da água está fortemente relacionada ao impacto do rejeito da lavagem de bauxita, que por sua vez está fortemente relacionado a alterações na comunidade zooplanctônica (Figura 3; Bozelli, 1996; Bozelli, 2000).

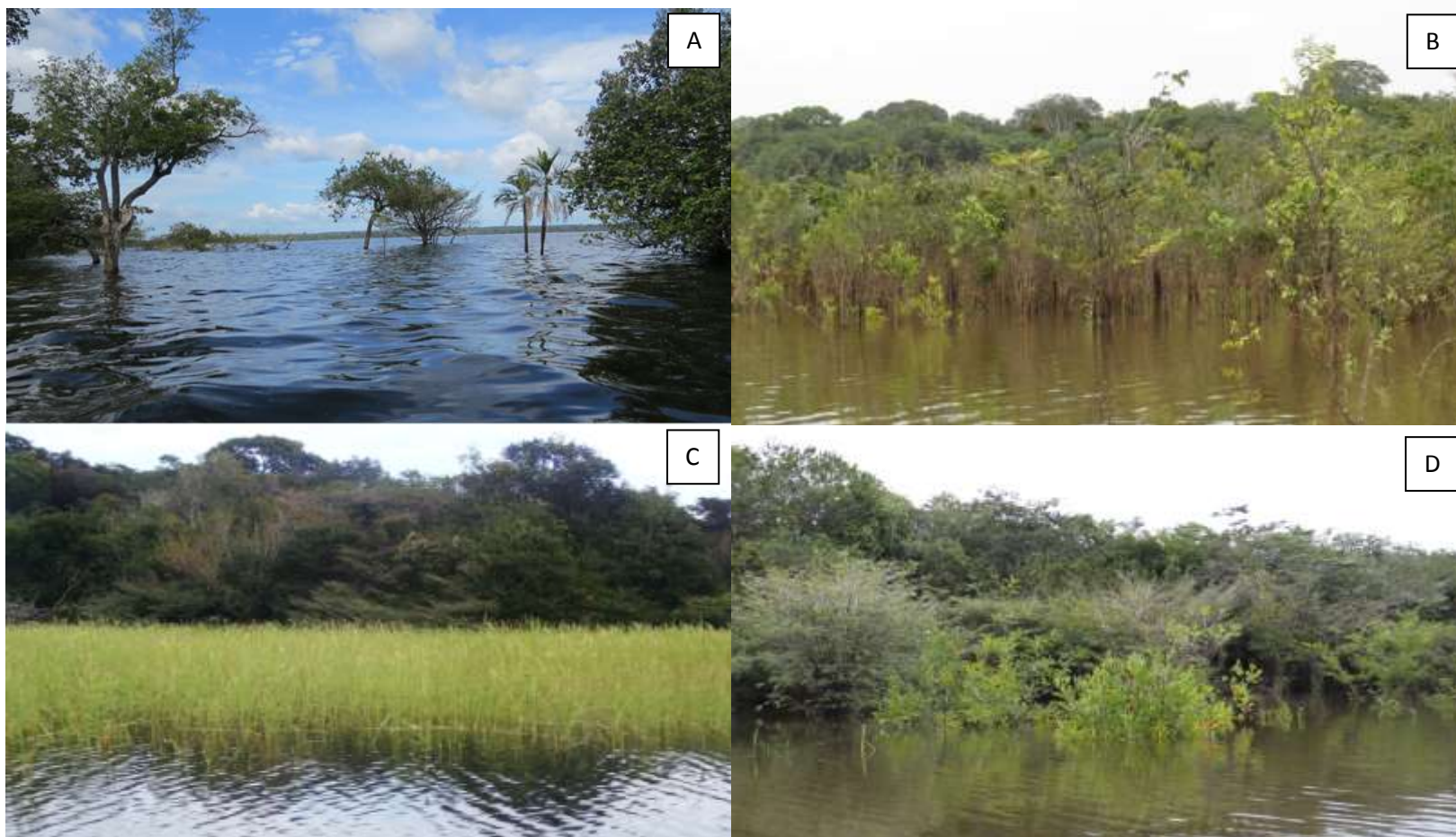


Figura 3: Imagens do Lago Batata em março de 2015. Em (A) área de igapó natural; em (B) área de igapó plantio; (C) área de bancos de arroz (*Oryza glumaepatula*); (D) área de igapó regeneração natural.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Variáveis limnológicas

Para a avaliação da diversidade funcional zooplanctônica nas diferentes áreas do lago, foram selecionados, ao acaso, seis pontos amostrais para cada uma das 6 áreas relacionadas acima. A amostragem das variáveis limnológicas e da comunidade zooplanctônica nestas áreas foi realizada no período de enchente (março de 2015), período em que a água, devido ao pulso de inundação, chega até a vegetação de igapó e os bancos de arroz. A amostragem foi realizada no período de enchente para possibilitar a amostragem tanto nas áreas de igapó, quanto na área de arroz, que no período de cheia é completamente inundado. A temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), a concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e a condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) foram mensuradas *in situ* utilizando uma sonda multiparâmetros. A profundidade (m) foi mensurada utilizando um sonar portátil modelo *Sumergible* PS-7. A transparência da coluna d'água foi medida considerando o desaparecimento visual do disco de Secchi. Amostras de água foram coletadas para posteriores análises de turbidez, pH, alcalinidade e clorofila em laboratório. A turbidez (NTU) foi mensurada a partir de um turbidímetro de bancada, e os valores de pH foram determinados também através de um pHmetro de bancada. Análises de alcalinidade foram realizadas pelo método de titulação utilizando H_2SO_4 . A concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi determinada segundo Nusch & Palmer (1975).

3.2. Avaliação taxonômica da comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica foi amostrada através de arrastos verticais com rede de plâncton (50 µm de abertura de malha), totalizando para cada ponto amostral 12 m de arrasto. Após a coleta, as amostras foram imediatamente preservadas em uma solução de formalina e açúcar a 4%, (Haney & Hall, 1970). A amostra 5 da área de regeneração natural do igapó foi perdida durante o percurso entre Porto Trombetas (PA) – Juiz de Fora (MG), e por esse motivo sua análise não foi realizada. Em laboratório, as amostras foram analisadas quanto à composição e densidade, pelo método de contagem em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico e em câmara aberta em microscópio estereoscópico. Os organismos foram identificados sempre que possível até nível específico, e copépodes imaturos (náuplios e copepoditos) foram classificados apenas em Cyclopoida ou Calanoida.

Amostras das áreas pelágicas, impactada e não impactada, e amostras da área de igapó natural e igapó regeneração natural foram analisadas em sua totalidade. A análise das amostras da área dos bancos de arroz e igapó plantio, foi realizada por sub-amostragens devido a grande concentração de perifíton e rejeito. Para tanto, foram realizadas análises por meio de três sub-amostragens de 1 mL, na contagem em câmara Sedgewick-Rafter, e de 5mL em câmara aberta, e a média das sub-amostragens foi utilizada para o cálculo da densidade. Estas amostras foram analisadas de forma diferente devido ao acúmulo de perifíton nas amostras de arroz, que dificultam a observação e identificação das espécies, e também, devido ao elevado número de indivíduos nas amostras do plantio. A partir das contagens foi calculada a densidade de espécies (Ind. m³), e a riqueza de espécies, estimada através do número de espécies encontradas em cada amostra.

3.3. Avaliação funcional da comunidade zooplanctônica

Após a contagem e identificação, as espécies da comunidade zooplanctônica foram classificadas de acordo com suas características funcionais (Litchman *et al.*, 2013). O primeiro atributo funcional selecionado foi o grupo trófico (herbívoro, carnívoro ou onívoro). Este atributo funcional representa a relação da comunidade zooplanctônica com processos como a ciclagem de nutrientes e a respiração ecossistêmica (Sterner, 2009). O hábitat foi utilizado como atributo funcional, classificando os organismos em: litorâneo, pelágico ou bentônico. A forma de obtenção do alimento é um atributo que relaciona o comportamento dos organismos às concentrações e qualidade de alimento. Neste atributo, os organismos podem ser classificados em raspadores, raptorais, filtradores. Rotifera filtradores foram classificados como filtradores micrófagos. Ainda, Cladocera filtradores foram classificados em categorias relacionadas ao tipo de filtração de cada família (D – Daphnidae, S – Sididae e I – Ilyocriptidae; Barnett *et al.*, 2007). O tamanho corporal e a forma de reprodução foram escolhidos por se tratarem de atributos que relacionam o desempenho e adaptação dos organismos a fatores ambientais.

Para avaliar a composição funcional zooplanctônica de cada área, o valor do CWM (Community Weighted Mean value; Pla *et al.*, 2012) dos atributos funcionais das comunidades foi calculado, como uma média dos valores dos atributos, ponderada pela abundância relativa das espécies. A análise dos CWM de cada atributo na comunidade possibilita avaliar quais atributos zooplanctônicos estão sobressaindo nas diferentes áreas amostradas, e assim, prover respostas acerca da recuperação das funções dos organismos nas áreas. Uma análise de componentes principais foi realizada para ilustrar

a forma com os valores de CWM dos atributos funcionais foram relacionados a cada uma das diferentes áreas.

Posteriormente, a diversidade funcional das comunidades zooplanctônicas foi calculada pelos índices de diversidade funcional (Villéger *et al.*, 2008; Laliberté & Legendre 2010): riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDis) e a dispersão funcional (FDis), a partir do método de dissimilaridade de Gower modificado por Pavoine (2009). Estes índices baseiam-se nos atributos das espécies da comunidade e expressam as diferenças funcionais entre as espécies no espaço multidimensional (Villéger *et al.*, 2008; Mouchet *et al.*, 2010). O índice FRic representa o espaço de atributos preenchido pelas espécies presentes na comunidade, desta forma avalia a riqueza de funções desempenhadas na comunidade. FEve mede a equidade da distribuição das espécies no espaço funcional, considerando sua abundância. FDiv quantifica a distribuição das abundâncias das espécies ao longo do espaço multivariado de atributos funcionais. FDis, representa, em um espaço de atributos funcionais, a distância média de cada espécie ao centróide de todas as espécies, levando em consideração a abundância relativa de cada espécie. Uma análise de variância (ANOVA *Two-way com teste de Tukey a posteriori*) foi feita para verificar diferenças entre os valores de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis) nas áreas do Lago Batata.

3.4. Análise de dados

Os padrões de autocorrelação espacial foram avaliados para cada variável limnológica a partir da análise dos coeficientes *I* de Moran, gerando um correlograma espacial. O nível de significância de cada coeficiente *I* de Moran, com 999 permutações

e o correlograma como um todo foi considerado significativo a um nível de significância de $p < 0,05$. Valores não significativos de I de Moran indicam que os pontos amostrais estão aleatoriamente distribuídos em relação a variável ambiental analisada. Valores positivos e significativos de I de Moran indicam que pares de pontos amostrais em uma determinada classe de distância são semelhantes para a variável, enquanto coeficientes negativos e significativos indicam dissimilaridade dos pontos amostrais para a variável (Legendre & Legendre 2012). Além disso, uma análise de autocorrelação espacial foi realizada a partir do teste de Mantel, para avaliar a dependência espacial da composição de espécies e dos índices de diversidade funcional, encontrados nos diferentes pontos amostrais. A partir da análise de autocorrelação espacial é possível inferir a influência da distância geográfica, entre os diferentes pontos e áreas, na riqueza e diversidade funcional zooplancônica. Para a realização do teste de Mantel, matrizes foram construídas com a riqueza de espécie e com a diversidade funcional a partir dos quatro índices (FRic, FEve, FDiv e FDis) e correlacionadas com a matriz de coordenadas geográficas, utilizando a distância euclidiana.

Para avaliar e comparar a composição taxonômica e funcional zooplancônica nas diferentes áreas amostradas foi realizado uma análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), baseada na composição de espécies e na composição de atributos funcionais (CWM). O NMDS é uma análise de ordenação robusta que resume as informações contidas nos dados em dois eixos (dimensões), e a distorção da resolução nas duas dimensões é expressa pelo valor S (chamado *stress*). Quanto mais próximo de zero, melhor o ajuste entre a distância original dos objetos e a configuração obtida (Legendre & Legendre, 2012). Ainda, uma Análise de Similaridade (ANOSIM) foi realizada para comparar a similaridade taxonômica e funcional entre as diferentes áreas.

Análises de correspondência canônica (CCA) foram realizadas para relacionar os pontos amostrais, com as espécies e atributos funcionais encontrados (CWM) às variáveis ambientais. Ainda, os valores de turbidez foram usados como um substituto para o impacto causado pelo rejeito de bauxita nas diferentes áreas do lago. Para avaliar o impacto do rejeito de bauxita na comunidade zooplanctônica nas diferentes áreas, foram realizadas regressões com os valores de turbidez e a riqueza de espécies, e também, entre a turbidez e o CWM dos atributos funcionais e os índices de diversidade funcional.

Gráficos de densidade de espécies, riqueza zooplanctônica e correlogramas entre I de Moran e as coordenadas geográficas foram realizados no software *Sigmaplot* versão 12.2 (Systat Software, San Jose, California USA; www.sigmaplot.com). A análise dos coeficientes I de Moran foram realizadas no pacote *Spatial Analysis in Macroecology* (SAM, Rangel *et al.*, 2006; www.ecoevol.ufg.br/sam/), versão 4.5. Os índices de diversidade funcional e demais análises estatísticas que compõe este trabalho foram realizadas no software R versão 3.2.2 (R Core Team 2015) utilizando o pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté & Shipley, 2011), Car (Fox & Weisberg, 2011) e Vegan (Oksanen *et al.*, 2007).

4. RESULTADOS

4.1. Caracterização limnológica das áreas de estudo

As diferentes áreas do Lago Batata apresentaram características limnológicas distintas (Tabela I). Os valores de turbidez foram, em média, maiores nas áreas de igapó

regeneração natural e igapó plantio. A área de regeneração natural dos bancos de arroz apresentou um ponto com elevada turbidez em relação aos demais. Os valores de clorofila-*a* variaram entre 1,15 (área de regeneração natural) e 25,07 $\mu\text{g L}^{-1}$ (área pelágica natural e área de regeneração natural dos bancos de arroz), e foram, em geral, negativamente relacionados aos valores de turbidez. A condutividade e o pH, ao contrário, apresentaram maiores valores nas áreas pelágicas impactada e natural, e na área de igapó natural. Entre as áreas marginais, a zona fótica foi menor na área de igapó regeneração natural. Em grandes classes de distância, os coeficientes *I* de Moran foram negativos e significativos, para todas as variáveis limnológicas, indicando que os pontos de áreas opostas tendem a ser diferentes para essas variáveis. Apesar de terem sido detectados coeficientes de *I* de Moran significativos para algumas das classes de distância em relação a determinadas variáveis limnológicas (Anexo I), no geral, não foram identificados padrões de autocorrelação e gradientes espaciais.

Tabela I: Valores médios das variáveis limnológicas das diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.

Área	Variáveis limnológicas							
	Temperatura H ₂ O (°C)	Profundidade (m)	Zona eufótica (m)	Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	pH	Condutividade eléctrica (uS cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Igapó não impactada	31,3 ± 0,32	1,53 ± 0,43	1,53 ± 0,43	5,94 ± 0,40	6,42 ± 0,03	12,32 ± 0,49	2,73 ± 0,17	8,97 ± 7,28
Igapó regeneração natural	28,41 ± 0,36	1,78 ± 0,47	1,60 ± 0,51	4,12 ± 0,84	5,34 ± 0,06	9,68 ± 0,18	13,49 ± 1,39	2,82 ± 1,68
Igapó plantio	29,07 ± 0,25	1,20 ± 0,54	1,20 ± 0,54	5,54 ± 0,67	6,04 ± 0,13	10,62 ± 0,39	7,75 ± 0,71	3,96 ± 1,61
Arroz	29,00 ± 0,58	3,98 ± 0,38	3,09 ± 0,83	3,12 ± 0,79	5,87 ± 0,26	11,00 ± 0,52	5,07 ± 3,22	6,16 ± 2,52
Pelágica não impactada	29,35 ± 0,16	6,55 ± 0,16	6,23 ± 0,23	4,62 ± 0,38	6,31 ± 0,16	12,95 ± 2,13	2,71 ± 0,23	6,33 ± 1,98
Pelágica impactada	28,72 ± 1,31	5,67 ± 0,65	5,46 ± 0,62	5,03 ± 0,38	6,32 ± 0,04	13,41 ± 1,27	3,02 ± 0,17	6,70 ± 1,06

4.2. *Diversidade taxonômica da comunidade zooplanctônica*

A densidade zooplanctônica total nas diferentes áreas variou de 855 ind./m³ (área igapó regeneração natural) a 107.401 ind./m³ (área de igapó plantio). As densidades de Copepoda foram elevadas em todas as áreas amostradas devido ao grande número de formas imaturas como náuplio e copepodito (Figura 4). As densidades de formas maduras de Copepoda foram maiores para o grupo Cyclopoida, representados pela espécie *Oithona amazonica* Burekhardt, 1913, que para o grupo Calanoida. A densidade relativa de Cladocera superou a de Rotifera nas áreas de igapó natural, regeneração natural e bancos de arroz, representados principalmente pelas espécies *Bosminopsis deitersi* Richard, 1895 e *Diaphanosoma birgei* Korinek, 1981. A área igapó regeneração natural apresentou maior densidade relativa de Cladocera em relação às demais áreas (Figura 4 e 5B). A área de regeneração natural de bancos de arroz, também apresentou considerável contribuição relativa de Cladocera, principalmente no ponto 19 (representado graficamente como 1 na Figura 5D).

A comunidade zooplanctônica do Lago Batata foi composta por 73 táxons distribuídos entre os três principais grupos Rotifera, Copepoda e Cladocera. Entre as diferentes áreas do lago, a área de regeneração natural dos bancos de arroz apresentou a maior riqueza (59 táxons), enquanto que a área de igapó natural apresentou o menor valor (29 táxons; Figura 6). As áreas de igapó regeneração natural e plantio apresentaram valores de riqueza semelhantes, 40 e 44 táxons, respectivamente. Em relação aos grupos zooplanctônicos, o grupo Rotifera contribuiu com o total de 46 espécies, enquanto o grupo Cladocera contribuiu com 22 espécies. No grupo Copepoda, a riqueza de espécies foi a menor registrada (5 espécies). Houve uma maior contribuição de espécies de Copepoda Calanoida (4 espécies) em comparação aos representantes da

ordem Cyclopoida (1 espécie). A riqueza de Rotifera foi maior que a dos demais grupos, em todas as áreas amostradas (Figura 7). Na área de igapó natural, a riqueza de Cladocera e de Copepoda foi semelhante (Figura 7 A), enquanto que nas outras áreas, a riqueza de Cladocera foi superior à riqueza de Copepoda.

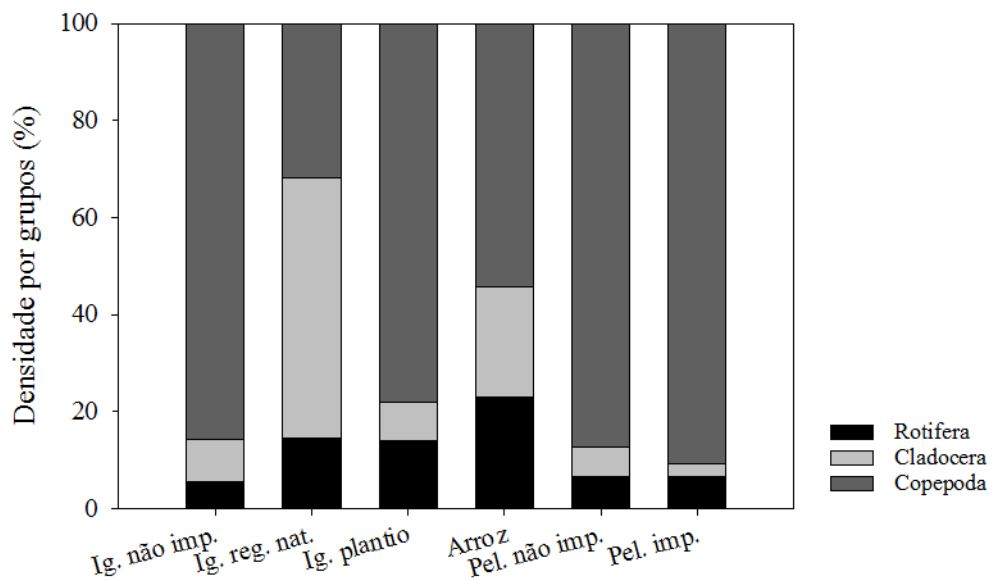


Figura 4: Densidade média relativa dos principais grupos da comunidade zooplancônica, amostrados nas diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015. Em que: Ig. não imp. representa a área de igapó não impactada pelo rejeito; Igapó reg. nat. representa a área de regeneração natural da vegetação de igapó; Ig. plantio representa a área de recuperação induzida da vegetação de igapó; Arroz representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; Pel. não imp. Representa a área pelágica não impactada e Pel. imp. representa a área pelágica impactada pelo rejeito.

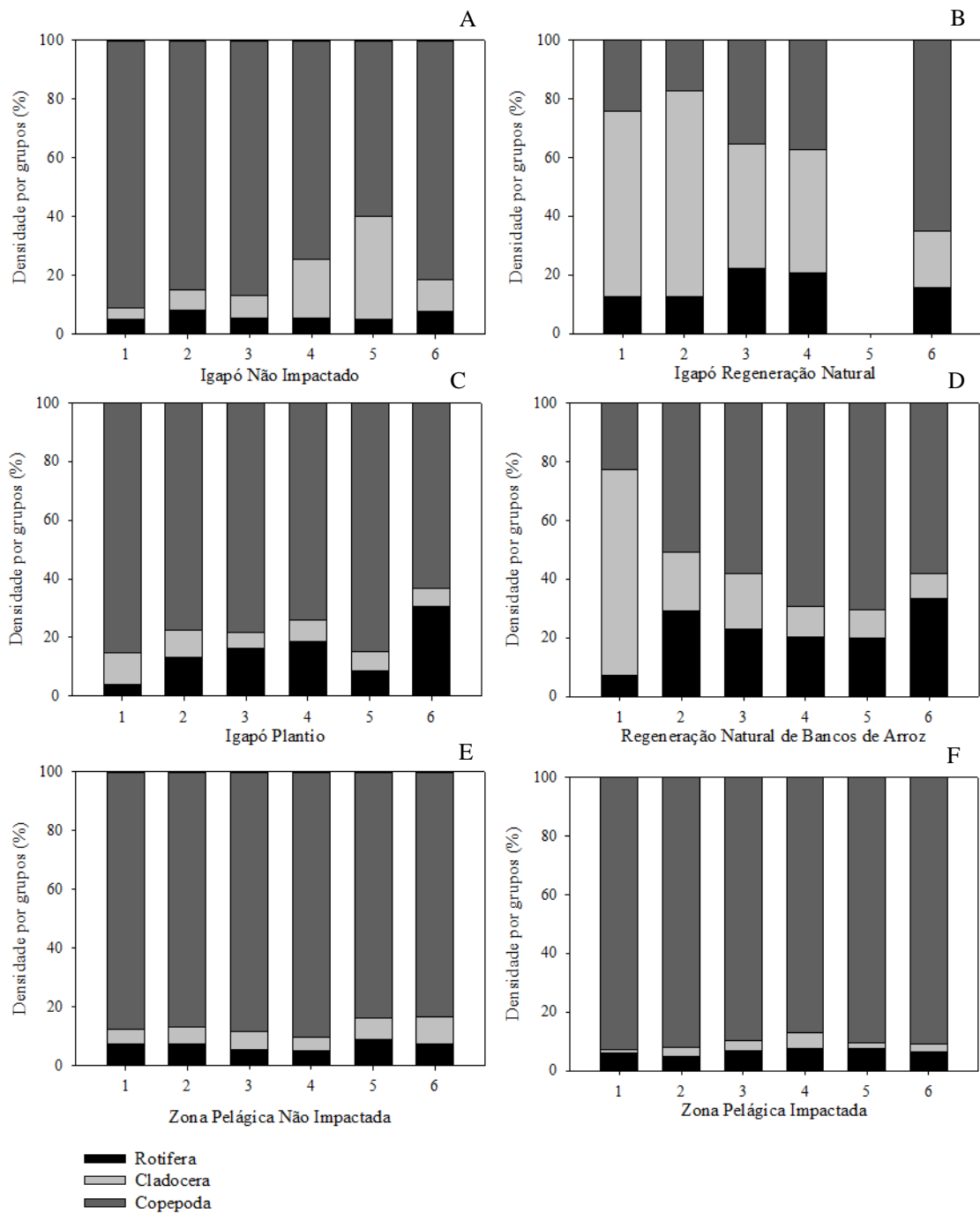


Figura 5: Densidade relativa dos principais grupos da comunidade zooplancônica dos pontos amostrais das diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.

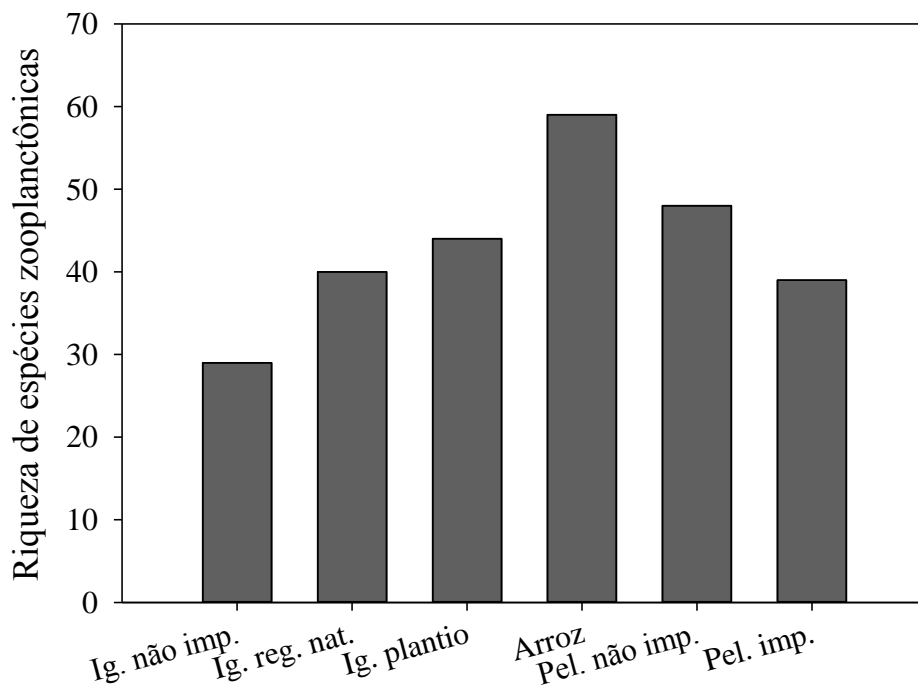


Figura 6: Riqueza de espécies zooplancônicas amostradas nas diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.

As espécies com maior frequência de ocorrência foram, respectivamente, pertencentes ao grupo Copepoda (*Oithona amazonica*), ao grupo Rotifera (*Brachionus zahniseri* Ahlstrom, 1934) e ao grupo Cladocera (*Bosminopsis deitersi*). O teste Mantel para autocorrelação espacial evidenciou que as matrizes de distâncias geográficas e de riqueza de espécies não foram significativamente correlacionadas (R: 0,046; p: 0,705). Neste caso, o teste demonstrou ausência de dependência espacial entre a composição de espécies das diferentes áreas amostradas.

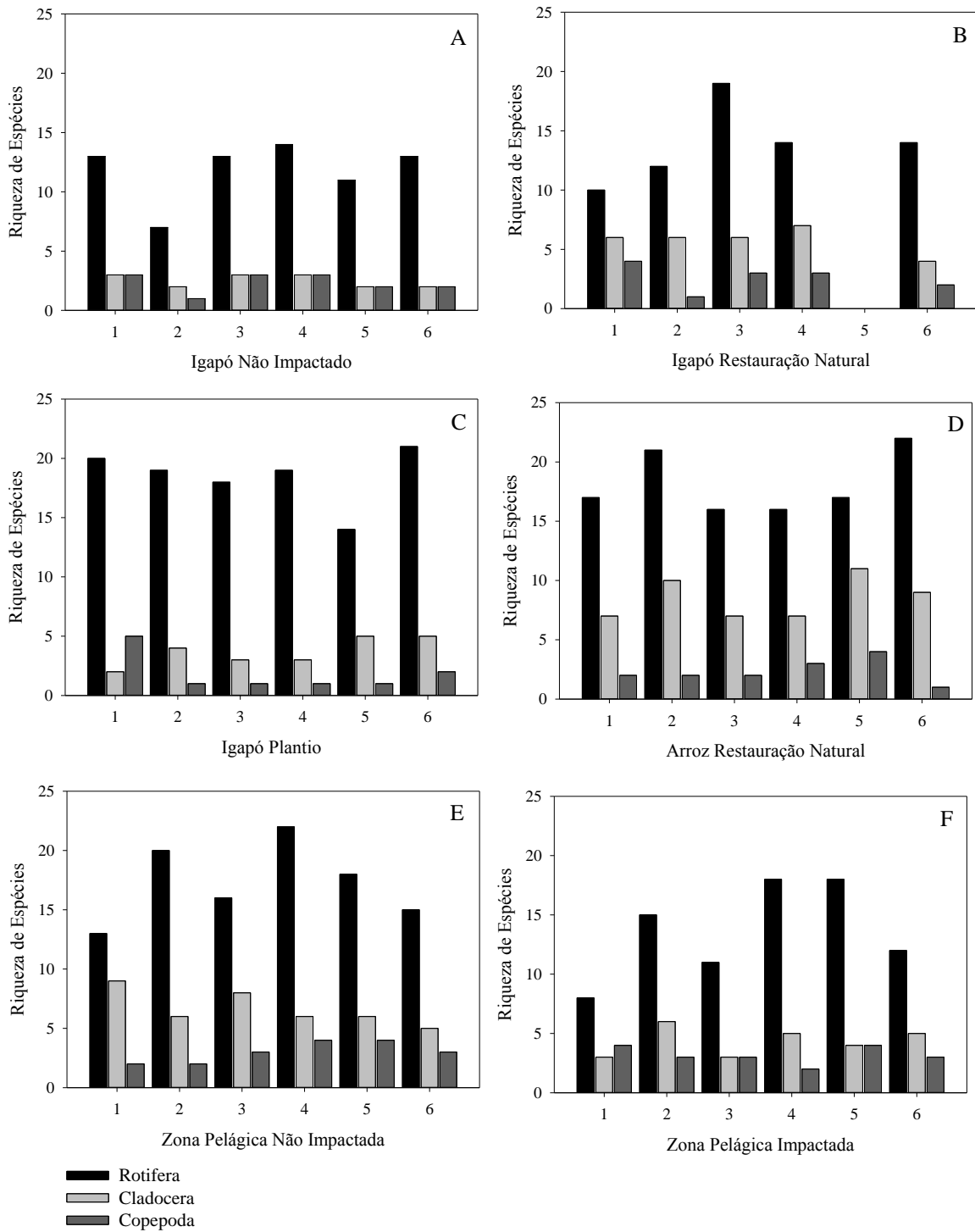


Figura 7: Riqueza de espécies entre os principais grupos da comunidade zooplancônica, amostrados nas diferentes áreas do Lago Batata, em março de 2015.

4.3. Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica

A análise de componentes principais (PCA) com os valores de CWM para cada atributo funcional revelou os atributos funcionais zooplanctônicos que estão sobressaindo nas diferentes áreas (Figura 8). Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 52% da distribuição dos dados (35% no primeiro eixo e 17% no segundo). Em relação ao primeiro eixo da análise PCA, as áreas pelágicas apresentaram maior semelhança na composição de atributos funcionais, sendo representadas por organismos com reprodução sexuada, com maior tamanho, e maior número de organismos com forma de alimentação raptorial e suspensívoros, e também por maior número de Cladocera filtradores da família Sididae (filtrador-s). Em relação ao segundo eixo da PCA, maioria dos pontos amostrais das áreas litorâneas de igapó natural, igapó plantio e bancos de arroz se localizaram próximos, sendo representados por um maior valor de CWM de atributos como forma de alimentação filtradores micrófagos, hábito alimentar carnívoro, onívoro (indivíduos onívoros com maiores tendências a herbivoria e indivíduos com maiores tendências a carnivoría) e detritívoro e habitat litorâneo. A área de regeneração natural dos bancos de arroz se destaca por apresentar uma maior amplitude de CWM de atributos funcionais zooplanctônicos (Figura 9).

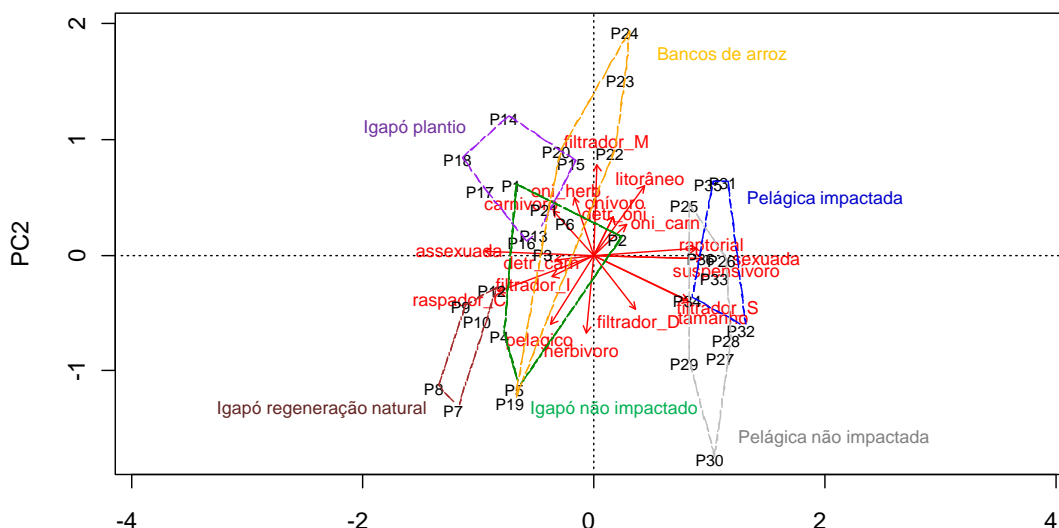


Figura 8: Análise de componentes principais (PCA) com os valores de CWM de cada atributo funcional da comunidade zooplancônica no Lago Batata em março de 2015. Os vetores em vermelho representam os atributos funcionais. De P1 a P36 representam os pontos amostrais nas diferentes áreas, em que: verde representa área de igapó não impactada; marrom representa a área de igapó regeneração natural; roxo representa a área de igapó plantio; laranja representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; cinza representa a área pelágica não impactada e azul, a área pelágica impactada.

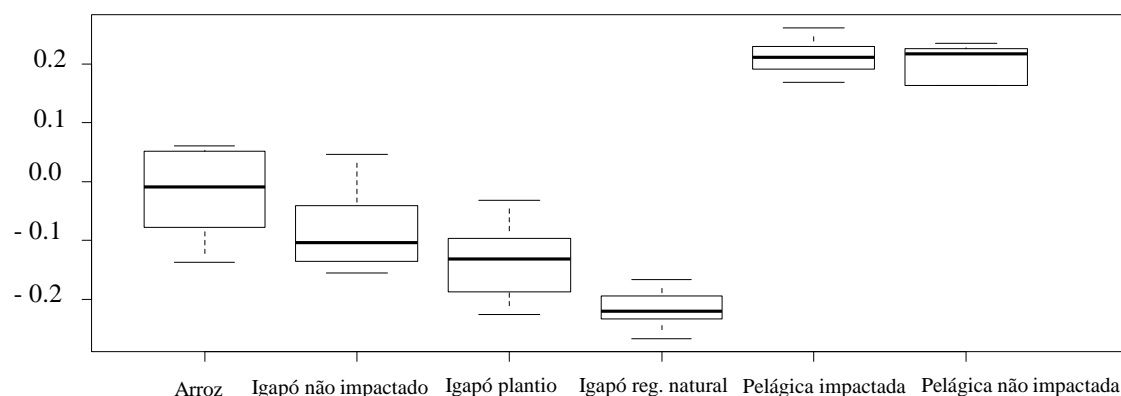


Figura 9: Boxplot dos escores do eixo PC1 da análise de PCA com os valores de CWM de cada atributo funcional da comunidade zooplancônica para diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. Em que: Arroz representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; Igapó não impactado representa a área de igapó não impactada pelo rejeito; Igapó plantio representa a área de recuperação induzida da vegetação de igapó; Igapó reg. natural representa a área de regeneração natural da vegetação de igapó.

Os valores de diversidade funcional para a comunidade zooplanctônica, calculados a partir dos índices FRic, FEve, FDiv e FDis, variaram entre as áreas (Anexo IV). Comparando a diversidade funcional entre as diferentes áreas do Lago Batata (Figura 10), é possível observar diferenças significativas nos valores de riqueza funcional (FRic; $p < 0,001$) e na dispersão funcional (FDis; $p < 0,001$). Os valores de FRic foram significativamente maiores na área pelágica não impactada, na área de regeneração natural dos bancos de arroz e área de igapó plantio. FDis foi significativamente maior na área pelágica não impactada, na área pelágica impactada e na área de regeneração natural dos bancos de arroz. Os valores de FEve e FDiv não apresentaram diferença significativa entre as áreas. O maior valor de FEve e também de FDiv foram observados na área de igapó regeneração natural.

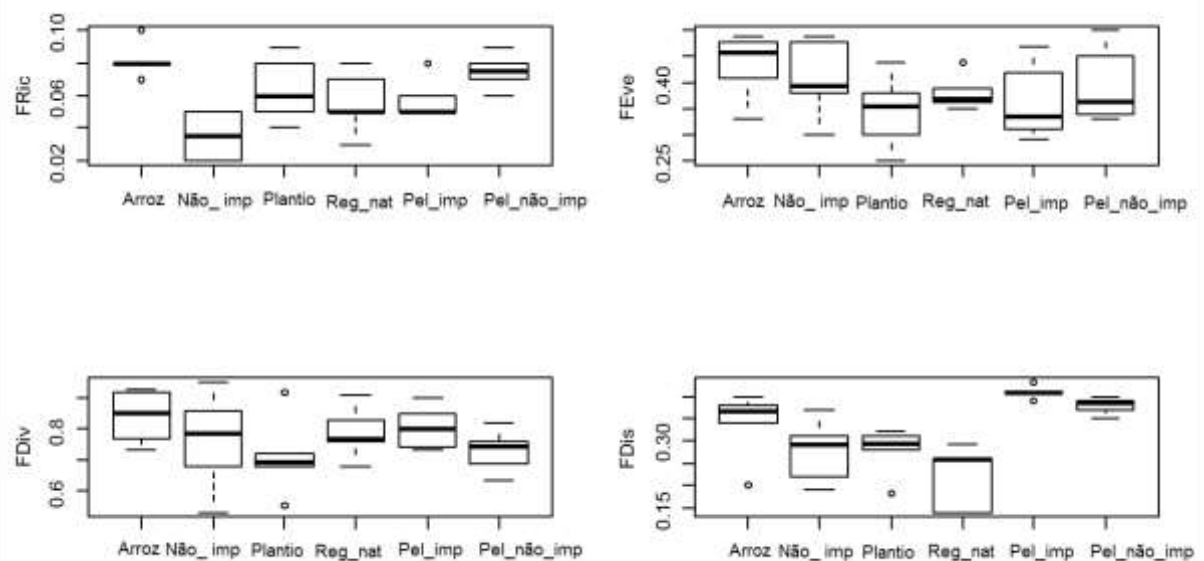


Figura 10: *Boxplots* da variação dos índices de diversidade funcional da comunidade zooplanctônica entre as áreas do Lago Batata em março de 2015. FRic representa a Riqueza funcional; FEve representa a Equitabilidade funcional; FDiv representa a Divergência funcional e FDis representa a Dispersão funcional. Símbolos diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$, ANOVA Two-way com teste de Tukey *a posteriori*).

Entre as áreas litorâneas, FRic foi significativamente menor na área de igapó natural que nas áreas impactadas em regeneração natural de bancos de arroz ($p < 0,001$) e de plantio do igapó ($p: 0,023$). Ao comparar as áreas não impactadas, a área pelágica apresenta maior riqueza funcional que a área litorânea circundada pela vegetação de igapó ($p < 0,001$). Os valores de FDis na área de igapó regeneração natural foram significativamente menores em comparação com a área de regeneração natural de bancos de arroz ($p: 0,007$). As áreas pelágicas, impactada e não impactada, apresentaram maiores valores de FDis em comparação às áreas litorâneas de igapó regeneração natural ($p < 0,001$ para ambas), igapó plantio ($p: 0,002$ e $p: 0,033$, respectivamente) e não impactada ($p: 0,002$ e $p: 0,029$, respectivamente). A análise de autocorrelação (Teste de Mantel), com os índices de diversidade funcional, evidenciou que não houve dependência espacial entre os valores de diversidade funcional encontrados e as distâncias geográficas entre os pontos amostrais das diferentes áreas ($R: 0.02$; $p: 0.382$).

4.4. Relação entre a diversidade taxonômica e funcional zooplancônica nas diferentes áreas do Lago Batata

A representação dos dados a partir da análise de ordenação (NMDS) evidenciou que em relação à composição de espécies (*Stress*: 0,199), as áreas pelágicas, por localizarem-se mais próximas, apresentam maior semelhança entre si do que entre as demais áreas. A área de igapó plantio, por sua vez, apresenta semelhança na composição de espécies, tanto com a área de igapó natural quanto com a área de igapó natural (Figura 11 A). A área de regeneração natural dos bancos de arroz, entretanto apresentaram menor semelhança em composição de espécie que as demais áreas marginais.

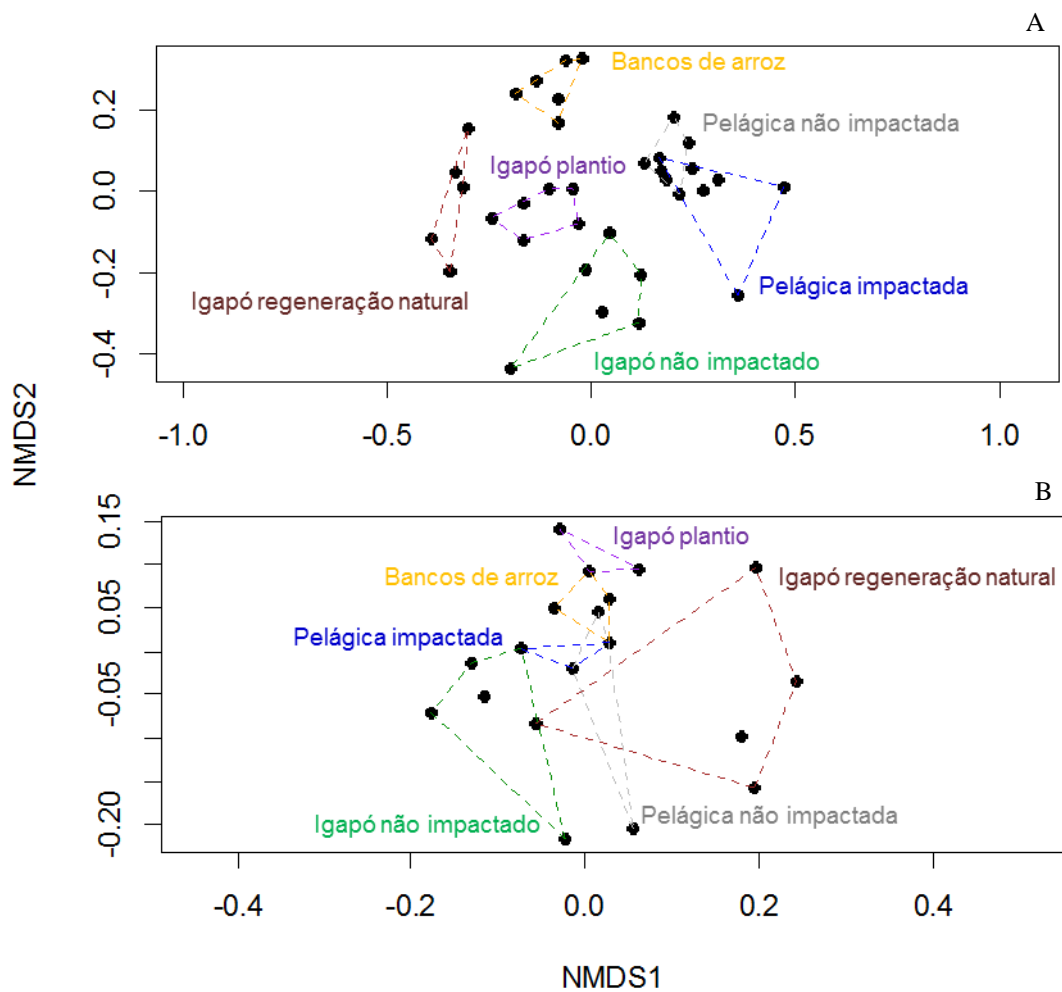


Figura 11: Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), baseada na composição de espécies (A) e de atributos funcionais (B) da comunidade zooplancônica das diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. Verde representa área de igapó não impactada; marrom representa a área de igapó regeneração natural; roxo representa a área de igapó plantio; laranja representa a área de regeneração natural dos bancos de arroz; cinza representa a área pelágica não impactada e azul, a área pelágica impactada.

A análise de similaridade (ANOSIM) mostrou que apesar da similaridade na composição de espécie entre todas as áreas amostradas (Figura 12 A) houve uma diferença significativa na similaridade funcional. A partir da análise ANOSIM pode-se observar similaridade na composição de atributos funcionais entre as áreas de igapó natural, plantio, bancos de arroz e as áreas pelágicas ($R: 0,49$; $p: 0,001$) e uma

significativa diferença entre estas áreas e a área de igapó regeneração natural (Figura 12 B).

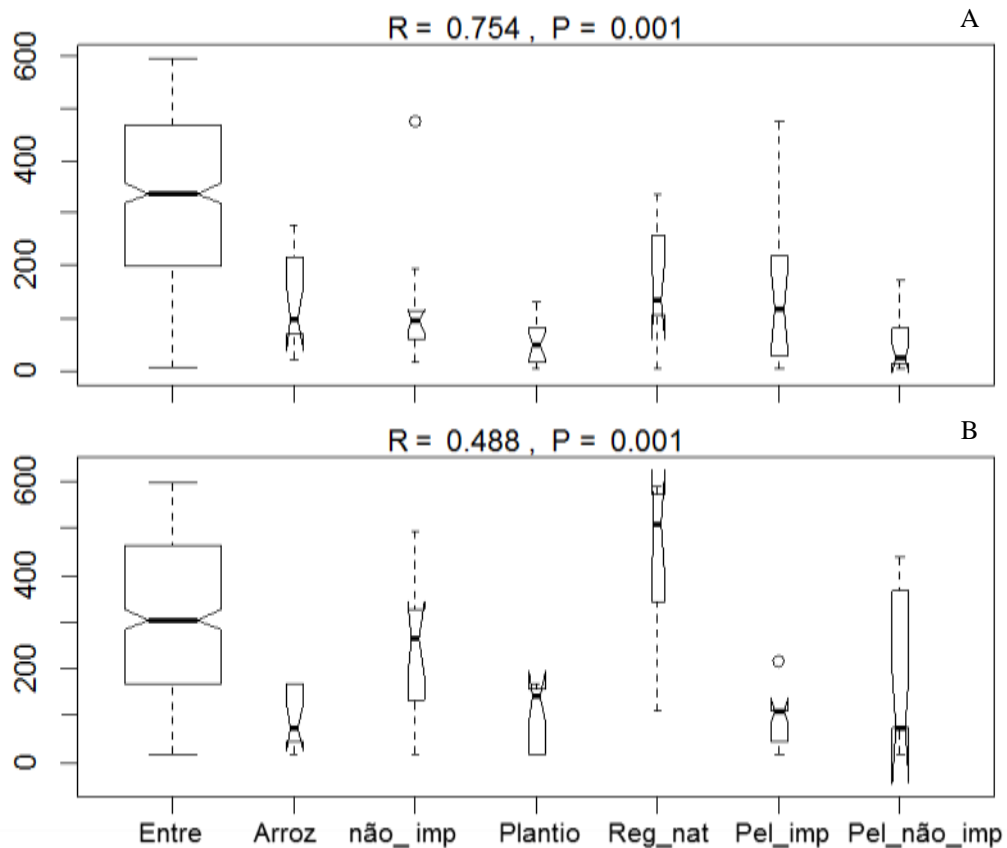


Figura 12: *Boxplot* com os resultados das análises de similaridade (ANOSIM) baseadas na composição de espécies zooplancônicas (A) e seus atributos funcionais (B) das diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. Arroz representa área de regeneração natural dos bancos de arroz; não_imp representa a área de igapó não impactada; Plantio representa a área de igapó plantio; Reg_nat representa a área de igapó regeneração natural; Pel_imp representa a área pelágica impactada, e Pel_não_imp representa a área pelágica não impactada.

4.5. Relação entre as diversidades taxonômica e funcional e os fatores direcionadores locais

Os dois primeiros eixos da CCA entre as espécies amostradas, os pontos e as variáveis limnológicas (Figura 13 A) explicaram em conjunto 83,42% da variação dos dados, sendo que o primeiro eixo responsável por explicar 48,96% e o segundo eixo

explicou 19,74%. O primeiro eixo apresentou correlação positiva com clorofila-*a*, profundidade, condutividade, zona eufótica e pH. Este eixo ainda apresentou moderada correlação negativa com as demais variáveis ambientais. O segundo eixo apresentou relação positiva com clorofila-*a* e profundidade, e uma relação negativa com oxigênio dissolvido, temperatura e pH. Os pontos das áreas pelágicas, impactada e não impactada, e a área de regeneração dos bancos de arroz se localizaram no lado direito do eixo principal, enquanto as outras áreas ficaram no lado esquerdo. Os pontos da área de igapó natural e de regeneração natural se localizaram próximas, na parte de cima do segundo eixo. Nesta análise, pode-se observar, ainda, que as maiores densidades zooplanctônicas localizaram-se no lado esquerdo do eixo principal, nos pontos das áreas de igapó natural, regeneração natural e plantio, sendo influenciados pela turbidez.

profundidade, pH e clorofila-*a*. Este eixo ainda apresentou forte relação negativa com a turbidez, e moderada com a temperatura da água. A maioria dos atributos funcionais ficou localizada entre os dois primeiros eixos, com destaque para os atributos funcionais filtrador_I, detritívoro/carnívoro, carnívoro, raspador_C e onívoro/herbívoro que foram os mais influenciados pela variável da turbidez e temperatura. A partir desta análise não foi possível observar padrões da relação entre a composição funcional das diferentes áreas do lago com as variáveis ambientais.

Tabela II: Regressão entre os valores de turbidez e os valores de CWM de cada atributo funcional zooplancônico para os diferentes pontos amostrados no Lago Batata em março de 2015.

	β_0 (<i>Intercept</i>)	β_1 (<i>Slope</i>)	R^2	R^2_{adj}	P
Turbidez x Tamanho corporal	0,38	-0,01	0,25	0,23	0,002
Turbidez x Forma de alimentação raptorial	0,30	-0,02	0,38	0,36	<0,001
Turbidez x Forma de alimentação filtrador micrófago	0,37	0,00	0,01	-0,02	0,619
Turbidez x Forma de alimentação raspador	0,94	-1,91	0,33	0,31	<0,001
Turbidez x Forma de alimentação filtrador (Daphnidae)	0,01	0,00	0,03	0,00	0,358
Turbidez x Forma de alimentação filtrador (Ilyocriptidae)	0,00	0,00	0,35	0,33	<0,001
Turbidez x Forma de alimentação filtrador (Sididae)	0,16	-0,01	0,25	0,22	0,003
Turbidez x Forma de alimentação suspensívoro	0,22	-0,01	0,40	0,39	<0,001
Turbidez x Reprodução sexuada	0,22	-0,01	0,40	0,39	<0,001
Turbidez x Reprodução assexuada	0,78	0,01	0,40	0,39	<0,001
Turbidez x Hábitat Litorâneo	0,22	-0,01	0,05	0,02	0,187
Turbidez x Hábitat Pelágico	0,81	0,01	0,04	0,01	0,265
Turbidez x Hábito Herbívoro	0,96	0,00	0,01	-0,02	0,521
Turbidez x Hábito Carnívoro	0,00	0,00	0,10	0,07	0,065
Turbidez x Hábito Detritívoro/Carnívoro	0,00	0,00	0,16	0,13	0,018
Turbidez x Hábito Detritívoro/Onívoro	0,02	0,00	0,20	0,17	0,007
Turbidez x Hábito Onívoro/Carnívoro	0,02	0,00	0,00	-0,03	0,927
Turbidez x Hábito Onívoro/Herbívoro	0,00	0,00	0,05	0,02	0,211
Turbidez x Hábito Onívoro	0,02	0,00	0,20	0,17	0,007

Os resultados das regressões entre os valores de turbidez e o CWM dos atributos funcionais encontram-se na Tabela II, e evidenciaram uma relação positiva da turbidez com atributos funcionais como menor tamanho corporal, forma de reprodução

assexuada, hábito alimentar onívoro ou detritívoro com preferências carnívoras ou onívoras (Tabela II). Em contrapartida, os valores de turbidez se relacionam negativamente aos atributos funcionais como forma de alimentação raptorial, suspensívora, raspadora ou Cladocera filtradores da família Sididae.

5. DISCUSSÃO

5.1. *Comunidade zooplanctônica: estrutura e diversidade*

A composição e densidade de espécies de uma comunidade tendem a estar relacionadas a filtros ambientais abióticos e bióticos (Keddy, 1992; HilleRisLambers *et al.*, 2012). No Lago Batata, apesar da considerável redução dos valores de turbidez nas áreas impactadas desde o fim do aporte de rejeito e início do projeto de recuperação (Bozelli *et al.*, 2000), a presença de rejeito de bauxita depositado sobre sedimento ainda influencia a qualidade da água. Tal fato intensifica a ação de filtros ambientais como a turbidez, diferenças na produtividade, temperatura da água, entre outros. Assim, as espécies zooplanctônicas observadas em áreas nas quais ainda há maior influência do impacto podem apresentar, então, adaptações morfológicas, fisiológicas ou comportamentais à presença constante de rejeito.

As diferentes áreas do Lago Batata apresentaram uma grande variedade de espécies. As comunidades zooplanctônicas foram basicamente compostas por elevadas densidades de Copepoda em sua forma imatura (náuplio e copepodito), com uma baixa riqueza de espécies desse grupo, em oposição a uma baixa densidade, mas uma maior riqueza de espécies de Rotifera. A elevada densidade de indivíduos de Copepoda

imaturas pode ser entendida como uma estratégia de seleção R dessas populações, que por serem organismos sexuados, diferente de Rotifera e Cladocera, necessitam aumentar o número de descendentes para melhorar seu sucesso reprodutivo e seu ajustamento evolutivo (Hairston & Bohonak, 1998). O grupo Rotifera contribuiu com mais da metade dos táxons registrados. Este grupo é conhecido por apresentar menor dependência alimentar com o fitoplâncton, uma vez que se alimentam também de bactérias, flagelados e detritos (Ruttner-Kolisko, 1974; Sladeczek, 1983). Suas especializações funcionais permitem a predação de diferentes itens alimentares, o que permite a coexistência de muitas espécies em um mesmo micro-habitat.

A densidade de Cladocera nas áreas de igapó (natural, regeneração natural) e de bancos de arroz foi elevada. Desse modo, observa-se que a densidade de Cladocera independe da presença ou ausência do impacto. Estudos anteriores (Garrido *et al.*, 2003; Maia-Barbosa & Bozelli, 2006) verificaram maiores densidades de determinadas espécies de Cladocera em períodos de seca, tanto em áreas impactadas quanto não impactadas, devido a menor profundidade do lago neste período. Espacialmente, o efeito das maiores profundidades nas áreas pelágicas, impactada e não impactada, podem explicar a ocorrência de menores densidades de Cladocera nessas áreas. Além disso, nas áreas impactadas em regeneração natural do igapó ou bancos de arroz, a elevada densidade de Cladocera pode estar relacionada a interações positivas do material inorgânico em suspensão e dos bancos de arroz sobre a densidade de determinadas espécies desse grupo, pela formação áreas de refúgio contra predação (Perrow, 1999, Maia-Barbosa & Bozelli, 2006).

5.2. *Diversidade funcional zooplanctônica*

As áreas litorâneas impactadas igapó plantio e bancos de arroz, semelhante à área de igapó natural, apresentaram dominância de organismos com hábito alimentar carnívoro, onívoro e detritívoro. Essas características indicam que nestes ambientes os organismos presentes apresentaram menor dependência alimentar com o fitoplâncton. Estudos sobre comunidades zooplanctônicas em sucessão descreveram padrões de competição interespecífica limitada em termos de disponibilidade de recurso alimentar, e coexistência por meio de partição de nichos, levando cada espécie a preferir determinadas regiões ao longo do gradiente do espaço do nicho (McGill *et al.*, 2006b; Sommer, 2012). A produtividade fitoplanctônica, geralmente, é tida como o filtro ambiental de maior importância para a determinação da distribuição da comunidade zooplanctônica (Vogt *et al.*, 2013). Espécies zooplanctônicas onívoras apresentam como vantagem uma maior gama de recursos alimentares, como bactérias, protistas e detritos, que lhes capacita a sobreviver em condições de maior competição interespecífica e menor concentração de recurso alimentar (Sternler, 2009; Litchman *et al.*, 2013).

A forma de alimentação “filtradores micrófagos” sobressaiu nas áreas de igapó natural, plantio e dos bancos de arroz. São organismos filtradores do grupo Rotifera, que se alimentam de micropartículas (Obertegger *et al.*, 2011). A área de igapó regeneração natural apresentou um maior número de organismos com forma de alimentação “raspadores”. Estes organismos pertencem à família Chydoridae, composta por uma grande riqueza de espécies com taxonomia diversa (Fryer, 1968). Membros dessa família geralmente utilizam suas antenas como remos para rastejar para o fundo ou sobre depósitos de matéria em suspensão (Fryer, 1968). Diferenças nos atributos como tamanho corporal, hábito alimentar, forma de alimentação tem efeitos profundos na diversidade de funções ecossistêmicas, realizadas pelos organismos e

consequentemente na estrutura das redes alimentares e no ciclo de energia e material nos ecossistemas (Loreau *et al.*, 2001).

Em relação à diversidade funcional zooplanctônica, os valores de FRic na área de igapó não impactado foram menores que na área pelágica não impactada. Este resultado sugere que essa área pode ter menor estabilidade ao longo do tempo, que a área pelágica, e ser menos eficiente nos processos ecossistêmicos fornecidos pela comunidade zooplanctônica (Cadotte *et al.*, 2011, Montoya *et al.*, 2012). Isto porque, uma maior variedade de atributos funcionais se traduz em uma maior quantidade de recursos utilizados e maiores efeitos da diversidade na resiliência do ecossistema (Díaz & Cabido, 2001). Os valores de FEve e FDiv não foram significativamente diferente entre as diferentes áreas. Sugerindo que em todas as áreas há uma semelhança na equitabilidade da densidade das espécies distribuída entre os papéis funcionais zooplanctônicos. FEve e FDiv são índices semelhantes porque levam em consideração a distribuição da abundância de espécies com cada atributo funcional da comunidade (Villegger *et al.*, 2008). Essa ausência de diferença entre as áreas pode ser uma indicação de que apenas a identidade de atributos (riqueza funcional) está sendo influenciada pelo ambiente, e não a estrutura do conjunto funcional (isto é, distribuição de abundâncias entre papéis funcionais).

Na área de igapó regeneração natural, entretanto, os valores de FDis foram significativamente menores. Este índice avalia o quanto as espécies estão distantes dentro do espaço de nicho. Esse padrão somado à menor amplitude de CWM de atributos funcionais zooplanctônicos sugere que as espécies zooplanctônicas na área de igapó regeneração natural estão ocupando locais muito próximos no espaço de nicho. Nesta área, então, apesar de uma maior riqueza em papéis funcionais (atributos funcionais), e de uma distribuição equiparável entre a abundância de espécies com

determinados atributos funcionais, estes atributos apresentam grande semelhança funcional. Ou seja, na área de regeneração natural está havendo sobreposição de nicho, com menor quantidade de recursos sendo utilizados, e conseqüentemente com menor efeito da diversidade no funcionamento ecossistêmico desta área em relação às demais áreas do Lago Batata (Díaz & Cabido, 2001). Pois, quanto maior o número de espécies com funções redundantes, menor a complementariedade na utilização dos recursos disponíveis, reduzindo assim o montante final de um determinado processo ecológico (Naeem *et al.*, 1994).

5.3. Comunidade zooplanctônica e as categorias de especificidade de habitat

Os valores de turbidez, que representa o impacto pelo rejeito de bauxita, foram maiores nas áreas marginais: área de igapó regeneração natural, plantio e dos bancos de arroz, pelágica impactada, pelágica natural e igapó natural (respectivamente). Localmente, os padrões de distribuição da comunidade zooplanctônica são, geralmente, influenciados pelo tamanho dos ambientes, pelos movimentos do vento na coluna d'água, pela distribuição do recurso fitoplanctônico, dispersão e suspensão de material particulado e predação (George & Edwards, 1976; Gorham & Boyce, 1989). No Lago Batata, o rejeito de bauxita depositado sobre o sedimento das áreas em regeneração natural da vegetação de igapó influencia a qualidade da água, devido ao aporte de matéria inorgânica em suspensão na coluna d'água, reduzindo a transparência da água e a produção fitoplanctônica. Tal fato influencia na comunidade zooplanctônica, pois interfere na alimentação dos organismos, diretamente pelo entupimento do aparato filtrador e indiretamente pela redução do recurso alimentar fitoplanctônico (Bozelli 1998; Bozelli 2000; Guenther & Bozelli 2004). Ainda, o rejeito pode interferir de forma

positiva sobre a densidade zooplanctônica, devido à formação de agregados de matéria orgânica e pela proteção contra predação visual por peixes (Bozelli 1998; Maia-Barbosa & Bozelli 2006).

As relações da turbidez com o CWM dos atributos funcionais zooplanctônicos evidenciaram que as áreas litorâneas impactadas apresentaram maior contribuição de organismos com menor tamanho e forma de reprodução assexuada, isto é, um maior número de Rotifera e Cladocera em comparação a Copepoda. A turbidez selecionou espécies zooplanctônicas com atributos funcionais de hábito alimentar onívoro ou detritívoro com preferências carnívoras ou onívoras. Espécies com formas de alimentação raptorial, suspensívora, raspadora ou Cladocera filtradores da família Sididae foram negativamente influenciados pelo impacto do rejeito de bauxita. Na trajetória de áreas restauradas é possível identificar duas etapas: a restauração das características físico-químicas do ambiente e a sucessão e recuperação das populações.

A área pelágica impactada apresentou similaridade, na composição de espécies e de atributos funcionais, com área pelágica natural. O curso da água durante o pulso de inundação permite a entrada das águas do lago nas áreas de igapó e a retirada de matéria orgânica dessas áreas para o interior do lago (Bozelli *et al.*, 2000). Este resultado reforça a hipótese de que a área pelágica impactada, após o programa de monitoramento e restauração desde o fim do aporte de rejeito, vem restaurando a funcionalidade da comunidade zooplanctônica, de modo a se assemelhar com a área natural.

Em relação às áreas marginais do Lago Batata, a composição de espécies na área de plantio se assemelhou tanto à área de igapó natural, quanto à área de igapó regeneração natural. A variação nos efeitos do distúrbio entre as diferentes áreas do lago pode ter levado a uma variação local na comunidade zooplanctônica da área de igapó plantio, principalmente pela troca comum entre adaptações que maximizam a aptidão

em ambientes competitivos e adaptações a condições ambientais extremas (Menge & Sutherland 1987; Collins 2000; Weithoff *et al.*, 2001). Entretanto, a área de plantio apresenta similaridade nas características funcionais zooplanctônicas com a área não impactada. Este resultado era esperado pelo fato de que o processo intencional de recuperação da estrutura física, pelo estabelecimento das condições bióticas e abióticas durante as intervenções de recuperação, deve ter sujeitado a comunidade zooplanctônica a condições ambientais mais semelhantes às aquelas encontrados na área de referência, a área de igapó natural.

O esforço para a restauração das condições ecológicas do Lago Batata, principalmente pelo plantio de mudas ou semeadura da vegetação de igapó, juntamente com a deposição de serapilheira no solo impactado nos períodos de seca, se mostrou eficaz, mesmo sob a ação do pulso hidrológico, que remove parte do material orgânico alocado (Barbieri, 1995; Dias *et al.*, 2012). Acredita-se que a deposição de matéria orgânica sobre a camada de rejeito levou a uma melhoria nas condições físico-químicas do solo e conseqüentemente da água, e das comunidades aquáticas. O aumento na transparência da água acarreta uma maior incidência de luz solar, possibilitando a fotossíntese, o que leva à melhoria das condições de produção dos organismos aquáticos da base da cadeia alimentar, influenciando e modificando toda a cadeia trófica (Lin & Caramaschi, 2005).

Apesar da maior diferença entre a composição de espécies da área de bancos de arroz com as demais áreas, a composição de funções exercidas pelas espécies foi semelhante à de igapó natural e plantio. A área de arroz também apresentou uma maior amplitude de atributos funcionais em relação às demais áreas. Uma maior variedade de características funcionais se traduz em uma maior quantidade de recursos utilizados, representando maiores efeitos na diversidade no funcionamento do ecossistema (Díaz &

Cabido, 2001). Esta área do lago é colonizada em 90% pela espécie de macrófita *Oriza glumaepatula*, que teve seu estabelecimento na área favorecido pelo assoreamento causado pelo rejeito. Esta espécie possui um ciclo de vida fortemente regulado pela variação do nível d'água (Enrich-Prast & Esteves, 1998). Sabe-se que a comunidade de macrófitas aquáticas possui elevada produtividade, que pela cadeia de detritos é transferida para níveis tróficos superiores (Moss, 1993; Esteves, 1998). Seu ciclo de vida curto, relacionado ao pulso de inundação, exerce um efeito positivo, pela produção de matéria orgânica, na restauração das características físicas do sedimento do lago Batata nesta área, antes formado apenas por rejeito de bauxita. Auxiliando, desta forma, o restabelecimento das características abióticas e conseqüentemente bióticas.

A área de igapó regeneração natural apresentou maiores características limnológicas do distúrbio, como maiores valores de turbidez, menores valores de clorofila-*a* e condutividade. Nestas áreas, a transparência da água foi menor devido a maior turbidez, o que resultou em uma menor concentração de clorofila-*a*, representando uma redução na produtividade fitoplanctônica. Tal fato tende a influenciar o arranjo da comunidade biológica. Os pontos da área de igapó regeneração natural apresentam composição de espécies zooplanctônicas semelhante, entretanto esses pontos de uma mesma área diferem funcionalmente, pela distinta composição de atributos funcionais zooplanctônicos. Ao longo de processos sucessionais, a substituição de espécies pode ocorrer a partir de processos estocásticos, tais como dispersão (Hubbell, 2001; McGill, *et al.*, 2006) ou de processos determinísticos, como diferenciação de nicho em função de gradientes ambientais (Pavlik *et al.*, 1995; Gaston, 2000). Nas áreas de regeneração natural do igapó, a ocorrência de processos estocásticos e efeitos de recrutamento (*priority effects*), podem ter sido responsáveis por

diferenças nas condições físico-químicas e nos filtros ambientais em relação às áreas não impactadas, para as comunidades biológicas, como o zooplâncton.

6. CONCLUSÃO

Os resultados encontrados neste trabalho corroboram as hipóteses propostas e suas predições. O programa de restauração do Lago Batata, pelo processo induzido de restauração para melhorar as condições abióticas do lago, teve um importante papel no reestabelecimento da composição e diversidade funcional zooplanctônica. A área pelágica impactada e a área de plantio se assemelharam às áreas de referência. Além disso, a área de regeneração natural dos bancos de arroz teve um papel atuante em reestabelecer a composição e diversidade de funções da comunidade zooplanctônica, pois possivelmente favoreceu a restauração das condições físicas do sedimento do lago. Estes resultados complementam estudos anteriores no ambiente em particular, que até o presente momento abordaram apenas as características estruturais, trazendo então conclusões acerca da restauração do papel funcional da comunidade zooplanctônica no Lago Batata.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barbieri, R., 1995, Colonização Vegetal e Ciclagem de Nutrientes em Uma Área de Igapó do Lago Batata (PA) Impactado por Rejeito de Lavagem de Bauxita. Tese de Doutorado, UFSCar, São Carlos, SP, Brasil. 104 pp.

Barnett, A., & Beisner, B. E. (2007). Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, 88(7), 1675-1686

Barnett, A. J., Finlay, K., & Beisner, B. E. (2007). Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52(5), 796-813.

Biddinger G. R. & Gloss S. P. (1984) The importance of trophic transfer in the bioaccumulation of chemical contaminants in aquatic ecosystems. *Residue Reviews*, 91, 103-145.

Bozelli, R. L. 1996. The Influence of Bauxite Tailings on the Cladoceran Populations of Lake Batata, Amazonia, Brazil. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 81, 621–634.

Bozelli, R. (1998). Influences of suspended inorganic matter on carbon ingestion and incorporation rates of two tropical cladocerans, *Diaphanosoma birgei* and *Moina minuta*. *Archiv für Hydrobiologie*, 142, 451–465.

Bozelli, R. L. 2000. Zooplâncton. In: Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecosistema Amazônico, (Ed. by R. L. Bozelli, F. D. A. Esteves, & F. Roland), pp. 119–138. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL.

Bozelli, R. L., F. A. Esteves & F. Roland, 2000. Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecosistema Amazônico. Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro / Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro, 342 pp.

Bullock, J. M.; Aronson, J.; Newton, A. C.; Pywell, R. F. & Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*. 26: 541-549.

Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotchnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.* 48, 1079–1087.

Chapin III, F. S., Zavaleta, E.S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E. & Mack, M.C. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.

De Groot, R. S., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.

Dias, A. T., Bozelli, R. L., Darigo, R. M., Esteves, F. D. A., dos Santos, H. F., Figueiredo-Barros, M. P., Nunes, M. S. Q. S., Roland, F., Zamith, L. R. & Scarano, F. R. (2012). Rehabilitation of a Bauxite Tailing Substrate in Central Amazonia: The Effect of Litter and Seed Addition on Flood-Prone Forest Restoration. *Restoration Ecology*, 20(4), 483-489.

Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to Ecosystem processes. *Trends in ecology e evolution*. 16, 646-655.

Elmqvist, T.; Folke, C.; Nystrom, M.; Peterson, G.; Bengtsson, J.; Walker, B. & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1, 488-494.

Fonseca, J. & Esteves, F. 1999. Influence of bauxite tailings on the structure of the benthic macroinvertebrate community in an Amazonian Lake (Lago Batata, Pará-Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59, 397–405.

Fox, J., & Weisberg, S. (2011). *Multivariate linear models in R. An R companion to applied regression*, 2nd edn. SAGE Publications.

Fryer, G. (1968). Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 254(795), 221-384.

Galatowitsch, S. M. (2012). *Ecological restoration*. Boston. Sinauer Press, 1ed, 550pp.

Garrido, A., Bozelli, R., Esteves, F., & Alves, L. (2003). Long-term patterns of the planktonic cladoceran community of Batata Lake, Amazonia, Brazil. *Acta Limnol. Bras*, 15(1), 41-53.

Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783), 220-227.

Ger, K. A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P. C., Hansson, L. A., Sarnelle, O., Wilson, A. E., & Lüring, M. (2016). The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*, 54, 128-144.

Gulati, R., & Demott, W. (1997). The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshwater Biology*, 38(3), 753-768.

Hirston, N. G., & Bohonak, A. J. (1998). Copepod reproductive strategies: life-history theory, phylogenetic pattern and invasion of inland waters. *Journal of Marine Systems*, 15(1), 23-34.

Hall, C. & Burns, C. (2003). Responses of crustacean zooplankton to seasonal and tidal salinity changes in the coastal Lake Waiholo, New Zealand. *New Zealand J. Mar. Freshwater Research*. 37, 31-43.

Haney, J. F. & Hall, D. J. (1970). A preservation technique for Cladocera. *Limnology*. 18, 331-333.

Hébert, M. P., Beisner, B. E. & Maranger, R. (2016a). A meta-analysis of zooplankton functional traits influencing ecosystem function. *Ecology*, 97(4), 1069-1080.

Hébert, M. P., Beisner, B. E. & Maranger, R. (2016b). Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*. 00(00), 1-10.

Hillebrand, H & Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters* 12, 1405-1419.

HilleRisLambers, J., Adler, P. B., Harpole, W. S., Levine, J. M., & Mayfield, M. M. (2012). Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 227-248.

Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 1-23.

Hooper, D. U.; Chapin, F. S.; Ewel, J. J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J. H.; Lodge, D. M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A. J.;

Vandermeer, J. & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75,3–35.

Ivanova, M. B., & Kazantseva, T. I. (2006). Effect of water pH and total dissolved solids on the species diversity of pelagic zooplankton in lakes: A statistical analysis. *Russian Journal of Ecology*, 37(4), 264-270.

Karr, J. R., & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5(1), 55-68.

Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules - 2 goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3,157–164.

Kozlowsky-Suzuki, B. & Bozelli, R. L. (2004). Resilience of a zooplankton community subjected to marine intrusion in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 522,835-846.

Laliberté, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305.

Laliberté, E. and Shipley, B. (2011). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-11. URL <http://CRAN.R-project.org/package=FD>.

Lapa, R. P. 2000. A bauxita e o Rejeito de Bauxita. In: Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico, 1st edn. (Ed. by R. L. Bozelli, F. D. A. Esteves, & F. Roland), pp. 25–35. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL.

Lawton, J. H., & V. K. Brown. (1993). Redundancy in ecosystems. in E.-D. Schulze and H. A. Mooney, editors. *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 255–270.

Legendre, P., and Legendre, L. F. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier, 24, 989pp.

Litchman, E., Ohman, M. D. & Kiorboe, T. (2013). Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35, 473–484.

- Lodi, S.; Vieira, L. C. G.; Velho, L. F. M.; Bonecker, C. C.; Carvalho, P. & Bini, L. M. (2011). Zooplankton Community Metrics as Indicators of Eutrophication in Urban Lakes. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 9(1), 87-92.
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J. P.; Hector, A.; Hooper, D. U.; Huston, M. A.; Raffaelli, D.; Schmid, B.; Tilman, D. & Wardle, D. A. (2001). Ecology – biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294 (5543), 804-808
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science, 215 pp.
- Maia-Barbosa, P. M. & Bozelli, R. L. (2006). Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (lake Batata , PA , Brazil) impacted by bauxite tailings . *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18, 67–75.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.
- MacArthur, R., & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101(921), 377-385.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006a). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- McGill, B. J., Maurer, B. A, & Weiser, M. D. (2006b). Empirical evaluation of neutral theory. *Ecology* 87(6),1411-1423.
- Montoya, D., Rogers, L. & Memmott, J., (2012). Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 27, 666–672.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H. & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24:867-876

- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., & Woodfin, R. M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368(6473), 734-737.
- Nusch, E. A., & Palme, G. (1975). Biologische methoden für die praxis der gewässeruntersuchung. *GWF-Wasser/Abwasser*, 116, 562-565.
- Odum, E. P., & Barrett, G. W. (2007). *Fundamentos de Ecologia*. Cengage Learning. 632pp.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., and Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10. R package version 2.3-5. URL <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan>.
- Obertegger, U., Smith, H. A., Flaim, G., & Wallace, R. L. (2011). Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia*, 662(1), 157-162.
- Obertegger, U., & Manca, M. (2011). Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *Journal of limnology*, 70(2), 231-238.
- Panosso, R. F., 1993. Influencia do regime hidrológico e das características morfométricas sobre algumas variáveis limnológicas de um lago amazônico (Lago Batata) impactado por rejeito de bauxita. *Dissertação, Universidade Federal de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: 120 pp.*
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A. B., Gachet, S. & Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*. 118, 391-402.
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J., Stansfield, J. H., & Phillips, G. L. (1999). The practical importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. *Hydrobiologia*, 395, 199-210.
- Petchey, O. L. & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*. 5, 402-411.
- Pla, L., Casanoves, F., di & Rienzo, J. A. (2012). *Quantifying functional biodiversity*. Springer Netherlands, New York, 98pp.

Ricotta, C. (2005). Through the jungle of biological diversity. *Acta biotheoretica*, 53(1), 29-38.

Roland, F.; Celina, M. L. F.; Kubrusly, L. (2000). Nutrientes e composição química do sedimento. In: Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico, (Ed. by R. L. Bozelli, F. D. A. Esteves, and F. Roland), pp. 119–138. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL.

Roland, F. & Esteves, F. D. A. (1998). Effects of bauxite tailing on PAR attenuation in an Amazonian crystalline water lake. *Hydrobiologia*, 377, 1–7.

Roland, F., & Assis Esteves, F. D. (1993). Dynamics of phosphorus, carbon and nitrogen in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Batata Lake, Pará, Brazil). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 25(2), 925-930.

Ruttner-Kolisko, A. (1974). Plankton rotifers, biology and taxonomy. *Binnegewasser*, 26, 1-146.

Sladeczek, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100, 169-201.

SODRÉ, E. O. 2014. Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica em um lago de planície de inundação. 80p. Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2014. Instituto de Biologia/UFRJ, M.Sc., Ecologia.

Sommer, U. (Ed.). (2012). *Plankton ecology: succession in plankton communities*. Springer Science & Business Media, 369pp.

Sturner, R. W. (2009) Role of zooplankton in aquatic ecosystems. In Likens, G. E. (ed.), *Encyclopedia of inland waters*. 1st edition. Elsevier, Oxford, UK, 678–688.

Tarras-Wahlberg, N. H., Flachier, A., Lane, S. N., & Sangfors, O. (2001). Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Science of the Total Environment*, 278(1), 239-261.

Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.

Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2009). *Fundamentos em ecologia*. Artmed Editora. 563pp.

Verdonschot, P. F. M.; Spears, B. M. & Feld C. K. 2012. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hidrobiologia*, 704, 453-474.

Villéger, S.; Mason, N. W. H. & Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290-2301

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892.

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(12), 1700-1709.

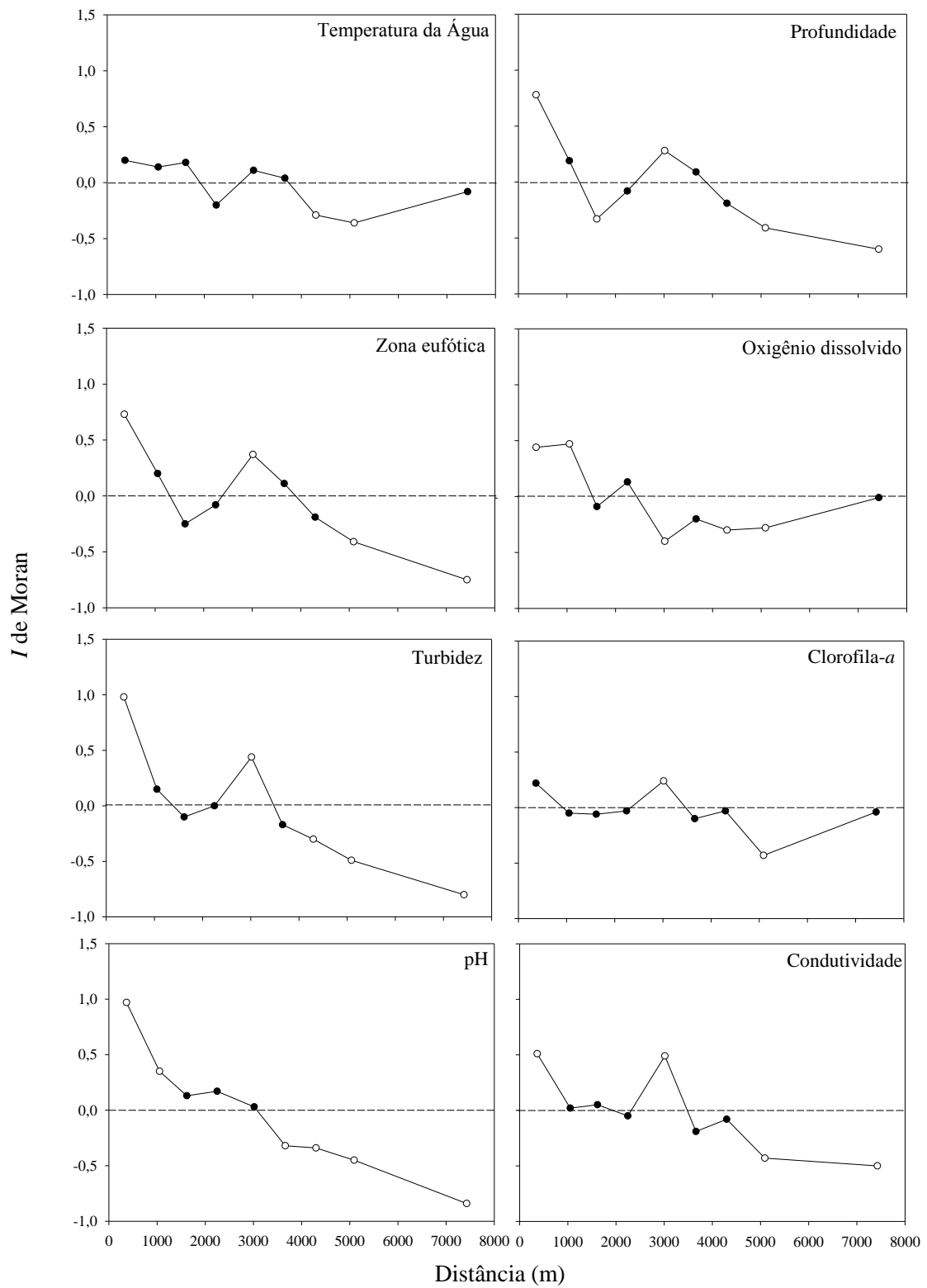
Wackernagel, M., & Rees, W. (1998). *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth* (No. 9). New Society Publishers. 160pp

Walker, I.; Kinzig, A. & Langriggel, J. (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*. 2, 95-113.

Zhao, J., Ramin, M., Cheng, V., & Arhonditsis, G. B. (2008). Plankton community patterns across a trophic gradient: the role of zooplankton functional groups. *Ecological modelling*, 213(3), 417-436.

8. ANEXOS

Anexo I – Correlogramas gerados entre os coeficientes I de Moran calculados e as classes de distância.



Anexo II - Lista de espécies da comunidade zooplanctônica amostradas nas diferentes áreas do Lago Batata em março de 2015 e suas respectivas densidades (Ind./m³).

	Igapó não impactado					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp</i>	39	0	6	3	6	39
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	16	0	0	0	0	17
<i>Ascomorpha klementi</i>	0	0	3	0	0	0
<i>Ascomorpha saltans</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Brachionus zahniseri</i>	0	0	0	25	19	50
<i>Brachionus zahniseri gessneri</i>	763	28	69	25	30	69
<i>Collotheca sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	3	17	6	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	8	35	0	6	0	0
<i>Dicranophorus sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis sp</i>	8	0	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia terminalis</i>	126	0	14	8	6	69
<i>Gastropus stylifer</i>	0	0	0	3	0	0
<i>Keratella americana</i>	102	8	22	8	0	17
<i>Lecane bulla</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i>	16	8	17	11	3	0
<i>Lecane lunaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane melini</i>	31	4	3	0	6	0
<i>Lecane pertica</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane proiecta</i>	24	0	3	30	36	3
<i>Lecane quadridentata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane remanei</i>	0	0	0	0	0	19
<i>Lecane rudescui</i>	0	0	3	0	0	3
<i>Lepadella patela</i>	8	0	0	0	0	0
<i>Macrochaetus sp</i>	24	0	0	3	0	33
<i>Monommata sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Platyias quadricornis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ploesoma truncatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ptygura libera</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Sinantherina sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	0	8	8	8	0	0
<i>Trichocerca chatoni</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	0	8	0	0	6
<i>Trichocerca similis grandis</i>	0	0	0	6	22	28
<i>Trichocerca similis</i>	16	8	17	11	11	58
TOTAL ROTIFERA	1180	98	173	162	146	407

	Igapó não impactado					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
CLADOCERA						
<i>Alona intermedia</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Acroperus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Coronatella monacantha</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella clathratula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	3	0	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina hagmanni</i>	31	4	11	3	55	41
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	841	79	220	570	983	523
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	24	0	0	14	0	0
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma polyspina</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Kurzia latissima</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Leydigia sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix elegans</i>	0	0	0	0	0	0
TOTAL CLADOCERA	896	83	234	586	1038	564
COPEPODA						
Nauplio cyclopoida	19926	488	1610	1640	1161	3853
Copepodito cyclopoida	778	83	217	135	184	173
Nauplio calanoida	503	413	826	339	261	151
Copepodito calanoida	8	4	0	6	0	0
<i>Aspinus acicularis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Harpaticoida</i>	31	0	33	8	28	8
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	8	0	3	3	0	0
<i>Oithona amazonica</i>	110	43	44	47	146	143
<i>Rhacodiaptomus besti</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	0	0	0	0	0	0
TOTAL COPEPODA	21365	1030	2733	2177	1781	4329

	Igapó regeneração natural					
	P7	P8	P9	P10	P11	P12
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	12	0	4	0	-	6
<i>Ascomorpha klementi</i>	0	0	2	0	-	0
<i>Ascomorpha saltans</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	2	0	-	0
<i>Brachionus zahniseri</i>	303	142	47	201	-	259
<i>Brachionus zahniseri gessneri</i>	625	372	16	65	-	135
<i>Collotheca sp</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	0	0	4	24	-	0
<i>Dicranophorus sp</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Euchlanis sp</i>	0	6	0	0	-	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Filinia terminalis</i>	12	0	0	0	-	0
<i>Gastropus stylifer</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Keratella americana</i>	43	29	2	0	-	19
<i>Lecane bulla</i>	0	0	4	18	-	0
<i>Lecane leontina</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Lecane lunaris</i>	4	24	14	12	-	3
<i>Lecane melini</i>	12	41	14	47	-	52
<i>Lecane pertica</i>	0	0	8	0	-	0
<i>Lecane proiecta</i>	4	0	2	12	-	0
<i>Lecane quadridentata</i>	0	0	2	29	-	3
<i>Lecane remanei</i>	0	0	4	12	-	0
<i>Lecane rudescui</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Lepadella patela</i>	8	0	0	12	-	0
<i>Macrochaetus sp</i>	0	24	12	18	-	22
<i>Monommata sp</i>	0	12	12	18	-	0
<i>Platyias quadricornis</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Ploesoma truncatum</i>	0	0	0	0	-	17
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	71	12	4	0	-	33
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Ptygura libera</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Sinatherina sp</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Testudinella patina</i>	0	6	0	0	-	6
<i>Trichocerca bicristata</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Trichocerca capucina</i>	0	18	4	29	-	25
<i>Trichocerca chatoni</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Trichocerca cylindrica</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Trichocerca similis grandis</i>	0	0	0	0	-	3
<i>Trichocerca similis</i>	0	18	33	35	-	28
TOTAL ROTIFERA	1093	702	189	531	-	608

	Igapó regeneração natural					
	P7	P8	P9	P10	P11	P12
CLADOCERA						
<i>Alona intermedia</i>	0	24	2	0	-	0
<i>Acroperus</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Coronatella monacantha</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Alona ossiani</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Alonella clathratula</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	0	6	-	3
<i>Anthalona verrucosa</i>	20	0	0	0	-	0
<i>Bosmina hagmanni</i>	4	12	8	24	-	17
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	5312	3816	346	1020	-	705
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	75	0	4	12	-	0
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Daphnia gessneri</i>	4	0	0	0	-	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	59	100	0	12	-	19
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Diaphanosoma polyspina</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0	6	0	0	-	0
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	0	6	2	6	-	0
<i>Kurzia latissima</i>	0	0	2	6	-	0
<i>Leydigia sp</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Macrothrix elegans</i>	0	0	0	0	-	0
TOTAL CLADOCERA	5473	3963	364	1085	-	743
COPEPODA						
Nauplio cyclopoida	1679	714	242	714	-	2136
Copepodito cyclopoida	330	171	22	136	-	187
Nauplio calanoida	24	29	22	41	-	30
Copepodito calanoida	20	0	4	0	-	19
<i>Aspinus acicularis</i>	4	0	0	0	-	0
<i>Harpaticoida</i>	8	0	0	0	-	0
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	0	0	4	12	-	0
<i>Oithona amazonica</i>	35	59	8	59	-	105
<i>Rhacodiaptomus besti</i>	0	0	0	0	-	0
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	20	0	2	6	-	22
TOTAL COPEPODA	2119	973	303	967	-	2499

	Igapó Plantio					
	P13	P14	P15	P16	P17	P18
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp</i>	29	0	0	24	0	189
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ascomorpha klementi</i>	230	173	197	59	0	0
<i>Ascomorpha saltans</i>	18	0	0	0	0	0
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus zahniseri</i>	47	108	138	59	204	1007
<i>Brachionus zahniseri gessneri</i>	1610	3936	5013	2607	1997	13808
<i>Collotheca sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	177	130	0	12	16	16
<i>Dicranophorus sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	20	12	0	94
<i>Filinia terminalis</i>	29	108	79	59	16	126
<i>Gastropus stylifer</i>	41	173	609	920	94	189
<i>Keratella americana</i>	0	1406	1160	590	377	1337
<i>Lecane bulla</i>	0	22	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i>	83	0	0	0	0	0
<i>Lecane lunaris</i>	18	0	0	0	16	0
<i>Lecane melini</i>	395	432	609	224	110	676
<i>Lecane pertica</i>	0	22	20	0	0	0
<i>Lecane proiecta</i>	106	173	197	224	63	645
<i>Lecane quadridentata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane remanei</i>	0	22	0	0	16	0
<i>Lecane rudescui</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patela</i>	0	0	0	0	0	16
<i>Macrochaetus sp</i>	271	65	79	47	110	63
<i>Monommata sp</i>	153	173	197	0	63	16
<i>Platylas quadricornis</i>	35	0	0	0	0	0
<i>Ploesoma truncatum</i>	425	476	138	12	142	440
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	24	0	20	0	0	47
<i>Polyarthra vulgaris</i>	12	43	0	12	0	0
<i>Ptygura libera</i>	0	0	39	0	0	0
<i>Sinatherina sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	0	43	0	0	0	16
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i>	0	0	0	12	0	31
<i>Trichocerca bicristata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	649	497	374	12	79	204
<i>Trichocerca chatoni</i>	0	0	39	12	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i>	0	0	0	47	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	0	0	0	0	16
<i>Trichocerca similis grandis</i>	47	0	0	0	0	16
<i>Trichocerca similis</i>	0	65	79	224	0	94
TOTAL ROTIFERA	4400	8066	9004	5166	3303	19045

	Igapó Plantio					
	P13	P14	P15	P16	P17	P18
CLADOCERA						
<i>Alona intermedia</i>	0	43	0	0	0	0
<i>Acroperus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Coronatella monacantha</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella clathratula</i>	0	0	0	0	16	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina hagmanni</i>	0	65	118	47	63	31
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	11453	5320	2634	1840	2422	3460
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	0	0	0	0	16
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	183	130	197	71	16	79
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma polyspina</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0	0	0	0	63	63
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Kurzia latissima</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Leydigia sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix elegans</i>	0	0	0	0	0	0
TOTAL CLADOCERA	11636	5558	2949	1958	2579	3649
COPEPODA						
Nauplio cyclopoida	75201	32696	27856	15487	26846	32775
Copepodito cyclopoida	13783	13018	12975	4270	5111	5709
Nauplio calanoida	0	432	393	177	220	661
Copepodito calanoida	77	43	0	0	0	63
<i>Aspinus acicularis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Harpaticoida</i>	47	0	0	0	0	0
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	18	0	0	0	0	16
<i>Oithona amazonica</i>	855	865	1809	460	267	47
<i>Rhacodiaptomus besti</i>	784	0	0	0	0	0
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	602	0	0	0	0	0
TOTAL COPEPODA	91366	47055	43033	20394	32445	39270

	Regeneração natural de bancos de Arroz					
	P19	P20	P21	P22	P23	P24
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp</i>	24	12	20	0	0	14
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ascomorpha klementi</i>	0	0	0	0	0	69
<i>Ascomorpha saltans</i>	12	0	0	0	0	0
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	10	0	0	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0	0	10	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus zahniseri</i>	0	35	59	39	106	14
<i>Brachionus zahniseri gessneri</i>	71	484	708	393	259	14
<i>Collotheca sp</i>	71	71	59	79	71	28
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranophorus sp</i>	0	0	0	0	0	28
<i>Euchlanis sp</i>	0	0	0	0	12	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	35	20	0	0	0
<i>Filinia terminalis</i>	12	12	39	98	47	28
<i>Gastropus stylifer</i>	35	24	39	39	0	28
<i>Keratella americana</i>	12	259	69	157	12	0
<i>Lecane bulla</i>	0	12	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i>	0	12	0	20	35	385
<i>Lecane lunaris</i>	0	12	0	20	12	14
<i>Lecane melini</i>	12	1663	108	20	0	0
<i>Lecane pertica</i>	0	142	29	59	35	69
<i>Lecane proiecta</i>	47	1840	167	491	436	757
<i>Lecane quadridentata</i>	24	0	0	0	0	0
<i>Lecane remanei</i>	35	0	0	118	0	14
<i>Lecane rudescui</i>	0	0	0	0	0	14
<i>Lepadella patela</i>	35	12	10	20	12	14
<i>Macrochaetus sp</i>	0	12	0	0	24	220
<i>Monommata sp</i>	24	24	10	39	94	55
<i>Platylas quadricornis</i>	0	0	0	0	0	14
<i>Ploesoma truncatum</i>	12	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	47	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ptygura libera</i>	0	24	0	0	12	0
<i>Sinatherina sp</i>	0	0	0	0	0	28
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	0	0	0	0	47	55
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	24	248	39	0	35	41
<i>Trichocerca chatoni</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i>	0	0	0	39	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	12	0	0	0	0
<i>Trichocerca similis grandis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	24	106	0	98	47	14
TOTAL ROTIFERA	519	5048	1396	1730	1297	1913

	Regeneração natural de bancos de Arroz					
	P19	P20	P21	P22	P23	P24
CLADOCERA						
<i>Alona intermedia</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Acroperus</i>	12	0	0	0	12	28
<i>Coronatella monacantha</i>	0	24	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i>	0	0	0	20	0	55
<i>Alonella clathratula</i>	0	0	0	0	24	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	0	20	0	14
<i>Anthalona verrucosa</i>	0	0	0	0	0	96
<i>Bosmina hagemanni</i>	0	118	10	98	118	14
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	0	35	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	4435	2701	423	531	271	83
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	47	0	20	20	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	12	0
<i>Daphnia gessneri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	613	212	69	118	106	124
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	0	12	29	0	0	0
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma polyspina</i>	12	0	0	0	24	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0	24	0	0	12	14
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Kurzia latissima</i>	59	189	315	59	12	55
<i>Leydigia sp</i>	12	12	0	0	35	0
<i>Macrothrix elegans</i>	0	118	295	0	12	0
TOTAL CLADOCERA	5190	3444	1160	865	637	482
COPEPODA						
Nauplio cyclopoida	472	3303	2880	3715	2902	2284
Copepodito cyclopoida	649	4577	452	1533	1215	468
Nauplio calanoida	71	130	79	157	94	165
Copepodito calanoida	71	153	0	0	24	28
<i>Aspinus acicularis</i>	0	24	0	0	24	0
<i>Harpaticoida</i>	0	0	0	39	35	0
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	0	0	0	20	12	0
<i>Oithona amazonica</i>	389	649	118	432	342	399
<i>Rhacodiaptomus besti</i>	0	0	10	0	0	0
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	12	0	0	0	0	0
TOTAL COPEPODA	1663	8835	3539	5898	4647	3344

	Área pelágica não impactada					
	P25	P26	P27	P28	P29	P30
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp</i>	37	33	47	45	88	85
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	51	22	22	4
<i>Ascomorpha klementi</i>	37	90	24	53	74	35
<i>Ascomorpha saltans</i>	0	4	0	10	0	4
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	0	4	6	2
<i>Brachionus zahniseri</i>	0	16	0	12	6	6
<i>Brachionus zahniseri gessneri</i>	31	37	2	16	11	22
<i>Collotheca sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	83	143	94
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranophorus sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	6	0	0	3	0
<i>Filinia terminalis</i>	39	51	6	16	17	0
<i>Gastropus stylifer</i>	26	55	26	45	6	28
<i>Keratella americana</i>	10	22	18	16	17	4
<i>Lecane bulla</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i>	4	0	0	0	0	0
<i>Lecane lunaris</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Lecane melini</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane pertica</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane proiecta</i>	189	114	53	81	22	29
<i>Lecane quadridentata</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Lecane remanei</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane rudescui</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patela</i>	0	0	0	0	3	0
<i>Macrochaetus sp</i>	0	0	0	2	0	8
<i>Monommata sp</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Platyias quadricornis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ploesoma truncatum</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	0	2	2	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ptygura libera</i>	0	12	2	12	0	0
<i>Sinatherina sp</i>	0	14	0	10	0	0
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	2	22	2	6	6	6
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	2	2	4	6	0	0
<i>Trichocerca chatoni</i>	0	0	20	0	0	51
<i>Trichocerca cylindrica</i>	29	51	29	20	33	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	14	18	10	25	0
<i>Trichocerca similis grandis</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	51	51	51	22	44	26
TOTAL ROTIFERA	460	600	354	493	526	403

	Área Pelágica Natural					
	P25	P26	P27	P28	P29	P30
CLADOCERA						
<i>Alona intermedia</i>	0	8	0	0	3	0
<i>Acroperus</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Coronatella monacantha</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Alonella clathratula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i>	2	0	2	0	0	0
<i>Bosmina hagmanni</i>	57	122	81	43	39	79
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	65	49	10	6	22	24
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	6	37	10	8	28	31
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	201	31	197	228	223	220
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	0	0	6	0	0	0
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	8	0	14	0	0	0
<i>Diaphanosoma polypina</i>	0	197	83	145	129	153
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Kurzia latissima</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Leydigia sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix elegans</i>	2	0	0	0	0	0
TOTAL CLADOCERA	344	444	401	432	443	507
COPEPODA						
Nauplio cyclopoida	4183	5145	4579	6721	3449	3305
Copepodito cyclopoida	584	694	358	704	556	301
Nauplio calanoida	511	639	568	861	597	440
Copepodito calanoida	153	220	114	246	226	269
<i>Aspinus acicularis</i>	0	0	4	2	0	20
<i>Harpaticoida</i>	0	0	0	6	3	0
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	33	18	31	79	39	104
<i>Oithona amazonica</i>	161	273	193	246	160	149
<i>Rhacodiaptomus besti</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	0	0	0	0	6	0
TOTAL COPEPODA	5626	6989	5847	8864	5034	4588

	Área pelágica impactada					
	P31	P32	P33	P34	P35	P36
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp</i>	39	153	140	147	427	140
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Ascomorpha klementi</i>	0	24	6	0	4	6
<i>Ascomorpha saltans</i>	0	0	3	0	0	0
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	6	2	0	0
<i>Brachionus zahniseri</i>	0	0	0	0	18	6
<i>Brachionus zahniseri gessneri</i>	8	22	0	20	24	0
<i>Collotheca sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	28	25	16	96	19
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Dicranophorus sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	6	0	4	0
<i>Filinia terminalis</i>	2	8	0	4	94	8
<i>Gastropus stylifer</i>	0	69	47	73	147	47
<i>Keratella americana</i>	0	24	0	10	18	0
<i>Lecane bulla</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i>	0	4	0	4	2	3
<i>Lecane lunaris</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Lecane melini</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane pertica</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane proiecta</i>	393	234	369	348	287	355
<i>Lecane quadridentata</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Lecane remanei</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane rudescui</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patela</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Macrochaetus sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Monommata sp</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Platyias quadricornis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ploesoma truncatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	0	0	0	2	2	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ptygura libera</i>	2	0	0	2	0	0
<i>Sinatherina sp</i>	0	0	0	2	0	8
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	0	0	14	0
<i>Testudinella patina</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i>	0	2	0	2	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	0	0	3	0	2	0
<i>Trichocerca chatoni</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i>	8	24	11	28	8	3
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	0	0	10	28	3
<i>Trichocerca similis grandis</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	4	47	11	37	86	11
TOTAL ROTIFERA	458	643	625	712	1262	608

	Área Pelágica Impactada					
	P31	P32	P33	P34	P35	P36
CLADOCERA						
<i>Alona intermedia</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Acroperus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Coronatella monacantha</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella clathratula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina hagmanni</i>	22	41	44	142	0	39
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0	10	0	8	26	3
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	6	0	8	6	3
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	53	303	154	275	204	151
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	28	10	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma polyspina</i>	0	77	127	90	43	55
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Kurzia latissima</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Leydigia sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix elegans</i>	0	0	0	0	0	0
TOTAL CLADOCERA	102	446	325	523	279	250
COPEPODA						
Nauplio cyclopoida	5919	9839	6737	6802	13018	7015
Copepodito cyclopoida	336	586	300	185	1142	322
Nauplio calanoida	600	1217	754	951	313	754
Copepodito calanoida	155	356	149	155	0	118
<i>Aspinus acicularis</i>	0	8	0	0	4	3
<i>Harpaticoida</i>	26	0	14	0	4	0
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	28	118	146	114	12	63
<i>Oithona amazonica</i>	214	362	212	242	558	239
<i>Rhacodiaptomus besti</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	4	0	0	0	0	0
TOTAL COPEPODA	7282	12485	8312	8449	15051	8515

Anexo III - Lista de espécies da comunidade zooplanctônica amostradas nas diferentes áreas do Lago Batata em março de 2015, e seus respectivos atributos funcionais.

Espécies	Código da espécie	Tamanho corporal (mm)	Habitat	Grupo trófico	Tipo de alimentação	Reprodução
<i>Anuraeopsis sp</i>	Anu_sp	0.090	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	Asc_eu	0.170	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Ascomorpha klementi</i>	Asc_kl	0.100	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Ascomorpha saltans</i>	Asc_sa	0.130	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Asplanchna sp</i>	Asp_sp	1.000	pelágico	carnívoro	raptorial	assexuada
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	Bea_eu	0.292	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Brachionus dolabratus</i>	Bra_do	0.130	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Brachionus zahmiseri</i>	Bra_za	0.270	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Brachionus zahmiseri gessneri</i>	Bra_zg	0.180	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Collotheca sp</i>	Col_sp	0.380	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Conochilus unicornis</i>	Con_un	0.300	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	Dip_pr	0.182	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Dicranophorus sp</i>	Dic_sp	0.322	litorâneo	carnívoro	raptorial	assexuada
<i>Euchlanis sp</i>	Euc_sp	0.235	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Filinia longiseta</i>	Fil_lo	0.190	pelágico	onívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Filinia terminalis</i>	Fil_te	0.130	pelágico	detritívoro/onívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Gastropus stylifer</i>	Gas_st	0.180	litorâneo	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Keratella americana</i>	Ker_am	0.204	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane bulla</i>	Lec_bu	0.130	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane leontina</i>	Lec_le	0.180	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane lunaris</i>	Lec_lu	0.115	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane melini</i>	Lec_me	0.140	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane pertica</i>	Lec_pe	0.137	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane protecta</i>	Lec_pr	0.120	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane quadridentata</i>	Lec_qu	0.153	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane remanei</i>	Lec_re	0.120	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lecane rudescui</i>	Lec_ru	0.120	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Lepadella patela</i>	Lep_pa	0.132	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Macrochaetus sp</i>	Mac_sp	0.100	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Monommata sp</i>	Mon_sp	0.187	litorâneo	onívoro/herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Platyias quadricornis</i>	Pla_qu	0.576	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Ploesoma truncatum</i>	Plo_tr	0.210	litorâneo	carnívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	Pol_do	0.121	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Polyarthra vulgaris</i>	Pol_vu	0.121	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Ptygura libera</i>	Pty_li	0.240	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Sinatherina sp</i>	Sin_sp	0.580	pelágico	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	Ste_fi	1.100	litorâneo	herbívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Testudinella patina</i>	Tes_pa	0.235	litorâneo	Detritívoro/Carnívoro	filtrador micrófago	assexuada
<i>Trichocerca capucina</i>	Tri_ca	0.232	pelágico	onívoro/carnívoro	raptorial	assexuada
<i>Trichocerca chatoni</i>	Tri_ch	0.246	litorâneo	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Trichocerca cylindrica</i>	Tri_cy	0.346	pelágico	onívoro/carnívoro	raptorial	assexuada
<i>Trichocerca pusilla</i>	Tri_pu	0.092	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Trichocerca similis grandis</i>	Tri_sg	0.370	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada
<i>Trichocerca similis</i>	Tri_si	0.140	pelágico	herbívoro	raptorial	assexuada

Espécies	Código da espécie	Tamanho corporal (mm)	Habitat	Grupo trófico	Tipo de alimentação	Reprodução
<i>Alona intermedia</i>	Alo_in	0.420	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Acroperus sp</i>	Acr_sp	0.600	litorâneo	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Coronatella monacantha</i>	Cor_mo	0.364	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Alona ossiani</i>	Alo_os	0.910	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Alonella clathratula</i>	Alo_cl	0.470	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Alonella dadayi</i>	Alo_da	0.340	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Anthalona verrucosa</i>	Ant_ve	0.340	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Bosmina hagdmani</i>	Bos_ha	0.320	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	Bos_br	0,41	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Bosminopsis deitersi</i>	Bos_de	0.270	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	Cer_co	0.280	pelágico	herbívoro	filtrador-D	assexuada
<i>Chydorus eurynotus</i>	Chy_eu	0.400	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Daphnia gessneri</i>	Dap_ge	1.170	pelágico	herbívoro	filtrador-D	assexuada
<i>Diaphanosoma birgei</i>	Diap_bi	0,47	pelágico	herbívoro	filtrador-S	assexuada
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	Diap_br	0,83	pelágico	herbívoro	filtrador-S	assexuada
<i>Diaphanosoma polispina</i>	Diap_po	0,71	pelágico	herbívoro	filtrador-S	assexuada
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	Eph_ba	0.300	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	Ily_sp	0,62	litorâneo	herbívoro	filtrador-I	assexuada
<i>Kurzia latissima</i>	Kur_la	0.540	pelágico	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Leydigia sp</i>	Ley_sp	0,80	litorâneo	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Macrothrix elegans</i>	Mac_el	0.700	litorâneo	herbívoro	raspador-C	assexuada
<i>Aspinus acicularis</i>	Asp_ac	1,17	pelágico	herbívoro	suspensívoro	sexuada
<i>Notodiptomus coniferoides</i>	Not_co	1,47	pelágico	herbívoro	suspensívoro	sexuada
<i>Oithona amazonica</i>	Oit_am	0,61	pelágico	herbívoro	raptorial	sexuada
<i>Rhacodiptomus bestii</i>	Rha_be	1,18	pelágico	herbívoro	suspensívoro	sexuada
<i>Rhacodiptomus retroflexus</i>	Rha_re	0,89	pelágico	herbívoro	suspensívoro	sexuada

Anexo IV: Valores médios dos índices de diversidade funcional zooplanctônica nas diferentes áreas amostradas no Lago Batata em março de 2015. FRic representa a Riqueza funcional; FEve representa a Equitabilidade funcional; FDiv representa a Divergência funcional e FDis representa a Dispersão funcional.

	FRic	FEve	FDiv	FDis
	Média ± Desvio padrão			
Igapó não impactado	0,035 ± 0,011	0,406 ± 0,066	0,765 ± 0,135	0,275 ± 0,058
Igapó regeneração natural	0,057 ± 0,016	0,380 ± 0,034	0,789 ± 0,075	0,219 ± 0,065
Igapó plantio	0,065 ± 0,018	0,348 ± 0,059	0,711 ± 0,109	0,281 ± 0,045
Arroz	0,082 ± 0,007	0,437 ± 0,056	0,844 ± 0,082	0,339 ± 0,065
Zona pelágica não impactada	0,074 ± 0,009	0,393 ± 0,062	0,730 ± 0,059	0,382 ± 0,016
Zona pelágica impactada	0,055 ± 0,010	0,359 ± 0,062	0,802 ± 0,50	0,408 ± 0,012