

Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Qualidade da água e estrutura da comunidade zooplanctônica em uma lagoa com atividade de piscicultura em tanques-rede no médio Rio Doce – MG

Alessandra Marques Gonçalves Teixeira

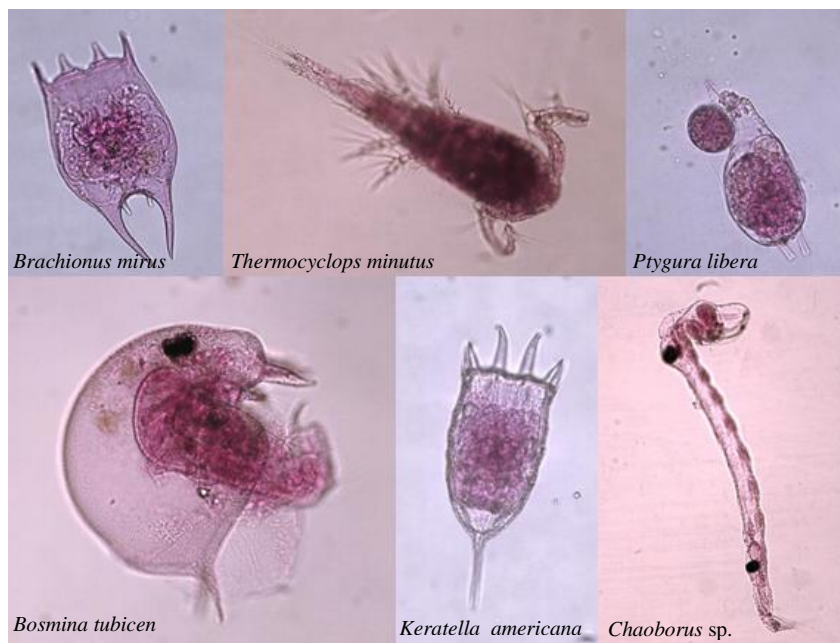


Foto: Alessandra Marques

Belo Horizonte

2015

Alessandra Marques Gonçalves Teixeira

**Qualidade da água e estrutura da comunidade zooplanctônica
em uma lagoa com atividade de piscicultura em tanques-rede
no médio Rio Doce - MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre
da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientadora: Professora Doutora Paulina Maria Maia-Barbosa

Belo Horizonte

2015

AGRADECIMENTOS

A Professora Paulina Maria Maia-Barbosa por ter aceitado me orientar, ter confiado em meu trabalho e por toda a compreensão e carinho durante essa jornada;

À Rosa Menendez (Rosinha) por todo amor e pelo valioso aprendizado!;

A todos os integrantes do LIMNEA e do laboratório Ecologia do Zooplâncton. Especialmente, ao Diego Pujoni pelas conversas e pela imensa colaboração no trabalho (principalmente com as estatísticas), ao Daniel Maroneze pela essencial ajuda nas coletas e pelas gargalhadas, a Luciana Brandão pelo auxílio nas coletas e nas análises de nutrientes e clorofila e a Thécia Alfnas que além de colega de laboratório se tornou uma grande amiga!;

Aos piscicultores da Associação de Moradores de Baixa Verde, principalmente ao Chapolão, por ceder o barco nas coletas e por disponibilizar seu tempo em conversas que acrescentaram muito a esse trabalho;

A banca, Professora Christina Wyss Castelo Branco e Professor Ricardo Motta Pinto-Coelho por se disporem à leitura, análise e considerações sobre o trabalho;

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD;

A FAPEMIG pela minha bolsa de mestrado provisória e a CAPES pela bolsa definitiva;

A Cris e ao Fred da secretaria pela paciência e pela enorme ajuda nas questões burocráticas;

Aos meus pais por todo o amor e por sempre acreditarem em mim e estarem ao meu lado! Ao meu irmão pelos conselhos e amizade e a Ana pelas conversas e por tirar minhas dúvidas sobre formatação;

Aos meus amigos da Biologia, do Pitágoras, de Salvador e as Xuxu's pela amizade e por estarem comigo (mesmo que longe) e me darem forças para concluir mais uma etapa!;

Por fim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho!

RESUMO

A atividade de piscicultura em tanques-rede tem expandido em diversos países, inclusive no Brasil, como alternativa de geração de renda para a população e oferta de proteína animal de alto valor. Entretanto, dependendo da forma de manejo, da intensidade do cultivo e de características do corpo aquático, esse tipo de piscicultura pode alterar de forma negativa o ambiente. O presente trabalho investigou o potencial impacto do cultivo de tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede na qualidade da água e na estrutura da comunidade zooplanctônica (em termos de diversidade, riqueza e densidade total) em uma lagoa oligotrófica no médio Rio Doce (MG). Os fatores físicos, químicos e a estrutura da comunidade zooplanctônica foram comparados ao longo de um gradiente de distância dos tanques-rede. Não houve variação espacial significativa na temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio total, nitrito, nitrato, íon amônio, fósforo total e ortofosfato. No período de chuvas, a concentração de clorofila-*a* mostrou-se inversamente correlacionada com a concentração de nitrato, sendo a maior concentração de clorofila-*a* registrada nas áreas próximas ao cultivo. Foram identificados 100 táxons, sendo Rotifera o grupo mais representativo (67 espécies). A composição e a diversidade da comunidade não se alteraram ao longo do gradiente, embora tenha sido observada uma menor riqueza de espécies próximo aos viveiros na época de seca. Embora, não tenham sido registradas grandes variações espaciais, há indícios de mudanças de curto prazo na comunidade zooplanctônica, sendo os efeitos dessa atividade a longo prazo, ainda desconhecidos.

Palavras-chave: aquicultura, tanques-rede, zooplâncton, qualidade da água, lagoa Baixa Verde.

ABSTRACT

Fish farming activity in net cages has expanded in several countries, including Brazil, as an alternative income generation for the population and animal protein supply of high value. However, depending on management, farming intensity and water body characteristics, this type of fish farming can negatively change the environment. This study investigated the potential impact on water quality and the zooplankton community structure (in terms of diversity, richness and total density) of growing tilapia (*Oreochromis niloticus*) in net cages in an oligotrophic lake in the middle Rio Doce (MG). The physical and chemical water properties, together with zooplankton community structure, were compared along a distance gradient from the cages. There was no significant spatial variation in temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, turbidity, total nitrogen, nitrite, nitrate, ammonium, total phosphorus and orthophosphate. In the rainy season, the concentration of chlorophyll-*a* was inversely correlated with nitrate concentration, with the highest concentration of chlorophyll-*a* recorded in areas close to the ponds. One hundred taxa were identified and Rotifera was the most representative group (67 species). The composition and diversity of zooplankton community did not change along the gradient, although it was observed in the dry season lower species richness near the net cages. Spatial variations were not recorded, but there were evidences of short-term change in zooplankton communities. The long-term effects of this activity remain unknown.

Keywords: aquaculture, net cages, zooplankton, water quality, Baixa Verde Lake.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 8 |
| 2. ÁREA DE ESTUDO | 11 |
| 2.1. <i>Breve histórico das atividades de piscicultura na lagoa Baixa Verde</i> | 13 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 14 |
| 3.1. <i>Variáveis abióticas</i> | 15 |
| 3.2. <i>Variáveis bióticas</i> | 15 |
| 3.3. <i>Análises estatísticas</i> | 17 |
| 4. RESULTADOS | 18 |
| 4.1. <i>Variáveis abióticas</i> | 18 |
| 4.2. <i>Composição, riqueza e diversidade da comunidade zooplanctônica</i> | 26 |
| 4.3. <i>Densidade do zooplâncton total</i> | 29 |
| 4.4. <i>Biovolume das espécies mais representativas na comunidade zooplanctônica</i> | 30 |
| 4.5. <i>Análise de Correspondência Canônica</i> | 32 |
| 5. DISCUSSÃO | 33 |
| 6. CONCLUSÕES | 40 |
| 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 42 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 42 |
| 9. ANEXOS | 52 |

1. INTRODUÇÃO

A demanda por água doce vem crescendo em todo mundo, sendo diversas atividades humanas dependentes deste recurso natural. Os múltiplos usos da água, seja para produção de alimentos ou abastecimento doméstico e industrial, vêm sendo ampliados e diversificados em decorrência do aumento populacional, da aceleração da economia e do desenvolvimento cultural que incorpora outras carências ao seu uso (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2011). Embora as sociedades necessitem deste recurso para sobrevivência e desenvolvimento econômico, há uma contínua deterioração e perda referentes à quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas (Dodds, 2002).

A legislação vigente no Brasil classifica os sistemas aquáticos conforme seu uso, e estabelece limites, considerando os parâmetros físicos e as concentrações de nutrientes e clorofila-*a*, para determinação da qualidade da água (resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005, alterada pela resolução 410/2009 e pela 430/2011). Esta resolução dispõe sobre a classificação dos corpos de água doce em cinco diferentes classes (especial, 1, 2, 3 e 4), bem como estabelece condições e padrões de qualidade das águas. Águas doces enquadradas como classe 2 podem ser destinadas por ex. à proteção das comunidades aquáticas, à aquicultura e atividade de pesca e ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional.

Nas últimas décadas, a prática de cultivo de peixes em tanques-rede nos corpos d'água continentais se estendeu ao longo de diversos países devido a várias vantagens desse tipo de cultivo em comparação a outros métodos, como o baixo custo de capital, o uso de tecnologias e materiais simples e a produção de proteína de alta qualidade (Beveridge, 1984; Beveridge, 2004).

No Brasil, o governo tem incentivado o cultivo de peixes em tanques-rede com o objetivo de minimizar o problema da fome e de constituir uma alternativa de geração de renda para a população. Neste contexto, o governo brasileiro, através da Instrução Normativa Interministerial Nº 06 de 31 de maio de 2004, autorizou o uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura. Em 2007, através da Instrução Normativa Interministerial Nº 1 de 10 de outubro, foram estabelecidos os procedimentos operacionais entre a Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP/PR) e a Secretaria de Patrimônio da União do Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (SPU/MP) para a autorização do uso. Segundo levantamento preliminar do Ministério da Pesca e Aquicultura em 2013, a atividade de aquicultura em águas interiores no Brasil produz, aproximadamente, 2 milhões de toneladas de peixes por ano, sendo que a meta da produção pesqueira estimada para 2030 é de 20 milhões de toneladas.

Não obstante, a piscicultura em tanques-rede seja vista como opção para o aumento da produtividade pesqueira e da promoção de oportunidade de emprego, a expansão não planejada desta atividade pode acarretar impactos negativos ao ambiente (Abery et al. 2005). Os impactos podem ser caracterizados pela área de abrangência, podendo ser concentrados perto dos tanques-rede ou dispersos ao longo do corpo d'água; pelo tempo de duração, que pode ser de curto e longo prazo; e pela alta ou baixa capacidade de afetar os organismos de cada nível trófico (Cornel & Whoriskey, 1993). Como a piscicultura em tanques-rede consiste em um sistema de cultivo aberto, ocorre a dispersão de resíduos (ração, muco, fezes e escamas de peixes) ricos em fósforo e nitrogênio no ambiente (Ackefors & Enell, 1990), gerando um risco de eutrofização. Como esse tipo de cultivo emprega considerável volume de insumos alimentares para a produção de peixes em altas densidades numa área reduzida, pode ocorrer um acúmulo de matéria orgânica e nutrientes na água e no sedimento (Demir et al. 2001). Além disso, alterações do pH e da concentração de oxigênio dissolvido (Cripps & Bergheim, 2000), introdução de patógenos no ambiente (Beveridge, 2004), introdução de espécies exóticas (Azevedo-Santos et al. 2011) e alteração na estrutura das comunidades aquáticas (Guo & Li, 2003; Santos et al. 2009; Dias et al. 2011; Loureiro et al. 2011a) tem sido relatados como impactos decorrentes deste tipo de atividade.

A intensidade dos efeitos negativos dependerá do tipo de cultivo praticado (extensivo, semi-intensivo e intensivo) (Dias et al. 2012a), sendo os diferentes sistemas de criação classificados quanto ao grau de interferência no ambiente aquícola, a densidade de peixes estocados e a demanda de insumos (Zaniboni-Filho, 2005); da forma de manejo no cultivo (Zaniboni-Filho et al. 1997; Macedo e Sipaúba-Tavares, 2010); e das características do corpo d'água onde foram instalados os tanques-rede (Stirling & Dey, 1990; Cornel & Whoriskey, 1993).

Atividades antrópicas podem acelerar o processo de eutrofização artificial devido a descarga excessiva de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos (Andreoli et al. 2011). Dessa forma, a eutrofização pode gerar mudanças na estrutura das comunidades aquáticas, nas características químicas e físicas da água e na produtividade do sistema (Esteves, 2011). No caso da comunidade zooplancônica, a resposta frente ao processo de eutrofização é mediada pela disponibilidade de alimento, pela predação por invertebrados e peixes e por características físicas e químicas da água (Pinto-Coelho, 1998).

Em águas continentais, a comunidade zooplancônica é representada por vários organismos de diferentes categorias sistemáticas, em sua maioria protozoários e metazoários (rotíferos, cládoceros, copépodes e larvas de dípteros do gênero *Chaoborus*) (Esteves, 2011). Organismos zooplancônicos são importantes na dinâmica do ecossistema aquático por participarem da ciclagem

de nutrientes e do fluxo de energia, já que atuam como elo entre níveis tróficos inferiores e superiores da cadeia alimentar. Muitos organismos da comunidade zooplancônica possuem ciclos de vida curtos e, enquanto alguns são extremamente vulneráveis a qualquer distúrbio, outros são tolerantes e até oportunistas (Brandão, 2009). Portanto, alguns organismos zooplancônicos podem ser considerados bioindicadores da qualidade de água por responderem rapidamente a mudanças no ambiente (Gannon & Stemberger, 1978), seja pela alteração na quantidade de organismos, na composição ou na diversidade da comunidade (Santos et al. 2009). Algumas espécies zooplancônicas resistentes persistem em ambientes eutrofizados, enquanto outras sensíveis desaparecem e são substituídas por novas (Gulati, 1982), e por isso alguns autores sugerem o uso do zooplâncton como indicadores de trofia (Gannon & Stemberger, 1978; Sládeček, 1983; Pinto-Coelho, 1998; Landa et al. 2007; Brito et al. 2011). Além disso, os organismos zooplancônicos podem ser importantes indicadores da estrutura e função dos ecossistemas de água doce (Jeppesen et al. 2011).

A estrutura das comunidades biológicas pode ser estudada através de processos que ocorrem em diferentes escalas, tanto espaciais quanto temporais (Cohen & Shurin, 2003). Numa escala local, os fatores que podem influenciar a riqueza, biodiversidade, abundância e composição de uma comunidade aquática são as interações entre as espécies (predação e competição), as características físicas do ambiente (Ricklefs, 1987), o tamanho e a profundidade do lago (Meis & Tundisi, 1997), a produtividade primária, o grau de trofia (Dodson et al. 2000), e a presença ou ausência de poluentes (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005). Na escala regional, os processos que predominam são dispersão de longa distância, especiação, extinção e flutuações na distribuição das espécies ao longo das regiões geográficas (Cornell & Lawton, 1992).

As comunidades aquáticas podem responder de três diferentes maneiras quando perturbadas: 1- elas podem resistir as mudanças na sua estrutura, permanecendo no equilíbrio; 2- podem mudar em direção a uma nova estrutura da comunidade frente as diferentes condições ambientais provocadas pelo distúrbio; 3- podem modificar a estrutura por um tempo e depois retornar a condição prévia antes da perturbação (Dias et al. 2012b). Segundo Holling (1973), o termo resiliência é a propriedade do sistema em persistir e absorver as mudanças após um distúrbio, e a estabilidade é a habilidade do sistema em retornar ao estado de equilíbrio (condição inicial) depois de um distúrbio temporário.

Considerando a atividade de piscicultura em tanques-rede instalada na lagoa Baixa Verde e as possíveis alterações ambientais decorrentes da mesma, as seguintes hipóteses e predições foram formuladas:

- A riqueza e a diversidade da comunidade zooplancônica serão menores em pontos mais próximos aos tanques-rede do que em pontos mais distantes;

- Espera-se que a riqueza e diversidade sejam menores próximos aos tanques-rede devido à dominância de algumas espécies associadas a ambientes com uma maior concentração de nutrientes.

- A densidade do zooplâncton total será maior próximo aos tanques-rede do que em áreas mais distantes;

- Espera-se encontrar uma maior densidade total de zooplâncton próximo aos tanques-rede pelo incremento de matéria orgânica que pode ser utilizada diretamente por algumas espécies zooplancônicas e pelo incremento de nutrientes que podem ser absorvidos pelo fitoplâncton, sendo esse um recurso alimentar para o zooplâncton herbívoro.

Portanto, este trabalho avaliou se a estrutura da comunidade zooplancônica (em termos de diversidade, riqueza e densidade total) está sendo alterada pela presença e manejo diário de tanques-rede implantados na lagoa Baixa Verde, localizada no médio Rio Doce (MG).

2. ÁREA DE ESTUDO

A lagoa Baixa Verde (19° 49'55,2" S e 42° 37'54,1" O) está localizada no distrito de Baixa Verde, município de Dionísio, na Região Metropolitana do Vale do Aço, leste de Minas Gerais (Figura 1). Embora o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) esteja inserido em uma grande parte do município de Dionísio, esta lagoa não se encontra dentro dos limites do parque. O clima da região é definido como tropical, semi-úmido, com duas estações: a estação chuvosa que predomina entre os meses de outubro a março, e a seca que perdura por quatro a cinco meses (Nimer, 1989). Na estação chuvosa (verão), as massas de ar quente e úmido geram uma alta taxa de precipitação, enquanto no período de seca (inverno) há a predominância de massas frias de ar e baixa pluviosidade (Tundisi, 1997), sendo as temperaturas médias em torno de 25°C ao longo do ano.

Trabalhos realizados nas lagoas do PERD e do entorno (Pujoni, 2010; Barros, 2010) utilizaram valores do desaparecimento do disco de Secchi e do teor de Fósforo Total no cálculo do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al. (1983), e dessa forma mostraram que a lagoa Baixa Verde é considerada oligotrófica. Esta lagoa possui uma área de 0,83 Km², profundidade máxima de aproximadamente 28 m e situa-se a uma altitude de 274 m (Barros, 2010) e é, predominantemente, circundada por monoculturas de *Eucalyptus* sp. Apresenta fortes

ventos que, geralmente, não seguem uma única direção (observação pessoal) e na época de chuvas, a lagoa conecta-se com o Rio Mombaça, o qual recebe esgotos domésticos de algumas das cidades e distritos próximos, o que compromete a qualidade de suas águas. Portanto, a lagoa Baixa Verde está vulnerável a diversos impactos como o reflorestamento e manejo de *Eucalyptus* sp., e a urbanização e rodovias.

Nas últimas décadas ocorreu a introdução de espécies exóticas de peixes como o tucunaré - *Cichla kelberi*, a piranha - *Pygocentrus* sp. e a tilápia - *Oreochromis niloticus* em várias lagoas da região, inclusive na lagoa Baixa Verde. A população do distrito de Baixa Verde é de aproximadamente 2.000 habitantes (Lima, 2010) e a comunidade utiliza esta lagoa para atividades como abastecimento de água após tratamento simples, piscicultura em tanques-rede e a pesca, sendo esta última considerada ilegal (Figuras 2a e 2b).

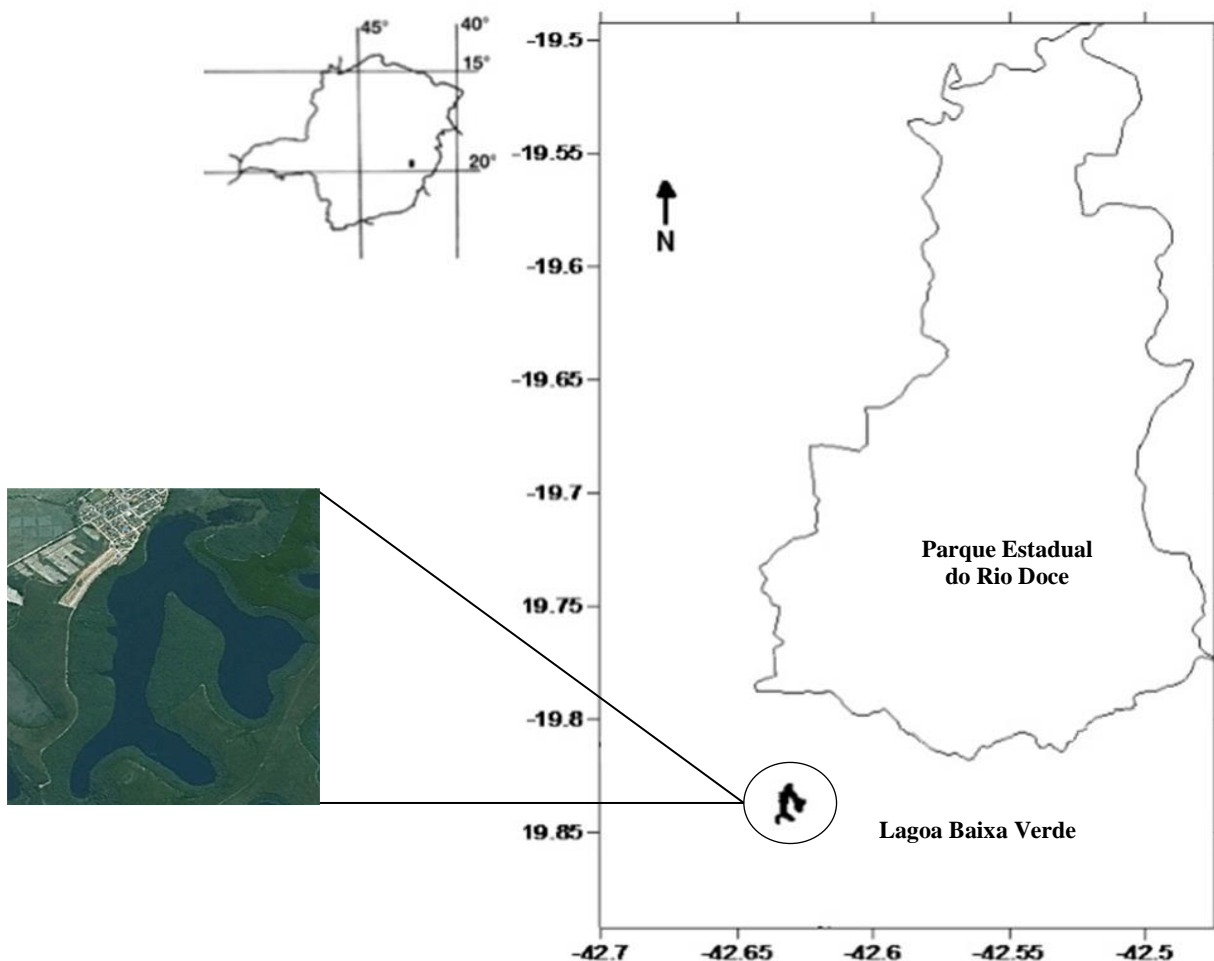


Figura 1. Localização da lagoa Baixa Verde, próxima do Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil (adaptado de Pujoni, 2010).



Figura 2. Atividades exercidas na lagoa Baixa Verde: A. Casa de abastecimento de água para o distrito; B. Tanques-rede para cultivo de peixes (Fotos: Laboratório LIMNEA – Alessandra Marques).

2.1. Breve histórico das atividades de piscicultura na lagoa Baixa Verde

O cultivo de peixes em tanques-rede na lagoa Baixa Verde teve início em 2005 quando a Arcelor Mittal (antiga Companhia Agrícola e Florestal Santa Bárbara - CAF) instalou para os moradores do distrito oito tanques-rede. Atualmente, são quarenta e dois tanques-rede administrados por quatro pessoas da Associação de Moradores de Baixa Verde. Os tanques-rede possuem dimensões de 2 m x 2 m x 1,20 m e são revestidos por malha de 19 mm. Cada gaiola flutuante comporta 400 indivíduos e a espécie cultivada é a tilápia (*Oreochromis niloticus*), um peixe onívoro filtrador, nativo da África e do Oriente Médio. A tilápia é uma das principais espécies cultivadas nas estações de piscicultura nacionais devido ao seu caráter generalista e oportunista, sua ampla tolerância a variações ambientais, sua alta taxa reprodutiva e sua importância sócio-econômica para algumas regiões brasileiras (Attayde et al. 2007). A produção de tilápias ocorre em dois ciclos por ano, sendo que a cada ciclo são produzidos 200 Kg de peixes em cada tanque-rede. As tilápias produzidas no cultivo são comercializadas para as comunidades e para estabelecimentos de pesca do distrito de Baixa Verde e regiões próximas. Para cada fase de crescimento, os peixes são alimentados com diferentes tipos de ração da marca *Guabi*, podendo o teor protéico variar de 32 a 55% entre as rações. No verão, os peixes são alimentados seis vezes ao dia, enquanto no inverno a frequência diminui para três a quatro vezes por dia (piscicultor, com. pessoal). Segundo relato do piscicultor, a Associação se baseia nas recomendações de Gontijo et al. (2008) para o fornecimento das rações em função do tempo de cultivo e do peso corporal dos peixes.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foram marcados trinta pontos de amostragem na região limnética da lagoa Baixa Verde. Esses pontos foram delineados e georreferenciados a partir dos tanques-rede, formando um gradiente em direção aos dois braços da lagoa com distâncias de 0, 50, 100, 200, 400 e 800 metros, sendo que os pontos a 0 metros estavam localizados entre as gaiolas de cultivo de peixes (Figura 3, tabela 1 e anexo 1). Os pontos foram dispostos em tréplicas e a distância entre eles era de, aproximadamente, vinte metros.

As amostragens foram realizadas no período de chuvas (dezembro de 2013) e de seca (julho de 2014). Portanto foi realizada uma coleta em cada período, tendo este trabalho priorizado a escala espacial em detrimento da escala temporal.

Distância dos tanques-rede (metros) e numeração dos pontos de coleta

Legenda:

- X Tanques-rede (1,2,3)
- ▲ 50 m (4,5,6)
- 100 m (13,14,15 e 22,23,24)
- 200 m (7,8,9)
- △ 400 m (16,17,18 e 25,26,27)

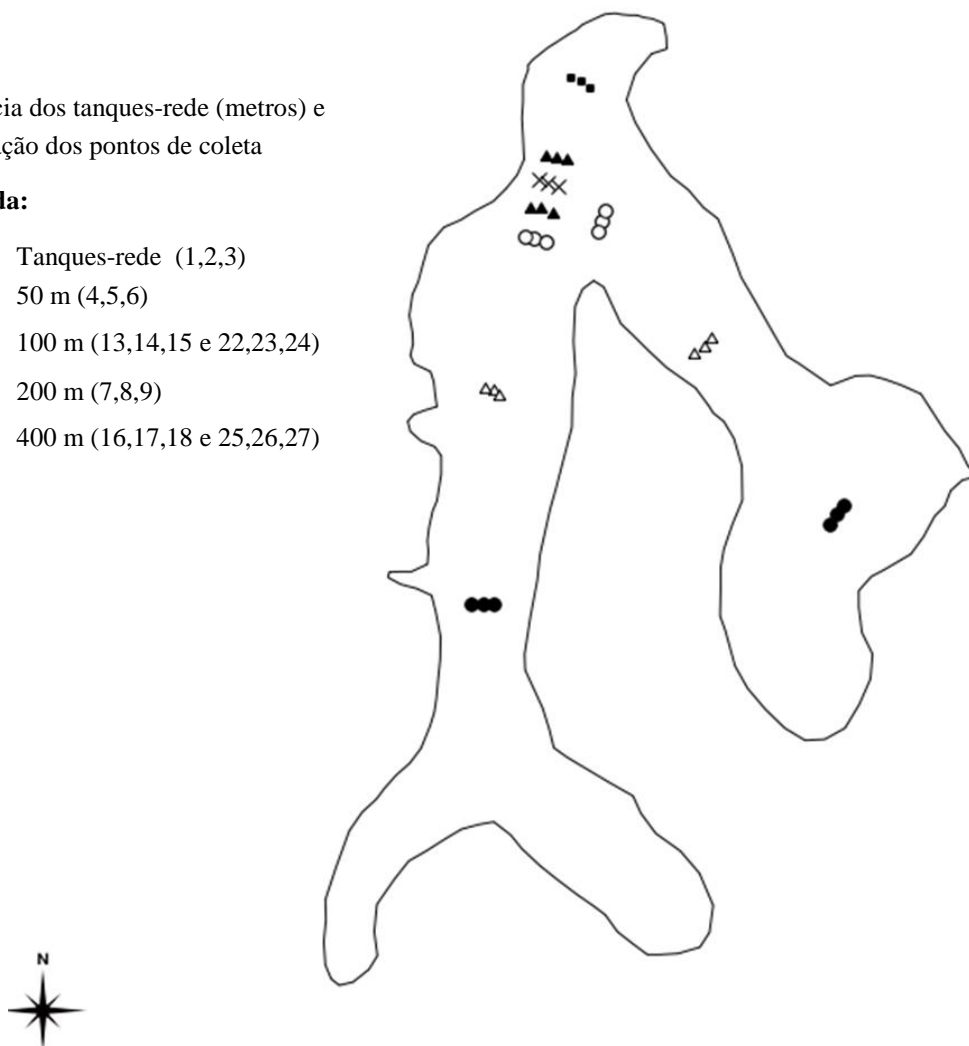


Figura 3. Distribuição dos trinta pontos de coleta na lagoa Baixa Verde (MG). Cada símbolo indica a distância aproximada, em metros, entre aquele ponto e os tanques-rede. Mapa produzido no software *Quantum GIS 2.6*.

Tabela 1. Tabela com as distâncias referentes a cada ponto de amostragem na lagoa Baixa Verde (MG). Os pontos com asterisco (*) correspondem aos pontos centrais das tréplicas, nos quais foram coletados os perfis e as amostras de água para análise de nutrientes.

| Pontos | 1 | 2* | 3 | 4* | 5 | 6 | 7* | 8 | 9 | 10* | 11 | 12 | 13* | 14 | 15 | 16* | 17 | 18 | 19* | 20 | 21 | 22* | 23 | 24 | 25* | 26 | 27 | 28* | 29 | 30 |
|--------------------------------|---|----|---|----|----|----|-----|-----|-----|-----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Distância dos tanques-rede (m) | 0 | 0 | 0 | 50 | 50 | 50 | 200 | 200 | 200 | 50 | 50 | 50 | 100 | 100 | 100 | 400 | 400 | 400 | 800 | 800 | 800 | 100 | 100 | 100 | 400 | 400 | 400 | 800 | 800 | 800 |

3.1. Variáveis abióticas

Nos pontos centrais das tréplicas, com o auxílio de uma sonda multiparâmetros (Hydrolab DS5X), foram realizados perfis das seguintes variáveis: temperatura da água, turbidez, pH e concentração de oxigênio dissolvido. Os perfis foram medidos de 25 em 25 cm no primeiro metro, e depois a cada 1 m até atingir a profundidade máxima daquele ponto. Amostras de água para determinação das concentrações de nitrogênio total (N-total), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), íon amônio (NH_4^+), fósforo total (P-total), ortofosfato (PO_4^{3-}) e clorofila-*a* foram coletadas com auxílio de uma garrafa de van Dorh (5,0 litros), na profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, nos mesmos dez pontos os quais foram realizados os perfis. As amostras foram mantidas sob refrigeração para posterior análise em laboratório, seguindo as recomendações de Mackereth et al. (1978), Strickland & Parsons (1968), Koroleff (1976) e Lorenzen (1967). As concentrações de clorofila-*a* obtidas foram utilizadas como estimativa indireta da biomassa fitoplanctônica.

3.2. Variáveis bióticas

Nos trinta pontos de amostragem, os organismos zooplancônicos foram coletados através de arrastos verticais, integrando toda a coluna d'água, com rede de 45 μm de abertura de malha, totalizando 60 amostras nas duas estações. O volume filtrado foi estimado através da fórmula $V_f = \pi r^2 \cdot d$, sendo:

V_f = volume filtrado;

R = o raio da rede;

d = profundidade do arrasto.

O material coletado foi transferido para garrafas plásticas, devidamente etiquetadas, contendo solução de formalina 4% neutralizada e corante Rosa de Bengala.

A análise da composição específica dos rotíferos, cladóceros e copépodes foi realizada com auxílio de lâminas e lamínulas comuns e microscópio óptico em aumentos de 200x a 1000x. A seguinte bibliografia foi utilizada para a identificação taxonômica: Ruttner-Kolisko (1974), Rocha & Matsumura-Tundisi (1976), Koste (1978), Stemberger (1979), Reid (1985), Segers (1995), Elmoor-Loureiro (1997), Orlova-Bienkowskaja (2001) e Nogrady & Segers (2002).

Para a determinação da abundância, as amostras foram concentradas em volumes menores e deste concentrado foram obtidas subamostras com pipetas precisas de 1,0 mL. As contagens foram realizadas em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio ótico em aumento de 200x. Foram contadas pelo menos três subamostras até que um mínimo de 200 indivíduos da espécie mais abundante fosse obtido. No entanto, amostras que apresentaram reduzido número de indivíduos foram analisadas na íntegra. Os resultados de abundância foram expressos em org.m⁻³ e a abundância relativa foi calculada através da fórmula: %Sp_i = n.(100/N), sendo:

%Sp_i = porcentagem da espécie;

n = número de organismos da espécie;

N = número total de organismos na amostra.

Os táxons foram divididos em três categorias de acordo com sua frequência e abundância segundo Dabés & Velho (2001), sendo: Dominantes os táxons com elevada abundância e presentes em todas as amostras (densidade média superior a 10.000 org.m⁻³); Frequentes os táxons assíduos, mas não muito abundantes (densidade média inferior a 10.000 org.m⁻³); Raros os táxons esporádicos e pouco abundantes (densidade média inferior a 5.000 org.m⁻³). Assim, o biovolume (mm³.m⁻³) das espécies que foram mais frequentes nas amostras e que apresentaram maiores abundâncias foi calculado tomando como base formas geométricas, isolados ou combinados, que mais se aproximassem da forma celular, segundo as recomendações de MacCauley (1984) e Binggeli et al. (2011). As medições foram realizadas através do programa Image Pro Discovery 5.1 e foram medidos pelo menos 10 indivíduos de cada espécie. Os volumes médios, expressos em mm³, foram multiplicados pela densidade de cada uma das espécies nos 30 pontos de coleta, de forma a obter uma estimativa do biovolume de cada grupo (Rotifera, Cladocera e Copepoda).

Com o objetivo de relacionar a estrutura da comunidade zooplanctônica e o estado trófico da lagoa Baixa Verde foi calculado o quociente *Brachionus:Trichocerca* ($Q_{B/T}$) segundo Sládeček (1983).

O índice de Shannon foi utilizado para estimativa da diversidade (Shannon & Weaver, 1963).

3.3. Análises estatísticas

A técnica exploratória Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada a fim de caracterizar o ambiente a partir das variáveis físicas e químicas (temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, profundidade, distância dos tanques-rede, nitrogênio total, nitrato, nitrito, amônia, fósforo total e ortofosfato) nos pontos e períodos de amostragem.

A Análise de Correspondência Retificada (AC) foi realizada com o objetivo de descrever a composição e a distribuição das 15 espécies mais frequentes ou abundantes da comunidade zooplanctônica entre os pontos de amostragem e os períodos de chuvas e seca.

Com a finalidade de correlacionar as variáveis abióticas com os dados biológicos foi aplicada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC). A matriz biológica foi composta pelos 15 táxons que apresentaram as maiores densidades durante o estudo, sendo considerados como táxons individuais os náuplios e copepoditos de Cyclopoida devido a sua elevada abundância nas amostras.

Regressões lineares foram feitas, após constatação da normalidade dos resíduos, com o objetivo de verificar e descrever as relações entre as variáveis avaliadas neste estudo. As análises foram realizadas entre as seguintes variáveis:

- 1) As médias aritméticas das réplicas dos dados bióticos (riqueza, diversidade e abundância) e os dados químicos (nitrogênio total, nitrato, nitrito, amônio, fósforo total e ortofosfato);
- 2) As médias das variáveis bióticas e as médias aritméticas das variáveis físicas e químicas (temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica);
- 3) As médias das variáveis bióticas e abióticas e a distância entre os pontos de coleta e os tanques-rede.

As análises estatísticas e os gráficos apresentados no presente trabalho foram realizados no programa estatístico PAST versão 2.17c. Para produção de mapas foi utilizado o programa *Quantum GIS* version 2.6.

A significância da variação média do biovolume dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda foi avaliada através de uma Análise de Variância (ANOVA One-Way), sendo considerado o biovolume dos grupos como variável dependente, e os pontos de coletas (trélicas), como variáveis independentes. Foram consideradas como variações significativas aquelas cujas probabilidades apresentaram $p < 0,05$, sendo as médias das trélicas comparadas através do Teste de Tukey, objetivando identificar diferenças entre os grupos. Essas análises foram realizadas com auxílio do software Statistica versão 7.0, sendo verificada a normalidade dos resíduos.

4. RESULTADOS

4.1. Variáveis abióticas

A lagoa Baixa Verde segue o padrão de estratificação térmica e química observado em alguns dos lagos que compõem o sistema do médio Rio Doce, apresentando estratificação durante o verão (dezembro) e a circulação completa da massa d'água no inverno (julho) (Figura 4). Maiores temperaturas foram registradas no período de estratificação, com valores oscilando entre 24,0 e 29,8°C (média: 27,2°C), e menores no período de desestratificação, variando entre 23,9 e 25,4 (média: 24,3°C) (Tabela 2). De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a máxima precipitação diária registrada na Estação Meteorológica de Timóteo no mês de dezembro de 2013 foi de 342 mm de chuva e no mês de julho de 2014, 16 mm de chuva.

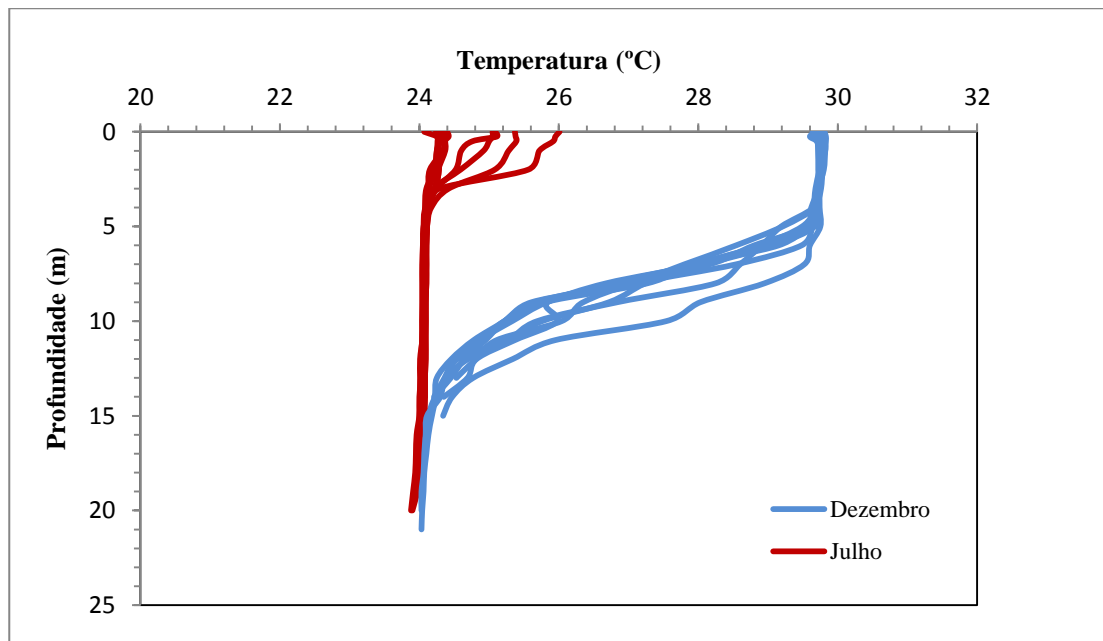


Figura 4. Perfis de temperatura (°C) em dez pontos de coleta nos períodos de chuvas (dezembro 2013) e seca (julho 2014) na lagoa Baixa Verde (MG).

Foram registrados valores elevados para turbidez no período de seca em comparação ao período de chuvas (média chuva: 0,4 NTU e média seca: 3,6 NTU), sendo os maiores valores registrados nas regiões mais próximas ao fundo da lagoa (Figura 5). Na chuva, as concentrações de oxigênio dissolvido mostraram-se mais elevadas do que na seca (média chuva: 5,6 mg.L⁻¹ e média seca: 3,1 mg.L⁻¹), com maiores valores registrados próximos da superfície (Figura 6). Os valores de pH foram mais variáveis na chuva, se aproximando mais da neutralidade (média chuva: 6,6 e média seca: 5,3) (Figura 7). Os valores de condutividade elétrica registrados na chuva (média: 51,8 μS.cm⁻¹) foram mais altos do que aqueles encontrados na seca (média: 37,7 μS.cm⁻¹), sendo os valores mais elevados detectados próximos ao fundo da lagoa (Figura 8 e tabela 2).

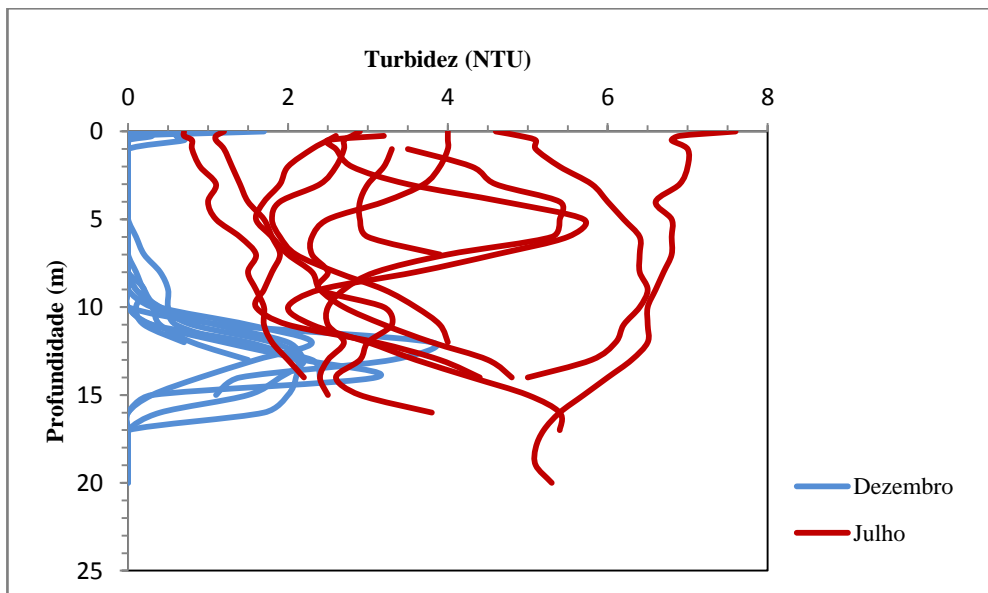


Figura 5. Perfis de turbidez (NTU) em dez pontos de coleta nos períodos de chuvas (dezembro 2013) e seca (julho 2014) na lagoa Baixa Verde (MG).

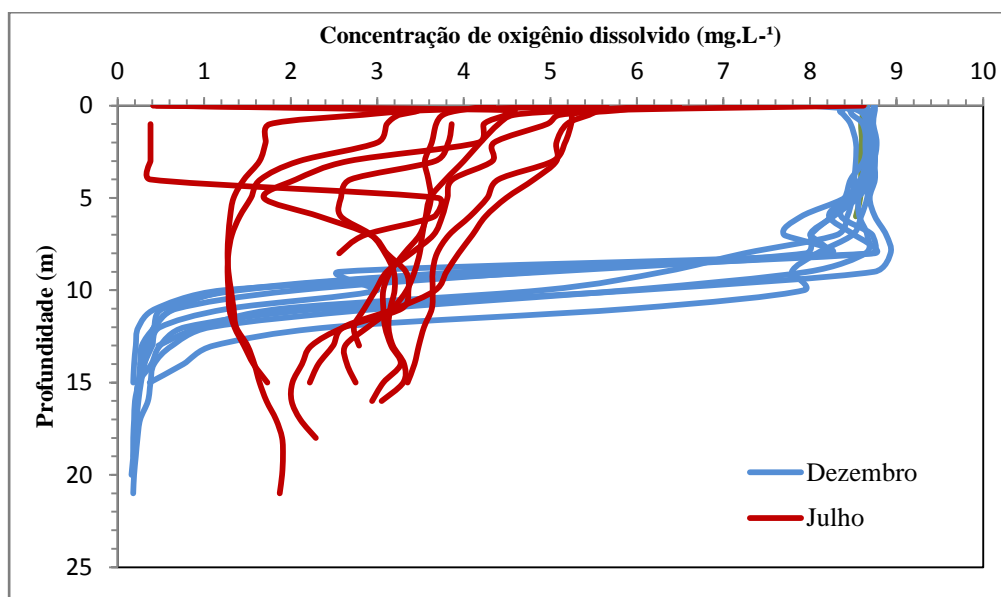


Figura 6. Perfis de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) em dez pontos de coleta nos períodos de chuvas (dezembro 2013) e seca (julho 2014) na lagoa Baixa Verde (MG).

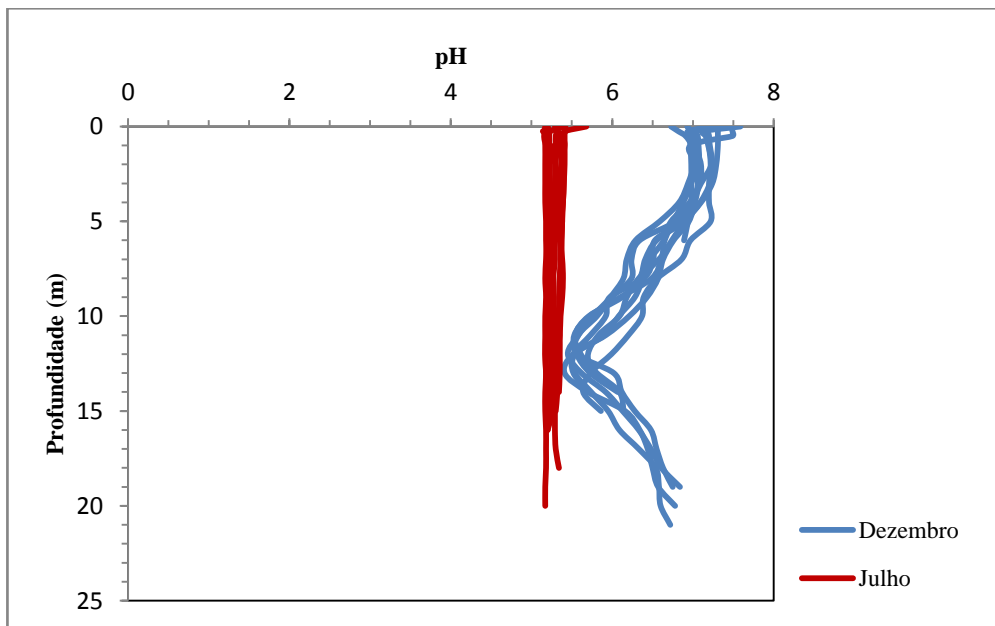


Figura 7. Perfis de pH em dez pontos de coleta nos períodos de chuvas (dezembro 2013) e seca (julho 2014) na lagoa Baixa Verde (MG).

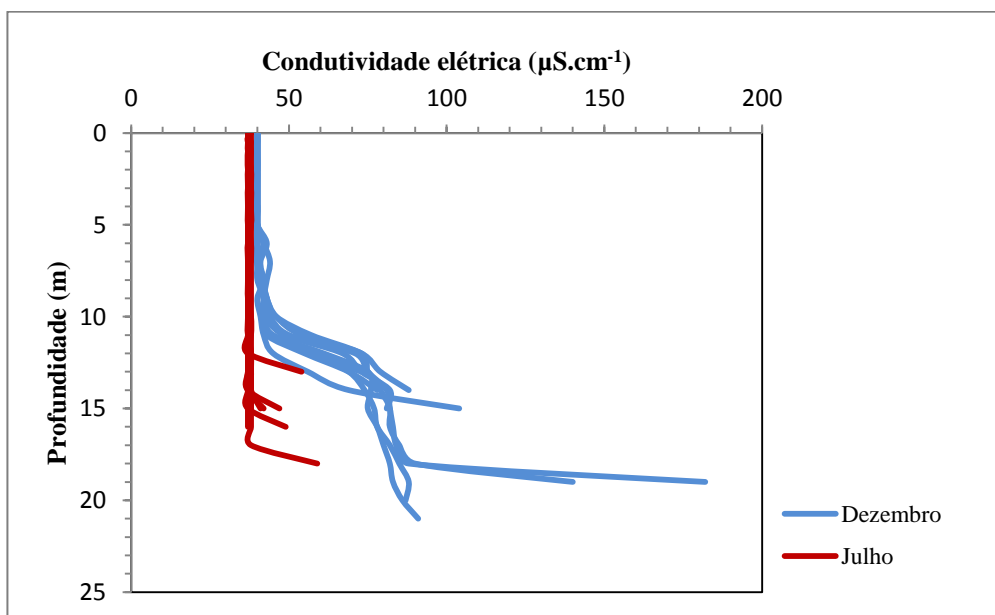


Figura 8. Perfis de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) em dez pontos de coleta nos períodos de chuvas (dezembro 2013) e seca (julho 2014) na lagoa Baixa Verde (MG).

Não foram encontradas diferenças significativas ao se comparar as médias dos perfis de temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica entre os pontos coletados no gradiente de distância dos tanques-rede.

Tabela 2. Amplitude de variação, valor médio e desvio-padrão das variáveis abióticas medidas na lagoa Baixa Verde em dezembro de 2013 (chuva) e julho de 2014 (seca).

| Variáveis Dezembro | P2 | P4 | P7 | P10 | P13 | P16 | P19 | P22 | P25 | P28 |
|--|-------------------------|-------------------------|----------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Profundidade máxima (m) | 12 | 12 | 5 | 14 | 18 | 13 | 13 | 18 | 20 | 20 |
| Temperatura da água (°C) | 24,3-29,8 (28,1±2,1) | 24,5-29,7 (28,1±2,1) | 29,7 | 24,2-29,8 (27,5±2,4) | 24-29,8 (26,9±2,6) | 24,4-29,8 (27,8±2,2) | 24,2-29,8 (27,7±2,3) | 24,1-29,8 (26,8±2,5) | 24-29,8 (26,8±2,5) | 24-29,8 (26,8±2,5) |
| Turbidez (NTU) | 0-1,5 (0,2±0,4) | 0-0,7 (0,1±0,2) | 0 | 0-3,8 (0,7±1,2) | 0-2,2 (0,4±0,7) | 0-2,4 (0,5±0,8) | 0-2,2 (0,5±0,7) | 0-2,3 (0,4±0,7) | 0-2,1 (0,4±0,8) | 0-3,1 (0,3±0,8) |
| Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹) | 0,4-8,7 (6,7±3,1) | 0,5-8,5 (6,6±2,9) | 8,5-8,6 (8,6±0,0) | 0,2-8,8 (5,6±3,9) | 0,2-8,8 (4,6±4) | 0,3-8,8 (6,1±3,7) | 0,3-8,7 (5,9±3,7) | 0,2-8,7 (4,7±4) | 0,2-8,7 (4,8±4) | 0,2-8,9 (5±4,1) |
| pH | 5,6-7,2 (6,7±0,6) | 5,7-7,3 (6,6±0,5) | 6,9-7 (7±0) | 5,5-7,6 (6,5±0,7) | 5,5-7,2 (6,5±0,6) | 5,5-7,3 (6,6±0,7) | 5,5-7,5 (6,6±0,7) | 5,6-7 (6,4±0,4) | 5,5-7 (6,5±0,5) | 5,4-7,2 (6,5±,5) |
| Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹) | 40-109 (46,6±16,2) | 39-73 (44,4±8,8) | 40 | 39-82 (48,9±15,2) | 40-182 (60,2±33,1) | 40-78 (45,4±11,3) | 39-88 (48,6±15,8) | 40-140 (58,9±26,1) | 40-91 (56,5±19,8) | 40-88 (55,1±19,3) |

| Variáveis Julho | P2 | P4 | P7 | P10 | P13 | P16 | P19 | P22 | P25 | P28 |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-------------------------|
| Profundidade máxima (m) | 14 | 12 | 6 | 14 | 18 | 14 | 14 | 18 | 18 | 21 |
| Temperatura da água (°C) | 24,1-24,3 (24,1±0,1) | 24,1-24,4 (24,2±0,1) | 24,1-24,3 (24,2±0,1) | 24,1-24,4 (24,2±0,1) | 24,1-24,3 (24,1±0,1) | 24-25,1 (24,4±0,5) | 24-25,4 (24,4±0,6) | 24-25,1 (24,3±0,1) | 23,9-24 (24±0) | 23,9-25,1 (24,2±0,4) |
| Turbidez (NTU) | 1,6-4,8 (2,6±1,0) | 1,8-4 (2,7±0,7) | 2,9-3,9 (3,2±0,4) | 2,4-5,4 (3,6±1,2) | 2,3-4 (3,2±0,6) | 1,1-4,4 (1,9±1) | 0,7-2,2 (1,3±0,5) | 2-5,7 (3,8±1,5) | 4,6-6,4 (5,8±0,6) | 5,1-7,6 (6,4±0,7) |
| Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹) | 2,6-6,5 (3,8±1) | 2,7-6,1 (4±1) | 0,4-3,7 (1,8±1,6) | 2,6-3,9 (3,2±0,4) | 2,9-4,3 (3,4±0,4) | 2,2-8,6 (4,3±1,5) | 3,4-5,3 (4,2±0,8) | 0,4-4,6 (2,8±1) | 0,5-1,7 (1,8±0,8) | 1,3-5,7 (1,9±1) |
| pH | 5,2-5,4 (5,2±0,4) | 5,3 (5,3±0) | 5,1-5,2 (5,2±0) | 5,2-5,3 (5,3±0) | 5,2-5,3 (5,2±0) | 5,3-5,7 (5,4±0,1) | 5,3-5,4 (5,4±0) | 5,3-5,4 (5,3±0) | 5,3-5,4 (5,3±0) | 5,2 |
| Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹) | 37-42 (37,3±1,2) | 37-54 (38,1±4,2) | 37-38 (37,4±0,5) | 37-49 (38±2,9) | 37-38 (37,1±0,3) | 37-41 (37,4±1,0) | 37-47 (37,6±2,4) | 37-59 (38,6±4,7) | 38 | 37-38 (37,9±0,3) |

Em relação aos nutrientes, na chuva, diferenças significativas foram encontradas apenas para as concentrações do íon nitrato ao longo do gradiente de distância dos tanques-rede ($r^2 = 0,51$; $p = 0,01$). As concentrações de nitrato foram menores nos pontos localizados próximos aos tanques-rede e maiores nos pontos distantes aos tanques (Figuras 9 e 10). Já no período de seca, não foram encontradas diferenças significativas para nenhum dos nutrientes amostrados nos dez pontos ao longo da lagoa Baixa Verde (Anexo 2).

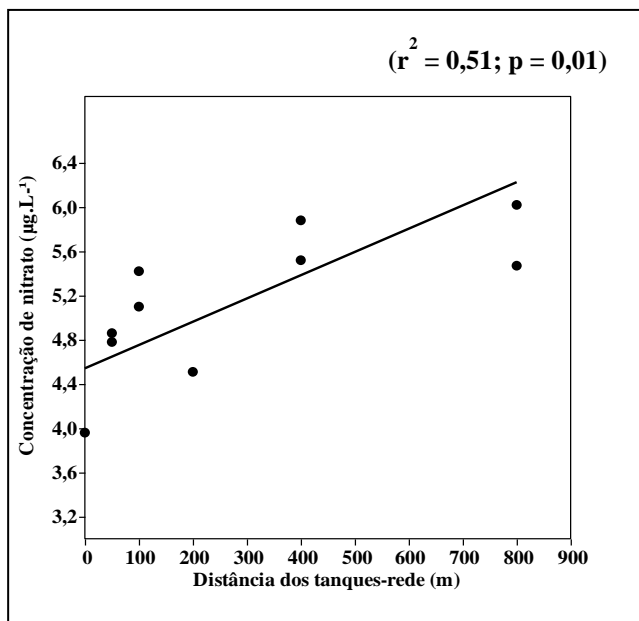


Figura 9. Relação entre a concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a distância dos tanques-rede, em metros, na lagoa Baixa Verde no período de chuvas do ano de 2013. Mapa produzido no software *Quantum GIS 2*.

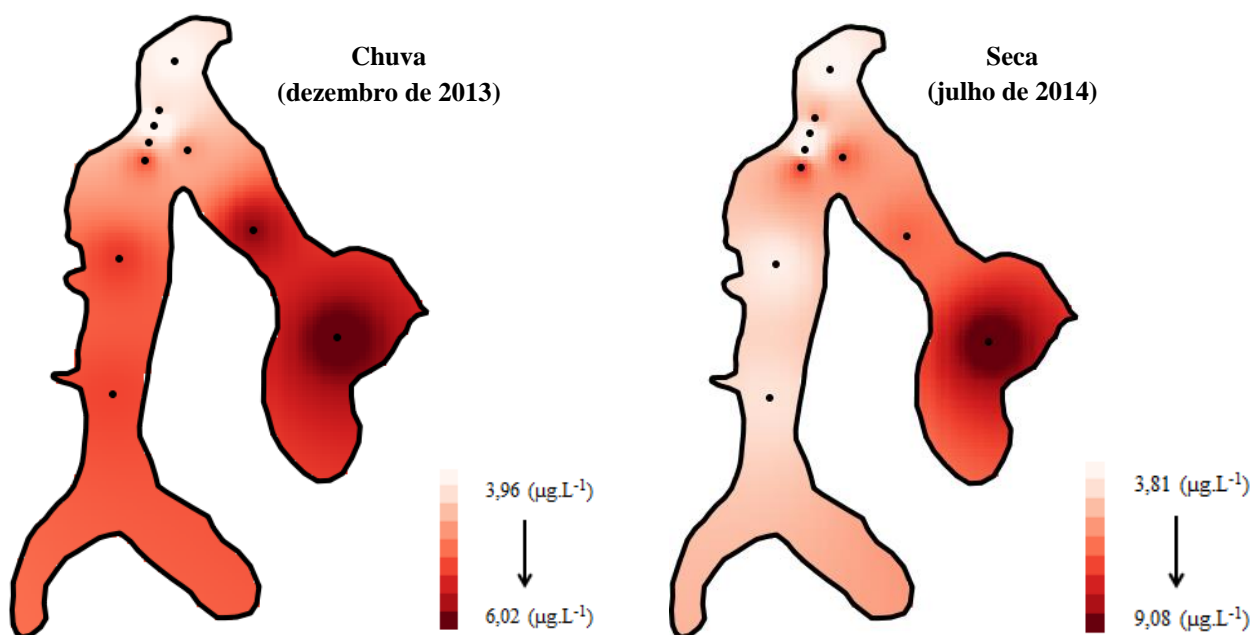


Figura 10. Relação entre a concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a distância dos tanques-rede, em metros, na lagoa Baixa Verde no período de chuvas do ano de 2013 e no período de seca de 2014, sendo encontradas diferenças significativas apenas na época chuvosa. Mapas produzidos no software *Quantum GIS 2.6*.

Em relação as concentrações de clorofila-*a* ao longo do gradiente de distância dos tanques-rede, diferenças significativas foram encontradas somente na época de chuva ($r^2 = 0,74$; $p = 0,001$). As concentrações de clorofila-*a* mostraram-se mais elevadas nos pontos próximos aos tanques-rede, diminuindo com a distância dos mesmos (Figuras 11 e 12).

Na lagoa Baixa Verde foram encontradas diferenças espaciais apenas para as concentrações de nitrato e clorofila-*a* no mês de dezembro, como dito anteriormente, sendo observada uma relação inversa entre essas duas variáveis. Não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações de nitrato e de clorofila-*a* entre os dois períodos de coleta (chuva e seca), embora a concentração de nitrato, em dezembro, tenha sido a mais elevada entre os compostos nitrogenados.

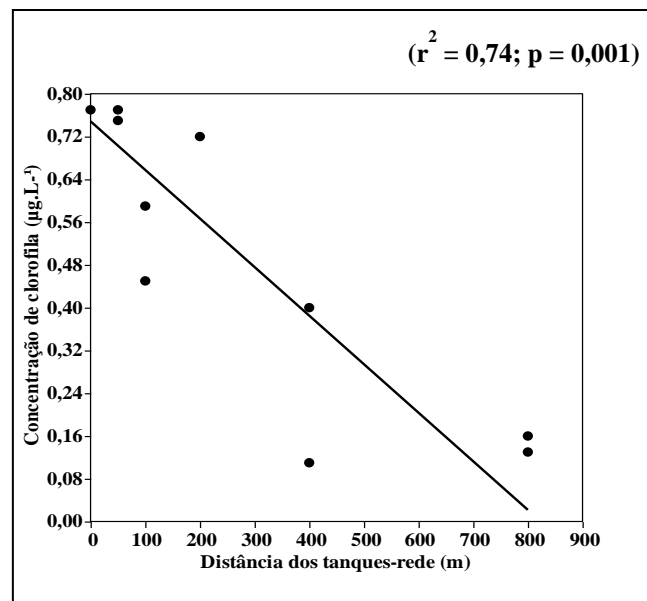


Figura 11. Relação entre as concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a distância dos tanques-rede, em metros, na lagoa Baixa Verde no período de chuvas do ano de 2013.

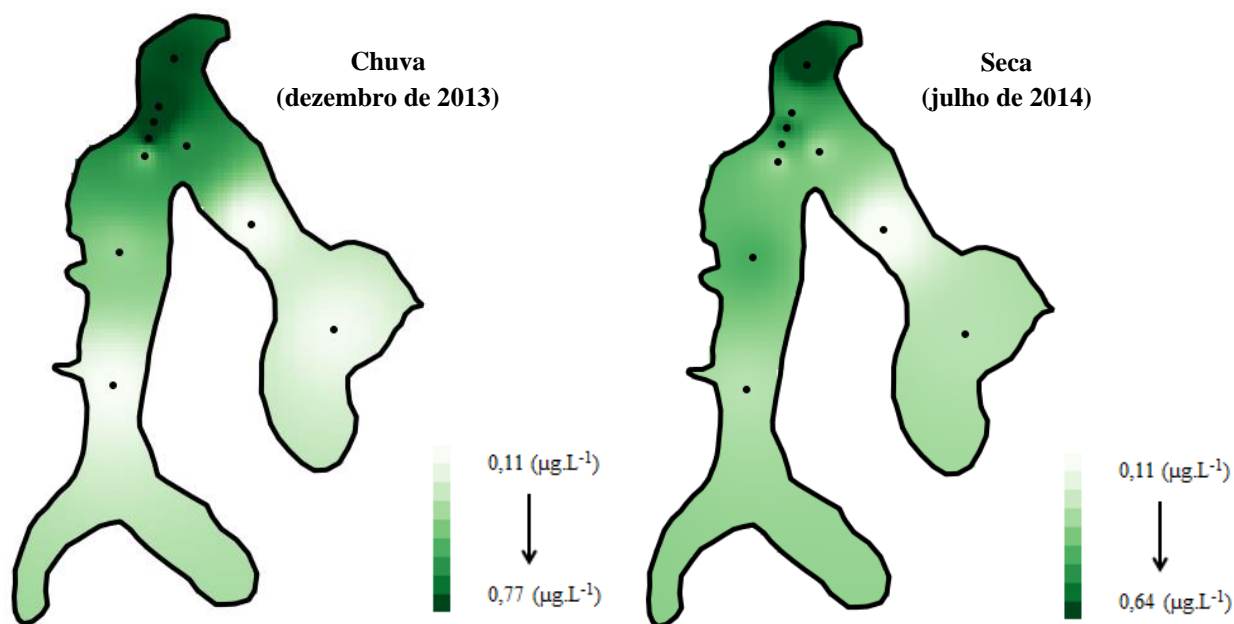


Figura 12. Relação entre as concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a distância dos tanques-rede, em metros, na lagoa Baixa Verde no período de chuvas do ano de 2013 e no período de seca de 2014, sendo encontradas diferenças significativas apenas na época chuvosa. Mapas produzidos no software *Quantum GIS 2.6*.

Com o objetivo de caracterizar a lagoa Baixa Verde quanto as variáveis físicas e químicas, a Análise de Componentes Principais (ACP) forneceu explicação de 71,48 % da variabilidade dos dados, sendo que o componente 1 explicou 51,60 % e o componente 2 explicou 19,88 % desta variação.

O componente 1 explica o padrão geral de diferenciação sazonal, sendo as variáveis mais importantes: temperatura, oxigênio, pH, turbidez, N-total, nitrito e amônio. O componente 2 explica o padrão geral de diferenciação espacial, sendo relacionado positivamente com a distância dos tanques-rede, profundidade e nitrato e negativamente com clorofila-*a* e ortofosfato. As variáveis condutividade elétrica e P-total foram explicadas e relacionaram-se positivamente tanto com o componente 1 quanto com o componente 2 (Figura 13).

É possível visualizar uma maior separação da escala temporal em detrimento da escala espacial. Nas chuvas, as seguintes variáveis apresentaram maiores valores: condutividade elétrica (média: $51,8 \mu\text{S.cm}^{-1}$), pH (média: 6,6), oxigênio dissolvido (média: $5,6 \text{ mg.L}^{-1}$), temperatura (média: $27,2^{\circ}\text{C}$), P-total (média: $19,9 \mu\text{g.L}^{-1}$), nitrito (média: $0,45 \mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-*a* (média: $0,48 \mu\text{g.L}^{-1}$); e na seca turbidez (média: 3,6 NTU), amônio (média: $374 \mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato (média: $5,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) e ortofosfato (média: $2,4 \mu\text{g.L}^{-1}$). Em relação a escala espacial, os pontos 2, 4, 7 e 10, distantes

respectivamente, 0, 50, 200 e 50 metros dos tanques-rede, relacionaram-se negativamente com o componente 2 nos dois períodos de amostragem. Já os pontos 13 e 22 (distantes 100 m) e 19 e 28 (800 m) se relacionaram positivamente com o componente 2 nas duas épocas de coleta. Portanto, as variáveis que mais contribuíram para a separação espacial dos pontos foram: profundidade, distância dos tanques-rede, nitrato, ortofosfato e clorofila-*a*.

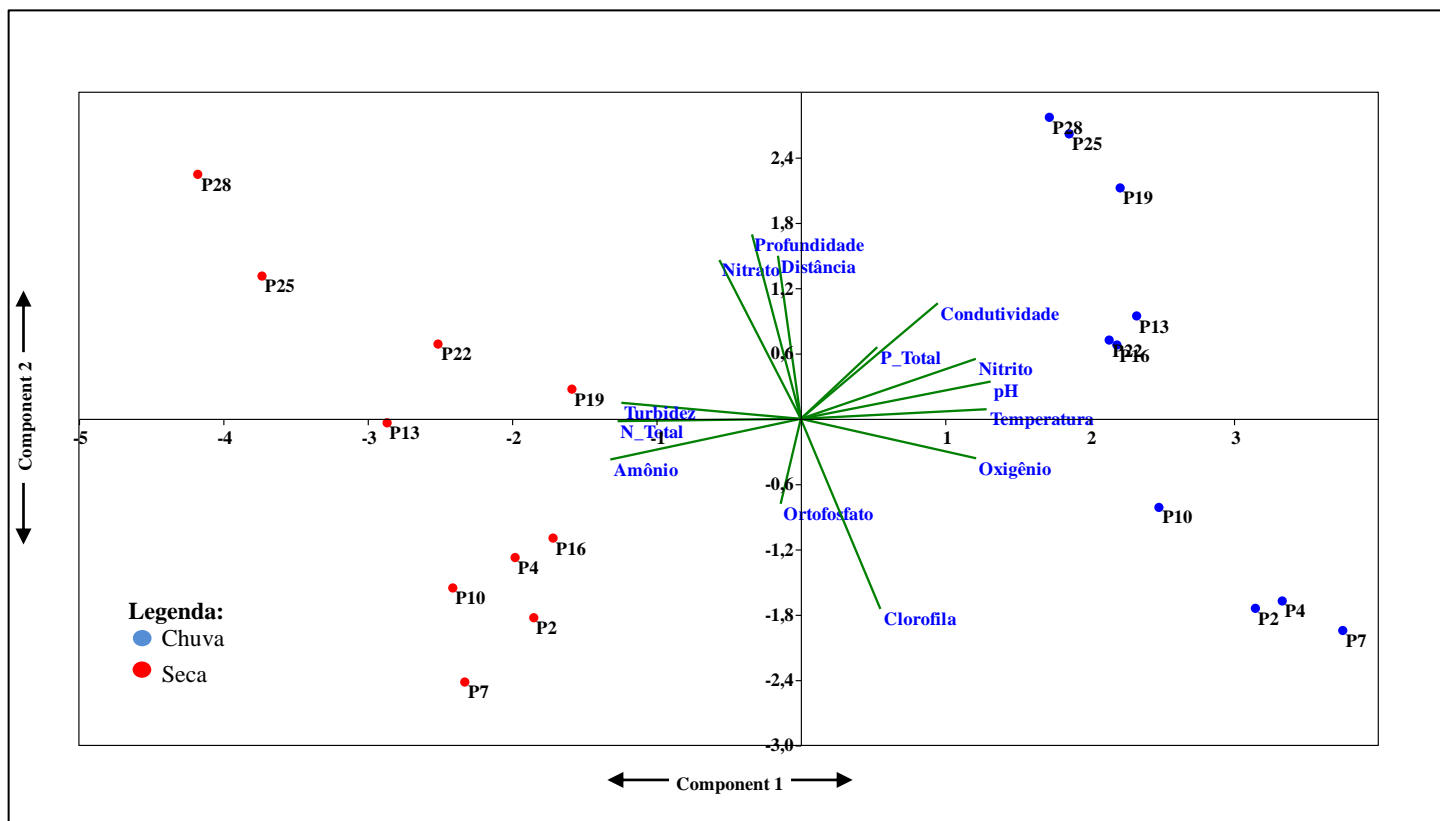


Figura 13. Dispersão dos escores da Análise de Componentes Principais (ACP), destacando as variáveis físicas e químicas entre os diferentes pontos e períodos de coleta na lagoa Baixa Verde (MG). Os pontos azuis são referentes à época de seca (dezembro de 2013) e os pontos vermelhos à época de chuvas (julho de 2014).

4.2. Composição, riqueza e diversidade da comunidade zooplanctônica

Foram identificados 100 táxons, sendo Rotifera o grupo mais representativo (67 espécies), seguido de Cladocera (18 espécies), Copepoda (6 espécies), Gastrotrichia, Diptera, Ostracoda e Turbellaria (Anexo 3). Dentre os rotíferos, as famílias que apresentaram um maior número de espécies foram: Lecanidae, Brachionidae, Trichocercidae e Lepadellidae (21, 7, 6 e 6, respectivamente). As famílias de cladóceros mais representativas foram Chydoridae, com 7

espécies, Daphnidae com 4 e Bosminidae com 3 espécies. Para os copépodes, a família com maior importância na composição foi Cyclopidae com 3 espécies (Figura 14).

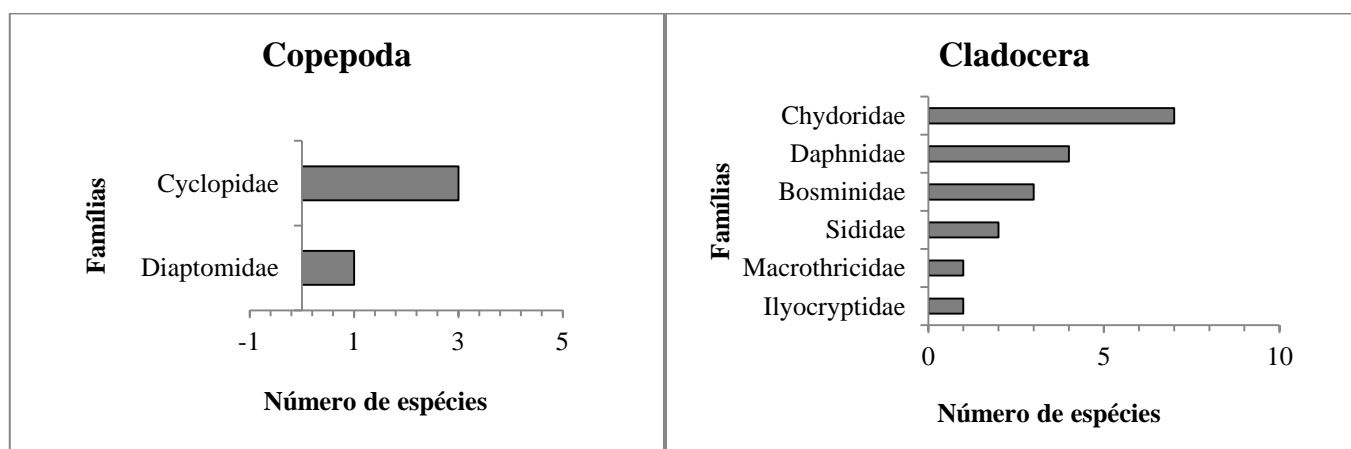
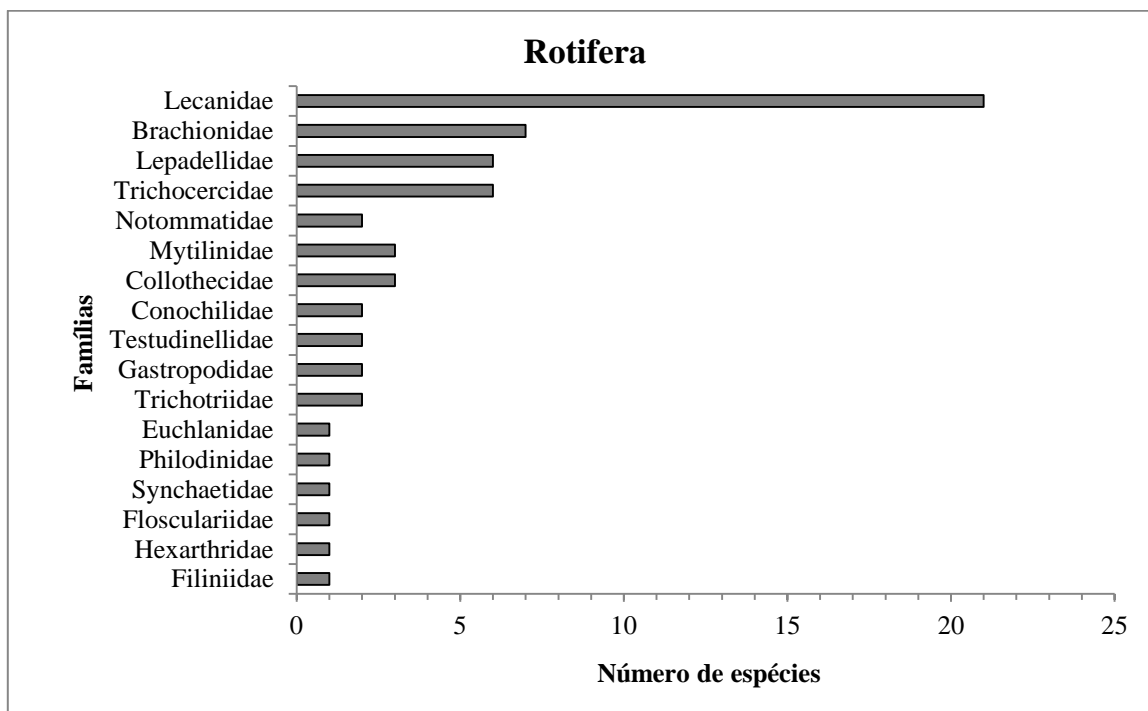


Figura 14. Número de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes registrados na lagoa Baixa Verde nas coletas realizadas nas chuvas (dezembro de 2013) e na seca (julho de 2014).

Ao analisar a riqueza de espécies ao longo do gradiente de distância dos tanques-rede, observou-se um aumento do número de espécies com o aumento da distância do cultivo na época de seca ($r^2 = 0,46$; $p = 0,02$) (Figura 15 e 16). Na estação chuvosa, não foram encontradas diferenças significativas na relação entre o número de espécies e o gradiente de distância.

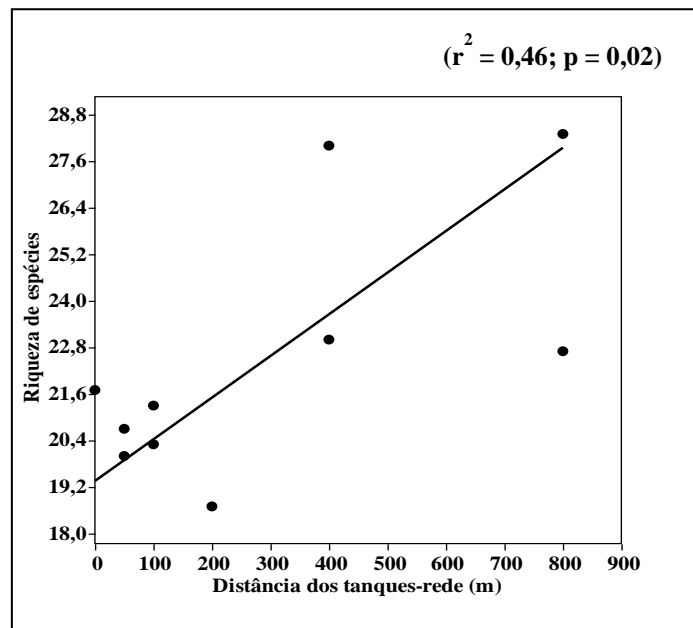


Figura 15. Relação entre a riqueza de espécies com a distância dos tanques-rede, em metros, no período de seca na lagoa Baixa Verde (MG) no ano de 2014 .

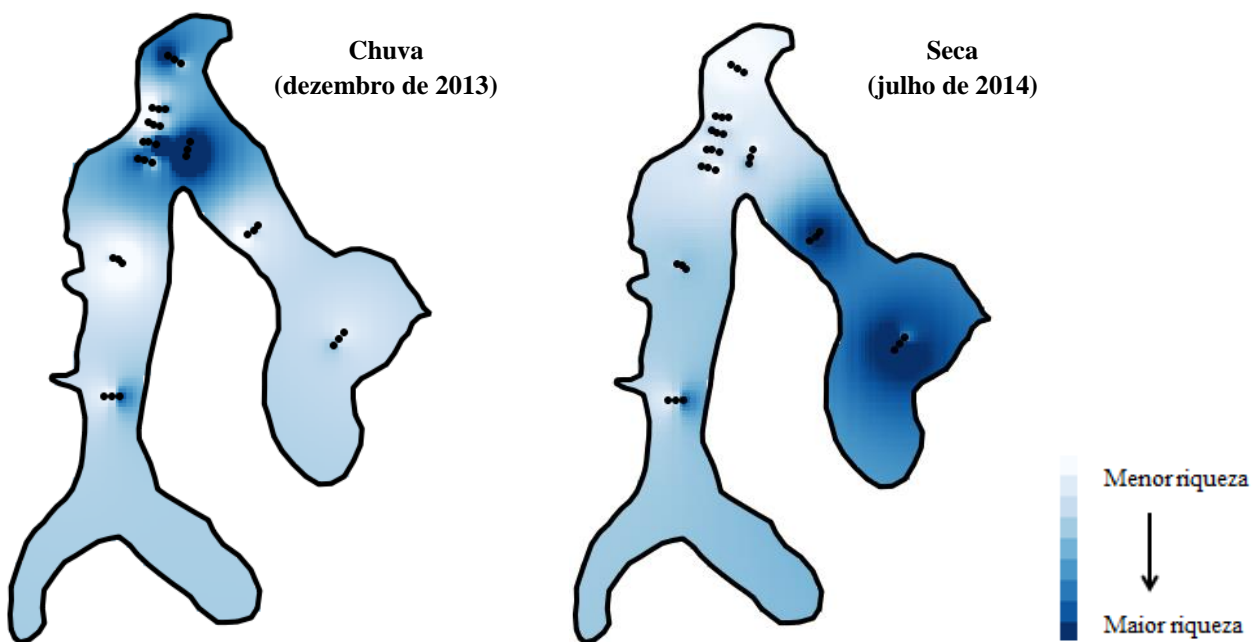


Figura 16. Relação entre a riqueza de espécies com a distância dos tanques-rede, em metros, no período de chuvas do ano de 2013 e no período de seca de 2014 na lagoa Baixa Verde (MG), sendo encontradas diferenças significativas apenas na época de seca. Mapas produzidos no software *Quantum GIS 2.6*.

Não foram encontradas diferenças significativas quanto a diversidade da comunidade zooplanctônica, estimada pelo índice de Shannon, entre os pontos de coleta ao longo da lagoa Baixa Verde nos dois períodos amostrados.

4.3. Densidade do zooplâncton total

A densidade do zooplâncton total estimada por ponto de coleta, variou de 3.630 a 72.044 ind.m⁻³ na época de chuva e 4.452 a 53.805 ind.m⁻³ na época de seca, sendo os copépodes ciclopóides (incluindo náuplios e copepoditos) o grupo numericamente mais importante, seguido pelos rotíferos e cladóceros.

As espécies de rotíferos mais abundantes neste estudo foram: *Keratella americana* (41 a 8.553 ind.m⁻³), *Ptygura libera* (0 a 8.522 ind.m⁻³), *Brachionus mirus* (0 a 5.137 ind.m⁻³), *Brachionus angularis* (65 a 4.382 ind.m⁻³) e *Brachionus falcatus* (50 a 3.470 ind.m⁻³). Para o grupo dos copépodes, a espécie *Thermocyclops minutus* (209 a 5.377 ind.m⁻³) foi a mais importante numericamente. Os náuplios e copepoditos ciclopóides apresentaram densidades variando entre 1.623 a 24.155 ind.m⁻³ e 685 a 19.874 ind.m⁻³, respectivamente. Entre os cladóceros, *Diaphanosoma birgei* (0 a 566 ind.m⁻³), *Bosmina tubicen* (0 a 314 ind.m⁻³), *Ceriodaphnia cornuta* (0 a 264 ind.m⁻³) e *Bosminopsis deitersi* (0 a 165 ind.m⁻³) foram os que tiveram abundâncias mais expressivas. As espécies que dominaram no período de chuva foram *Ptygura libera*, *Keratella americana* e *Thermocyclops minutus* e no período de seca *Brachionus mirus*, *Thermocyclops minutus* e *Brachionus angularis*.

Nas épocas amostradas, não foram encontradas diferenças significativas na densidade total de zooplâncton ao longo do gradiente de distância dos tanques-rede na lagoa Baixa Verde.

Os resultados da Análise de Correspondência Retificada mostram uma pequena diferenciação sazonal na composição e abundância das espécies dominantes, sendo o eixo 1 responsável pela explanação desta diferença. Nesta análise, não foi identificado um padrão de diferenciação espacial, representado pelo eixo 2, podendo inferir que não há muita diferença na composição e abundância da comunidade zooplanctônica entre os pontos de amostragem no gradiente de distância dos tanques-rede na lagoa Baixa Verde (Figura 17).

Em relação a variação temporal, as espécies mais significativas para esta diferenciação foram: *Anuraeopsis navicula*, *Ptygura libera*, *Trichocerca pusilla*, *Filinia longiseta*, *Keratella americana* e *Bosmina tubicen* no período de chuva e *Trichocerca similis*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Brachionus mirus*, *Brachionus falcatus* e *Brachionus angularis* no período de seca. Já as espécies

Thermocyclops minutus, *Diaphanosoma birgei*, *Bosmina hagmanni*, *Bosminopsis deitersi* e náuplios e copepoditos ciclopóides foram encontradas nos dois períodos com abundâncias similares.

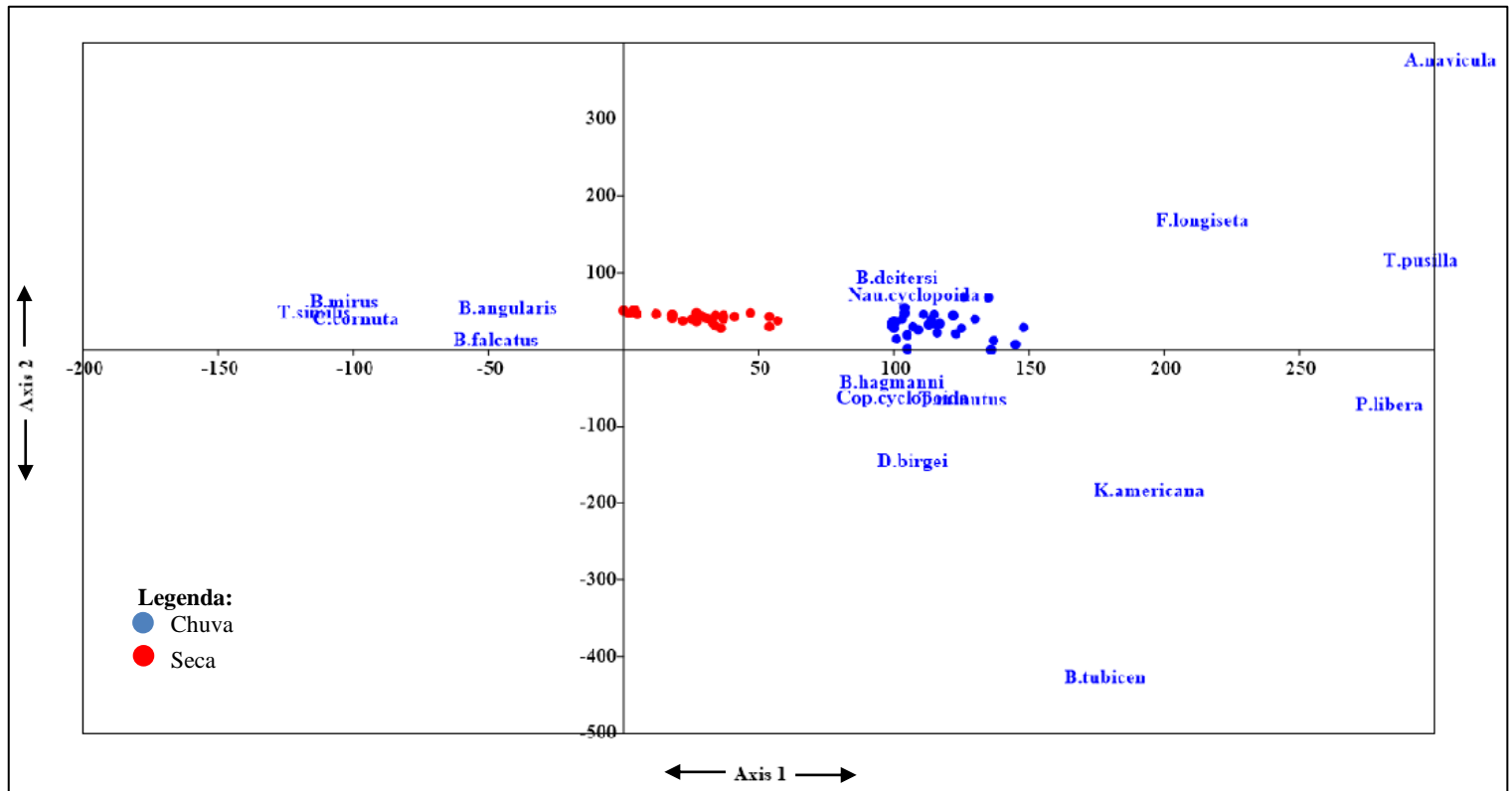


Figura 17. Análise de Correspondência Retificada (AC), evidenciando a distribuição das espécies dominantes entre os diferentes pontos e períodos de amostragem na lagoa Baixa Verde (MG). Os pontos azuis são referentes à época de seca (dezembro) e os pontos vermelhos à época de chuvas (julho).

4.4. Biovolume das espécies mais representativas na comunidade zooplanctônica

Para cálculo dos biovolumes, as seguintes espécies mais abundantes e categorizadas como frequentes nas amostras, foram utilizadas: Rotifera (*Keratella americana*, *Ptygura libera*, *Brachionus mirus*, *Brachionus angularis*, *Brachionus falcatus*), Cladocera (*Diaphanosoma birgei*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Bosminopsis deitersi*) e Copepoda (*Thermocyclops minutus*, náuplios e copepoditos de Cyclopoida). No grupo Copepoda, náuplios e copepoditos de Cyclopoida foram considerados nas análises devido a sua alta abundância nas amostras.

Os dados de biovolume foram considerados paramétricos após o teste de normalidade e assim, os resultados da ANOVA One-Way mostraram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias do biovolume dos grupos Copepoda, Rotifera e Cladocera na lagoa Baixa Verde na época de chuva ($F_{29,60}=40,3$; $p=0,000$) e seca ($F_{29,60}=19,8$; $p=0,000$) (Tabela 3). A posteriori, o Teste de

Tukey revelou que os Copepoda apresentaram o maior biovolume registrado na lagoa, enquanto essa variável não diferiu significativamente entre os grupos Rotifera e Cladocera.

Tabela 3. Média e desvio-padrão do biovolume das espécies mais abundantes e frequentes dos principais grupos que compõem a comunidade zooplactônica na lagoa Baixa Verde. Cada linha da tabela corresponde a tréplica dos pontos referentes as distâncias de 0, 50, 100, 200, 400 e 800 metros dos tanques-rede (ver tabela 1), nos períodos de chuva (**C**) e de seca (**S**).

| Grupos Pontos (trélicas) | Biovolume Copepoda (mm³.m⁻³) | Biovolume Rotifera (mm³.m⁻³) | Biovolume Cladocera (mm³.m⁻³) |
|---|---|---|--|
| C2 | 5,011 (±0,78) | 0,135 (±0,03) | 0,249 (±0,09) |
| C4 | 3,893 (±0,98) | 0,135(±0,05) | 0,196(±0,12) |
| C7 | 16,002 (±2,0) | 0,519 (±0,03) | 1,862 (±0,56) |
| C10 | 3,075 (±1,51) | 0,139 (±0,08) | 0,363 (±0,25) |
| C13 | 2,141 (±1,18) | 0,085 (±0,05) | 0,133 (±0,06) |
| C16 | 5,670 (±2,12) | 0,149 (±0,05) | 0,262 (±0,09) |
| C19 | 4,127 (±1,32) | 0,115 (±0,02) | 0,097 (±0,03) |
| C22 | 2,186 (±0,69) | 0,085 (±0,03) | 0,184 (±0,08) |
| C25 | 3,422 (±2,38) | 0,097 (±0,05) | 0,244 (±0,19) |
| C28 | 2,345 (±0,46) | 0,073 (±0,01) | 0,148 (±0,04) |
| S1 | 4,290 (±0,98) | 0,603 (±0,30) | 0,672 (±0,36) |
| S4 | 3,798 (±1,21) | 0,558 (±0,25) | 0,676 (±0,49) |
| S7 | 8,469 (±1,96) | 0,644 (±0,14) | 0,708 (±0,38) |
| S10 | 3,238 (±0,63) | 0,319 (±0,16) | 0,357 (±0,10) |
| S13 | 3,542 (±0,82) | 0,270 (±0,03) | 0,475 (±0,19) |
| S16 | 3,825 (±1,78) | 0,258 (±0,06) | 0,440 (±0,26) |
| S19 | 4,499 (±1,59) | 0,185 (±0,06) | 0,566 (±0,27) |
| S22 | 2,337 (±1,26) | 0,175 (±0,09) | 0,370 (±0,14) |
| S25 | 1,793 (±0,55) | 0,140 (±0,03) | 0,333 (±0,17) |
| S28 | 2,107 (±1,02) | 0,077 (±0,03) | 0,198 (±0,15) |

5. DISCUSSÃO

Como toda atividade humana que utiliza intensamente os recursos hídricos, a piscicultura em tanques-rede pode levar à degradação da qualidade da água, dependendo da sua intensidade ((Dias et al. 2012), do tipo de manejo (Zaniboni-Filho et al. 1997; Macedo e Sipaúba-Tavares, 2010) e das características do corpo d'água (Stirling & Dey, 1990; Cornel & Whoriskey, 1993). No presente estudo, os valores obtidos para os parâmetros físicos avaliados e para as concentrações de nutrientes e clorofila-*a* na lagoa Baixa Verde estiveram dentro dos padrões de qualidade de água recomendados pelo CONAMA (Resolução 357/2005) para corpos de água doce pertencentes a classe 2, nos quais, entre outras atividades, a aquicultura é permitida.

Neste trabalho não foram encontradas diferenças em relação as médias dos perfis de temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica entre os pontos amostrados no gradiente de distância do cultivo. Resultados similares foram obtidos por outros autores em reservatórios brasileiros com atividade de piscicultura em tanques-rede (Dias et al. 2011; Mallasen et al. 2012). As comparações dos parâmetros de qualidade de água entre pontos ao longo dos tanques-rede nem sempre mostram diferenças significativas, principalmente porque os efeitos desta atividade dependem de uma série de fatores relacionados à própria atividade, ex. tempo de implantação da atividade, número de tanques-rede em relação à área da lagoa, intensidade de cultivo, tipo de manejo, e às características do ambiente, como área, velocidade do vento, profundidade, dentre outros. Cornel & Whoriskey (1993) e Degefu et al. (2011) em trabalhos realizados em um pequeno lago no Quebec e em dois reservatórios na Etiópia, respectivamente, relataram diferenças entre as áreas controle e aquelas com tanques-rede apenas para as concentrações de oxigênio dissolvido, com valores menores nos pontos com piscicultura, refletindo o processo de degradação da matéria orgânica proveniente dos restos de ração e das fezes dos peixes cultivados e da própria respiração dos peixes.

A relação inversa entre a concentração de nitrato e clorofila-*a* na lagoa Baixa Verde pode ser explicada pela rápida incorporação desse nutriente na biomassa fitoplanctônica em dezembro. Provavelmente, as altas temperaturas de verão, juntamente com a estratificação térmica observada em dezembro, podem ter ocasionado o acúmulo de nitrato nas camadas mais superficiais da lagoa, já que, segundo Esteves (2011), o nitrato é a fonte mais abundante de nitrogênio inorgânico dissolvido em compartimentos aeróbicos (ex. epilímnio), enquanto as outras formas como nitrito e amônio apresentam maiores concentrações em compartimentos anáerobios (ex. hipolímnio). Além disso, em lagos naturais, o nitrato pode ser removido biologicamente pela assimilação na biomassa

de algas e microorganismos, e pelo processo de desnitrificação (Burgin & Hamilton, 2007), portanto a disponibilidade do nitrato pode ter favorecido o aumento da biomassa fitoplanctônica, estimada através das concentrações de clorofila-*a*, na lagoa Baixa Verde, apesar dessas concentrações ainda serem consideradas baixas. Embora lagos temperados apresentem diferenças no processo de estratificação térmica, proporcionando assim uma dinâmica de nutrientes diferenciada de lagos tropicais, Stirling & Dey (1990), também identificaram forte relação inversa entre os nutrientes NO_3^- , NH_4^- e PO_4^{3-} e a clorofila-*a*, no período de verão (junho a agosto), em um lago na Escócia com atividade de cultivo de peixes em taques-rede atribuindo o resultado obtido, à absorção desses nutrientes pelo fitoplâncton. Em contrapartida, Guo & Li (2003) registraram concentrações mais elevadas de nitrogênio e de clorofila-*a* nas proximidades do cultivo devido ao incremento de nutrientes introduzidos pela atividade de piscicultura serem aproveitados pelo fitoplâncton, e Borges et al. (2010) não encontraram diferenças entre as variáveis medidas nas áreas com presença e ausência de tanques-rede em um reservatório tropical. Borges et al. (2010) sugere que as características hidrodinâmicas do ambiente estudado, juntamente com a forte influência do vento e a grande extensão da zona de mistura explicariam a similaridade espacial das concentrações de nitrogênio e clorofila-*a* nas áreas próximas e distantes dos viveiros de cultivo.

Como não foram constatadas diferenças significativas nas variáveis físicas e químicas medidas ao longo do gradiente de distância dos tanques-rede, exceto pelas concentrações de nitrato e clorofila-*a* no período de chuvas, como dito anteriormente, supõe-se que, até o momento, os tanques-rede não afetaram em grande proporção a qualidade da água na lagoa Baixa Verde. Como a lagoa é profunda (profundidade máxima de 28 m), inclusive nas áreas onde estão situados os tanques-rede (10-15 metros) e é classificada como oligotrófica por alguns autores, pode-se sugerir que, pelo menos por enquanto, esse sistema está conseguindo absorver e metabolizar os resíduos gerados pelo processo de produção de peixes. Parte dos nutrientes provenientes do arraçamento e das fezes, escamas e muco das tilápias cultivadas podem ter sido sedimentadas no fundo da lagoa Baixa Verde, enquanto a outra parte pode ter sido utilizada pelo fitoplancton e pela fauna (peixes e zooplâncton) ao redor dos tanques. Troell & Berg (1997), Guo et al. (2009) e Zhang et al. (2004) registraram concentrações elevadas de nutrientes no fundo de lagos com atividade de piscicultura em tanques-rede na África e na China, sendo encontradas maiores concentrações de nitrogênio total e fósforo total no sedimento abaixo das gaiolas de cultivo de peixes. Outro fator que pode explicar a ausência de variação espacial em relação aos nutrientes é a entrada, na lagoa Baixa Verde, de compostos ricos em fósforo e nitrogênio provenientes da adubação e do incremento de herbicidas e formicidas na monocultura de eucaliptos em pontos mais distantes dos tanques-rede. Por fim, as características hidrodinâmicas da lagoa, fortemente influenciadas pelo vento que consegue misturar

as camadas mais superficiais no período de estratificação e com uma grande extensão da zona de mistura no período de desestratificação, podem provocar a homogeneização dos parâmetros físicos e químicos, como já relatado por Borges et al. (2010).

Neste trabalho, foram identificados na comunidade zooplanctônica da Lagoa Baixa Verde, 100 taxóons, entre os grupos Rotifera, Cladocera, Copepoda, Ostracoda, Diptera, Gastrotricha e Turbellaria. Este número foi consideravelmente superior ao registrado na mesma lagoa por Grimberg (2002) (16 taxa pertencentes a Rotifera, Cladocera e Copepoda) amostrando 10 pontos (cinco na região limnética e cinco na região litorânea) durante dois períodos anteriores à implantação dos tanques-rede (outubro de 1997 e julho de 2000), e por Pujoni (2010) que realizou coletas de zooplâncton em único ponto da região limnética em quatro períodos (agosto e novembro de 2007 e fevereiro e maio de 2008) e registrou um total de 38 taxóons, sendo analisados os mesmos grupos do presente estudo. Os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda foram os principais componentes da comunidade zooplanctônica da Lagoa Baixa Verde. O predomínio de rotíferos tem sido comum em várias outras lagoas do médio Rio Doce, amostradas pelo Programa PELD (site 4) como: lagoas Carioca e Gambazinho (Brito, 2005), lago Dom Helvécio (Maia-Barbosa et al. 2008), lagoa dos Patos (Aoki, 2010), e outras dezoito lagoas amostradas por Pujoni e Barros (2010). A maior riqueza em espécies de Rotifera na comunidade zooplanctônica também tem sido relatada para outros sistemas de água doce no Paraná (Nunes et al. 1996; Campos et al. 1996), São Paulo (Arcifa, 1984; Nogueira, 2001; Sendacz et al. 2003; Paes et al. 2011), Rio de Janeiro (Loureiro et al. 2011b) e nordeste do Brasil (Leitão et al. 2006; Dantas et al. 2009; Almeida et al. 2009). Os rotíferos, geralmente, contribuem com a maior riqueza de espécies nas comunidades zooplanctônicas de lagos devido a sua grande capacidade de colonizar diferentes habitats aquáticos, sendo facilmente transportados pela água e ar (Sládeček, 1983); pelas altas taxas reprodutivas em comparação aos outros grupos zooplanctônicos (Allan, 1976); e pela enorme quantidade de variações morfológicas e adaptativas (Wetzel, 1993) que proporcionam grande capacidade de resposta frente às mudanças ambientais.

No presente estudo, novas ocorrências foram registradas para uma espécie de Copepoda, cinco de Cladocera e 23 de Rotifera na lagoa Baixa Verde. As únicas espécies registradas por Grimberg (2002) e Pujoni (2010) e que não foram encontradas neste trabalho foram: os rotíferos *Keratella cochlearis*, *Pompholix complanata*, *Brachionus dolabratus*, *Trichocerca stylata* e o copépoda *Notodiptomus isabellae*. Segundo Gannon & Stemberger (1978), a composição de espécies em um lago, geralmente, permanece constante por décadas. Portanto, a disparidade no número de espécies registradas entre os trabalhos anteriormente realizados na lagoa Baixa Verde e este, provavelmente, se deve ao esforço amostral, aos métodos de coleta do zooplâncton, as regiões

amostradas (litorânea e limnética) e as épocas do ano em que foram realizadas as coletas. Matsumura-Tundisi & Tundisi (2005) já haviam destacado que amostras coletadas em diferentes escalas temporais ou espaciais podem afetar a riqueza de espécies.

Os três trabalhos realizados na Lagoa Baixa Verde apresentaram uma contribuição maior de espécies de Rotifera, seguido por Cladocera e Copepoda, sendo que no grupo dos Rotifera, as famílias predominantes, no presente estudo, foram Lecanidae, Brachionidae, Trichocercidae e Lepadellidae. Aoki (2010) em trabalho realizado na lagoa dos Patos no PERD, também encontrou uma maior riqueza de espécies do grupo Rotifera, sendo as famílias mais representativas Lecanidae, Trichocercidae e Brachionidae, fato já destacado por Rocha et al. (1995) para lagos e reservatórios do Brasil. Uma grande diversidade de espécies dentro das famílias Lecanidae e Brachionidae foi relatada também para a planície de inundação do Paraná (Campos et al. 1996; Bonecker et al. 1998; Serafim-Júnior et al. 2003; Serafim-Júnior et al. 2010). O grupo Rotifera é constituído por organismos oportunistas, adaptáveis às mudanças ambientais e capazes de ocupar diversos nichos (Esteves, 2011), proporcionando assim, vantagens competitivas em relação aos demais grupos. Além de apresentar uma maior riqueza, o grupo Rotifera engloba as principais espécies dominantes na comunidade da lagoa Baixa Verde, sendo que *Ptygura libera* domina em dezembro sendo substituída por *Brachionus mirus*. Rodríguez & Matsumura-Tundisi (2000), em trabalho realizado no reservatório de Broa (SP), descreveram uma dinâmica similar a observada no presente trabalho, na qual há uma substituição das espécies dominantes de tempos em tempos. Segundo Wetzel (1993), as variações na dinâmica populacional dos rotíferos são frequentes e fatores como temperatura e quantidade e qualidade do alimento são essenciais na regulação das taxas de reprodução dos Rotifera e na sucessão de suas populações sazonalmente.

De acordo com a categorização baseada em Dabés & Velho (2001), a maioria das espécies que compõem a comunidade zooplantônica da lagoa Baixa Verde foram consideradas raras e algumas frequentes. Não foram registradas espécies dominantes, já que não foi observada a ocorrência de nenhuma espécie em todas as amostras com densidade média superior a 10.000 ind.m⁻³. Dessa forma, o termo dominante no presente trabalho, foi atribuído àquelas espécies frequentes nos pontos amostrais e que tiveram densidades mais altas (embora essa densidade não tenha atingido 10.000 ind.m⁻³), em comparação às outras espécies da comunidade zooplantônica, como foi o caso de *Ptygura libera* em dezembro (chuva) e *Brachionus mirus* em julho (seca) que foram registradas em todos os pontos de coleta. Segundo Serafim-Júnior et al. (2010), as alterações sazonais na distribuição das populações de rotíferos, conforme observado no presente trabalho, podem ser explicadas pela hidrodinâmica do corpo d'água e por condições climáticas (ex. chuvas intensas).

A Análise de Correspondência confirma a variação na composição da comunidade zooplanctônica na escala temporal em detrimento da escala espacial, ressaltando a dominância de diferentes espécies nos dois períodos de coleta, sendo *Ptygura libera*, *Keratella americana* e *Thermocyclops minutus* dominantes na época de chuvas e *Brachionus mirus*, *Thermocyclops minutus* e *Brachionus angularis* na seca. Grimberg (2002) observou associações, nas quais *Brachionus angularis* e *Brachionus falcatus* (Rotifera) e *Bosmina tubicen*, *Bosmina hagmanni* e *Bosminopsis deitersi* (Cladocera) dominam, em relação a densidade ou a frequência de ocorrência nos pontos amostrados, nas coletas realizadas em outubro de 1997 na lagoa Baixa Verde. Segundo a autora, a ausência ou presença de determinadas espécies na comunidade zooplanctônica da lagoa é devido a fatores abióticos (temperatura, precipitação e radiação solar), bióticos (predação, competição e parasitismo) e a quantidade e qualidade do alimento disponível.

A riqueza em espécies mostrou-se positivamente correlacionada com a distância dos tanques-rede na época de seca na Lagoa Baixa Verde, ou seja, pontos mais distantes dos tanques mostraram uma riqueza em espécies maior. Portanto, a hipótese de que a riqueza próximo aos tanques-rede seria menor em comparação com pontos mais distantes foi corroborada, embora a predição não tenha sido confirmada, já que não houve registro de maior concentração de nutrientes próximo dos viveiros. Estes resultados podem ser explicados por um consumo maior de presas próximo aos viveiros, tanto pelos peixes do cultivo, quanto pelas espécies da comunidade íctica da lagoa Baixa Verde. Com o arraçoamento, parte do material que não é imediatamente utilizado pelos peixes dos tanques, fica disponível na coluna d'água e serve de alimento para outras espécies. Assim, o consumo de zooplâncton pelas tilápias do cultivo e pela fauna associada (peixes e zooplâncton predador) ao redor dos tanques-rede influenciaria a riqueza de espécies naquele local. Resultado semelhante foi relatado por Santos et al. (2009) para o grupo Rotifera no reservatório de Furnas (MG), sendo a explicação atribuída a seletividade de presas pelos peixes. A tilápia-do-Nilo é considerada uma espécie onívora filtradora, que alimenta-se de fitoplâncton, zooplâncton e detritos em suspensão na água (Figueredo & Giani, 2005), já tendo sido relatado por diversos autores os drásticos efeitos da predação por peixes planctívoros na comunidade zooplanctônica (Lazzaro, 1987; Ramos et al. 2008). Sob condições de predação intensa e seletiva, espécies zooplanctônicas de maior tamanho podem ser eliminadas ou reduzidas significativamente, sendo substituídas por espécies menores (Gannon & Stemberger, 1978; O'Brien, 1979). Na lagoa Baixa Verde dentre os Copepoda houve o predomínio de *Thermocyclops minutus* (Cyclopoida), de menor tamanho corporal quando comparado a espécies de Calanoida; ocorrendo o mesmo para Cladocera, com o predomínio de espécies de menor tamanho corporal como *Bosmina tubicen*, *Bosmina hagmanni* e *Ceriodaphnia cornuta*, embora densidades elevadas tenham sido registradas para *Diaphanosoma*

birgei, uma espécie de maior tamanho corporal; e com destaque para Rotifera, conhecidos como organismos de menor tamanho comparado aos outros grupos, e que apresentaram a maior riqueza em espécies na lagoa.

Diferenças significativas na diversidade da comunidade zooplancônica não foram encontradas entre os pontos de coleta ao longo da lagoa Baixa Verde nos dois períodos amostrados. Esse resultado sugere que a própria dispersão de algumas espécies e, principalmente, a influência do vento, proporcionam a distribuição homogênea das espécies da comunidade zooplancônica ao longo de toda a extensão da lagoa. Cavalcante (2005) também não observou variação espacial da diversidade entre as unidades amostrais de um reservatório do semiárido paraibano com cultivo de peixes em tanques-rede. O autor não apontou os fatores que levaram a não diferenciação espacial, embora tenha focado que a diferença temporal foi devida às condições eutróficas do ambiente. Por outro lado, Santos et al. (2009) registraram menor diversidade na região onde estão localizados os viveiros no reservatório de Furnas, e embora a magnitude da variação observada tenha sido pequena, os autores atribuíram essa diferença ao processo de eutrofização gerado pela implantação de 30 tanques-rede para o cultivo de tilápia-do-Nilo num dos braços do reservatório.

O grupo Copepoda apresentou maior densidade na lagoa Baixa Verde, com predomínio de estágios jovens de náuplios e copepoditos da ordem Cyclopoida. Este resultado é recorrente em sistemas de lagos e reservatórios brasileiros, tendo sido reportado por diversos autores o fato dos estágios larvais superarem os adultos em números (Matsumura-Tundisi, 1985; Ramos et al. 2008; Almeida et al. 2009; Loureiro et al. 2011a). Resultado semelhante foi encontrado por Grimberg (2002) na mesma lagoa, ressaltando alta densidade devido a fases naupliares e de copepoditos, uma vez que houve um único registro de indivíduo adulto naquele estudo. A densidade total do zooplâncton não variou significativamente ao longo do gradiente de distância dos tanques-rede na lagoa Baixa Verde, provavelmente devido as condições similares das variáveis físicas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH e turbidez) e de nutrientes ao longo de toda a lagoa, gerando áreas adjacentes mais parecidas entre si em relação aos recursos e a disponibilidade de alimento. Assim, como os recursos estão distribuídos de forma semelhante por toda extensão da lagoa Baixa Verde, não sendo possível distinguir áreas altamente produtivas, os organismos também apresentam distribuição homogênea. Resultado similar foi encontrado por Cavalcante (2005) em um reservatório com piscicultura intensiva em tanques-rede no nordeste do Brasil. Borges et al. (2010), estudando os efeitos dos viveiros de cultivo de peixes em um reservatório tropical, também não verificaram diferenças espaciais na densidade total do zooplâncton entre os pontos amostrais, e destacaram a circulação da água como um importante fator que pode minimizar os impactos sobre a estrutura da comunidade zooplancônica. Em contrapartida, outros estudos apontaram diferenças na

abundância do zooplâncton entre áreas controle e com presença de tanques-rede, sendo Rotifera o grupo mais abundante. Esses resultados foram atribuídos ao aumento da disponibilidade de alimento decorrente do arraçoamento (Demir et al. 2001; Dias et al. 2011).

Diferenças significativas foram observadas entre o biovolume dos principais grupos zooplanctônicos (Copepoda, Rotifera e Cladocera). Copepoda apresentou o maior biovolume entre os três grupos nos períodos de chuvas e seca na lagoa Baixa Verde devido as maiores densidades registradas. Rotifera e Cladocera não apresentaram diferenças de biovolume entre si nos dois períodos estudados. Apesar de Cladocera (principalmente *Diaphanosoma birgei*) apresentar maior tamanho corporal, as espécies deste grupo ocorrem em baixas densidades, o contrário observado para Rotifera, o que poderia explicar os resultados obtidos. Segundo Allan (1976), cada um destes principais grupos possuem diferentes estratégias adaptativas, entre elas o potencial reprodutivo e a evasão contra predadores. Embora os Copepoda sejam artrópodes obrigatoriamente dióicos e que passam por vários estágios larvais até a idade reprodutiva e apresentam um ciclo de vida relativamente longo quando comparado com os Rotifera e Cladocera, eles possuem alta capacidade de escape dos predadores, o que pode favorecer a alta densidade do grupo no ambiente. Já os Rotifera e Cladocera reproduzem-se, geralmente, por partenogênese e possuem uma capacidade reprodutiva maior, embora sejam mais susceptíveis a predação. Como os rotíferos apresentam um curto ciclo de vida com rápido desenvolvimento, formando então populações mais densas, o seu pequeno tamanho corporal compensaria o grande tamanho das espécies de cladóceros.

A lagoa Baixa Verde foi classificada como oligotrófica por Pujoni (2010) e Barros (2010), através do cálculo do Índice de Carlson (1977) modificado por Toledo et al. (1983), utilizando os parâmetros do disco de Secchi e das concentrações de Fósforo Total. Já Grimberg (2002) classificou a lagoa Baixa Verde como um sistema oligo-mesotrófico, devido as concentrações de nutrientes e clorofila-*a*. Essa autora encontrou concentrações de nutrientes mais elevadas do que as medidas no presente trabalho, provavelmente porque 5 dos 10 pontos amostrados naquele trabalho estavam localizados na região litorânea, que apresenta uma maior complexidade estrutural e maior aporte de material aloctone quando comparada com a região limnética muito mais homogênea horizontalmente (Esteves, 2011). Além disso, a lagoa Baixa Verde suporta uma comunidade mais recorrente em ambientes eutrofizados, com alta densidade de náuplios e copepoditos de Cyclopoida (Cavalcante, 2005; Ramos et al. 2008; Almeida et al. 2009; Brito et al. 2011) e de espécies de rotíferos do gênero *Brachionus* que também são considerados indicadores de condições eutróficas (Attayde e Bozelli, 1998; Sládeček, 1983). Como o conceito de estado trófico é multidimensional e uma ampla gama de critérios podem ser usados para sua determinação (concentração de nutrientes, produtividade, densidade da flora e fauna e morfometria do lago), a utilização de apenas um ou dois

parâmetros pode não ser suficiente para definir o estado trófico do corpo d'água (Carlson, 1997). Dessa forma, o resultado encontrado por Pujoni (2010) e Barros (2010) de que a lagoa é oligotrófica não condiz com a composição da comunidade zooplânctônica que apresenta uma tendência de ambientes mais enriquecidos. Através do cálculo do quociente *Brachionus:Trichocerca* (Sládeček, 1983), que relaciona a estrutura da comunidade zooplânctônica e o estado trófico, a lagoa Baixa Verde foi classificada como oligotrófica ($Q_{B/T} < 1$), embora o quociente tenha sido elevado ($Q_{B/T} = 0,8$), resultado próximo de lagos mesoeutróficos ($1 < Q_{B/T} < 2$). Assim, sugere-se que a lagoa Baixa Verde possa estar caminhando para um estágio de mesotrofia.

A Análise de Correspondência Canônica ratificou que não houve variação espacial significativa da riqueza, diversidade e densidade total do zooplâncton na lagoa Baixa Verde. Os ventos fortes (observação pessoal, mas não medidos) de ocorrência frequente, podem misturar as camadas mais superficiais, homogeneizando a fauna da coluna d'água nos diferentes pontos de amostragem. Além disso, ao comparar os resultados do presente trabalho com o de Grimberg (2002), pode-se sugerir que a comunidade zooplânctônica da lagoa Baixa Verde possui uma alta resiliência e estabilidade, sendo capaz de absorver muitas das mudanças provocadas pela atividade de cultivo de peixes, permanecendo assim no equilíbrio, já que a composição de espécies e a abundância relativa dos principais grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) antes e depois da implantação dos tanques-rede continua similar. Dias et al. (2012b), encontraram resultado oposto ao observado, tendo a prática da aquicultura modificado a resiliência da comunidade zooplânctônica como uma resposta dos organismos frente ao distúrbio provocado pela instalação dos tanques-rede no reservatório de Rosana (PR).

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostraram que a escala temporal influenciou mais a estrutura da comunidade zooplânctônica e os parâmetros físicos e químicos na lagoa Baixa Verde (MG) do que a escala espacial. Na escala sazonal, fatores hidrológicos (ex. tempo de retenção da água e extensão da zona de mistura) e climáticos (ex. temperatura, vento e chuvas) foram essenciais para a diferenciação das variáveis, oxigênio, pH, turbidez, N-total, nitrito e amônio e na riqueza, diversidade e densidade total do zooplâncton entre os períodos de chuvas e seca.

Foi observada uma relação positiva entre a riqueza de espécies zooplânctônicas e a distância dos tanques-rede na época de seca, o que pode ser devido a seletividade de presas pelos peixes do cultivo, já que não foram observadas diferenças significativas na concentração de nutrientes entre as

unidades amostrais, refutando a previsão de que o arraçoamento causaria o aumento da disponibilidade de alimento próximo aos viveiros de cultivo. Além disso, a grande densidade de náuplios e copepoditos de Cyclopoida e de espécies de rotíferos do gênero *Brachionus* na comunidade zooplanctônica da lagoa, sugere uma modificação do estado trófico da mesma, já que esse tipo de estrutura é um indicativo de ambientes com trofia elevada, embora os dados de nutrientes não mostrem um aumento da concentração de formas nitrogenadas e fosfatadas perto dos tanques-rede. As hipóteses testadas no presente estudo não foram corroboradas, porém há indícios de mudanças de curto prazo na estrutura da comunidade zooplanctônica devido a interação das tilápias cultivadas, com o zooplâncton e ao aumento do grau de trofia da lagoa. Pode-se sugerir que a comunidade zooplanctônica da lagoa Baixa Verde apresenta uma alta resiliência devido a grande capacidade do sistema em persistir e absorver as mudanças geradas pela atividade da piscicultura em tanques-rede, sendo isso observado pela ausência de concentrações mais elevadas de nutrientes próximo ao cultivo e pela manutenção da composição da comunidade da lagoa antes e após a implantação dos tanques-rede.

Portanto, os resultados apontam que a piscicultura em tanques-rede não provocou alterações locais sobre a qualidade da água e a estrutura da comunidade zooplanctônica da lagoa Baixa Verde. Provavelmente os impactos da implantação dos tanques-rede ainda não se manifestaram de forma mais clara devido ao curto tempo de implantação dos tanques-rede (início em 2005 com apenas 8 viveiros de cultivo); a baixa intensidade da atividade (pequeno número de tanques e de animais estocados) e a forte influência do vento que pode estar contribuindo para uma distribuição dos nutrientes e da comunidade zooplanctônica, sem permitir um maior acúmulo dos mesmos próximos aos tanques. Os efeitos dessa atividade a longo prazo ainda são imprevisíveis e por isso, sugere-se o monitoramento permanente da qualidade da água da lagoa, assim como estudos que envolvam coleta de sedimentos e identificação da ictofauna local, sendo esses aspectos importantes na verificação de alguma possível mudança proveniente da atividade de piscicultura em tanques-rede. Como foram realizadas apenas duas coletas, uma na época de chuvas e outra na seca, não é possível constatar se os resultados dos parâmetros físicos, nutrientes e estrutura da comunidade obtidos neste estudo enquadram-se em um padrão comparável a dinâmica de outras lagoas do médio Rio Doce. Por isso, torna-se essencial a realização de mais coletas e em períodos distintos do ano. Além disso, é necessário investir na coleta de dados que permitam a estimativa da capacidade suporte deste ambiente, visto que a expansão desordenada da atividade de piscicultura na lagoa Baixa Verde pode ser extremamente danosa e impossibilitar a continuidade de captação da água para abastecimento do distrito.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da expansão da aquicultura em diversos países e do incentivo do governo brasileiro frente a piscicultura em tanques-rede como forma de contornar o problema da fome e gerar alternativa de renda para a população, é essencial o conhecimento, a prevenção e a mitigação dos possíveis impactos provocados por essa atividade nos ecossistemas aquáticos.

Os resultados de pesquisas como esta devem ser complementados com monitoramento contínuo da qualidade da água, devido ao desconhecimento dos efeitos de longo prazo da piscicultura em tanques-rede. O manejo correto por parte dos piscicultores é indispensável como forma de manter baixo o potencial de degradação desta atividade, visando conjuntamente a maximização da produtividade e a manutenção dos múltiplos usos da água. Os resultados também servirão como auxílio na melhoria da gestão de recursos hídricos para fins de piscicultura e das leis ambientais que a regulamentam, bem como para a fiscalização de empreendimentos aquícolas.

Ademais, trabalhos sobre os efeitos da piscicultura em tanques-rede são escassos em lagos tropicais, sendo a maioria dos trabalhos realizados em reservatórios ou em lagos na região temperada. Reservatórios são sistemas aquáticos artificiais que possuem características próprias se comparados à lagos naturais e por isso podem responder de modo diferente aos impactos (Thornton, 1990) e lagos temperados diferem de lagos tropicais em fatores como temperatura, luminosidade e circulação da coluna d'água (Kalff & Watson, 1986), sendo a dinâmica de nutrientes e a estruturação das comunidades aquáticas influenciada por esses parâmetros. Assim, é imprescindível a realização de mais estudos em lagos tropicais naturais, com o objetivo de conhecer melhor os reais impactos do cultivo de peixes em tanques-rede neste sistema e dessa forma buscar e implantar medidas corretas para a manutenção saudável do ecossistema aquático. Por fim, a avaliação da capacidade suporte do ambiente com o objetivo de estimar o nível máximo de produção que determinado corpo aquático é capaz de sustentar é necessária como forma de orientar a implantação e expansão da piscicultura em tanques-rede, assim como evitar a impropriedade do uso do recurso hídrico para outras atividades, exemplo o abastecimento de água para a população.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abery, N.W., Sukadi, F., Budhiman, A.A., Kartamihardja E.S., Koeshendrajana E., Buddhiman & De Silva, S.S. (2005). Fisheries and cage culture of three reservoirs in west Java, Indonesia: a case

study of ambitious development and resulting interactions. *Fisheries Management and Ecology*, v. 12, p. 315–330.

Ackefors, H. & Enell, M. (1990). Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, v. 119, n. 1, p. 28-35.

Allan, J.D. (1976). Life Patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, v. 110, n. 971, p. 165-180.

Almeida, V.L.S., Dantas, E.W., Melo-Júnior, M., Bittencourt-Oliveira, M.C. & Moura, A.N. (2009). Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Brazilian Journal Biology*, v. 69, n. 1, p. 57-65.

Andreoli, C.V., Carneiro, C., Gobbi, E.F. & Cunha, C. (2011). Eutrofização e estrutura dos estudos. In: Eutrofização em reservatórios: Gestão preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Curitiba, Editora UFPR, p. 29-38.

Aoki, A. (2010). Caracterização da Comunidade Zooplanctônica da Lagoa dos Patos – Parque Estadual do Rio Doce (MG). 56 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Arcifa, M.S. (1984). Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 113, n. 1, p. 137-145.

Attayde, J.L. & Luiz Bozelli, R.L. (1998). Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, p. 1789-1797.

Attayde, J.L., Okun, O., Brasil, J., Menezes, R. & Mesquita, P. (2007). Impactos da introdução da tilápia-do-Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 450-461.

Azevedo-Santos, V. M., Rigolin-Sá, O. & Pelicice, F.M. (2011). Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n. 4, p. 915-919.

- Barros, C.F.A. (2010). Diversidade e ecologia do fitoplâncton em 18 lagoas naturais do médio Rio Doce. 119 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Beveridge, M.C.M. (1984). Cage and pen fish farming: Carrying capacity models and environmental impact. Roma, Food & Agriculture Organization of the United Nations, 131 p.
- Beveridge, M.C.M. (2004). Cage Aquaculture. Oxford, Blackwell Publishing, 380 p.
- Binggeli, C., Waring, A. & Mihuc, T. (2011). Methods for determining new biovolumes for Copepods and Cladocerans. *Scientia Discipularum*, v. 5, p. 25-33.
- Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A. & Rossa, D.C. (1988). Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 41, n. 4, p. 1-10.
- Borges, P.A.F., Train S., Dias, J.D. & Bonecker, C.C. (2010). Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. *Hydrobiologia*, v. 646, p. 279-291.
- Brandão, L.P.M. (2009). Efípios de *Daphnia laevis* em um lago permanente tropical: mecanismo de resiliência a alterações ambientais?. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Brasil. (2005) Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n.º.357 de 17 de março de 2005. Brasília.
- Brasil. (2015). Ministério da Pesca e Aquicultura. Disponível em: <http://www.mpa.gov.br/aquicultura/producao> . Acesso em: 23 junho 2015.
- Brito, S.L., Maia-Barbosa, P.M. & Pinto-Coelho, R.M. (2011). Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v. 16, p. 253–264.
- Burgin, A.J. & Hamilton, S.K. (2007). Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 5, n. 2, p. 89-96.

- Campos, J.R.C., Lansac-Tôha, F.A., Nunes, M.A., Garcia, A.P.P. & Prado, F.R. (1996). Composição da comunidade zooplanctônica em três lagoas da Ilha Porto Rico na planície de inundação do Alto Rio Paraná. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 8, p. 183-194.
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361–369.
- Cavalcante, A.J.M. (2005). Comunidade zooplanctônica e estado trófico de um reservatório do semiárido paraibano com piscicultura intensiva em tanques-rede. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory. 144 p.
- Cohen, G.M. & Shurin, J.B. (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, v. 103, p. 603–617.
- Cornel G.E. & Whoriskey, F.G. (1993). The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Quebec. *Aquaculture*, v. 109, p. 101-117.
- Cornel, H.V. & Lawton, J.H. (1992). Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, v. 61, p. 1-12.
- Cripps, S.J. & Bergheim, A. (2000). Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, v. 22, p. 33–56.
- Dabés, M.B.S. & Velho, L.F.M. (2001). Assemblage of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) associated to aquatic macrophytes stands in a marginal lake of the São Francisco river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum*, v. 23, n. 2, p. 299-304.
- Dantas, E.W., Almeida, V.L.S., Barbosa, J.E.L., Bittencourt-Oliveira, M.C. & Moura, A.N. (2009). Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplanctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. *Iheringia, Série Zoológica*, v. 99, n. 2, p. 132-141.
- Degefu, F., Mengistu, S. & Schagerl, M. (2011). Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, v. 316, p. 129-135.

- Demir, N., Kirkagac, M.U., Pulatsü, S. & Bekcan, S. (2001). Influence of trout cage culture on water quality, plankton and benthos in an Anatolian dam lake. *The Israeli Journal of Aquaculture*, v. 53, n. 3-4, p. 115-127.
- Dias, J.D., Simões, N.R. & Bonecker, C.C. (2012a). Net cages in fish farming: a scientometric analysis. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 1, p. 12-17.
- Dias, J.D., Simões, N.R. & Bonecker, C.C. (2012b). Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, n. 1, p. 1-11.
- Dias, J.D., Takahashi, E.M., Santana, N.F. & Bonecker, C.C. (2011). Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 101, n. 1-2, p. 75-84.
- Dodds, W.K. (2002). *Freshwater Ecology: Concepts and environmental applications*. San Diego, Academic Press, 569 p.
- Dodson, S.I., Arnott, S.E. & Cottingham, K.L. (2000). The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, v. 81, n. 10, p. 2662-2679.
- Elmoor-Loureiro, M. A. L. (1997). *Manual de Identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Brasília, Universa. 155 p.
- Esteves, F.A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência, 790 p.
- Figueredo, C.C. & Alessandra Giani, A. (2005). Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*. v. 50, p. 1391-1403.
- Gannon, J.E. & Stemberger, R.S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, v. 97, n. 1, p. 16-35.
- Gontijo, V.P.M., Oliveira, G.R., Cardoso, E.L., Mattos, B.O. & Santos, M.D. (2008). Cultivo de tilápias em tanques-rede. Belo Horizonte, Boletim Técnico, EPAMIG, v. 86, 44 p.
- Grimberg, E.M. (2002). Estudo comparativo da comunidade zooplanctônica de um sistema artificial (Represa de Barra Bonita, SP) e de um sistema natural (Lagoa Baixa Verde, MG). 272 f.

Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Gulati, R.D. (1982). Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 3, p. 343-354.

Guo, L. & Li, Z. (2003). Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*, v. 226, p. 201-212.

Guo, L., Li, Z., Xie, P. & Ni, L. (2009). Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture Internacional*, v. 17, p. 229–241.

Holling, C.S. (1973). Resilience and Stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 4, p. 1-23.

Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T.A., Haberman, Nøges, J.T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.S., Bjerring, R. & Amsinck, S.L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, v. 676, p. 279-297.

Kalff, J. & Watson. (1986). Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia*, v. 138, p. 161-176.

Koroleff, K.J.H. (1976). Determination of ammonia. In: Grasshoff, E. & Kremling, E. Methods of seawater analysis. New York, Verlag Chemie Wheinhein, p. 117-181.

Koste, W. (1978). Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voight Überordnung Monogononta. Berlin, Gebrüder Borntraeger, v. 1-2, 669 p.

Landa, G.G. Barbosa, F.A.R., Rietzler, A.C. & Maia-Barbosa, P.M. (2007). *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 50, n. 4, p. 695-705.

Lazzaro, X. (1987). A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, v. 146, 97-167.

- Leitão, A.C., Freire, R.H.F., Rocha, O. & Santaella, S.T. (2006). Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 18, n. 4, p. 451-468.
- Lima, F.P., Latini, A.O. & De Marco Júnior, P. (2010). How are the lakes? Environmental perception by fishermen and alien fish dispersal in Brazilian tropical lakes. *Interciencia*, v. 35, n. 2, p. 84-91.
- Lorenzen, C.J. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, v. 12, p. 343-346.
- Loureiro, B. R., Branco, C. W. C. & Zaniboni-Filho, E. (2011a). Influence of net-cage fish farming on zooplankton biomass in the Itá reservoir, SC, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n. 4, p. 357-367.
- Loureiro, B.R., Costa, S.M., Macedo, C.F., Huszar, V.L.M. & Branco, C.W.C. (2011b). Comunidades zooplanctônicas em sistemas de criação de peixes. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 47-60.
- MacCauley, E. (1984). The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters, p. 228-265.
- Macedo, C.F. & Sipaúba-Tavares, L.H. (2010). Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149-163.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. (1978). Water analysis: some revised methods for limnologists. Ambleside, Freshwater Biological Association, 120 p.
- Maia-Barbosa, P. M., Peixoto, R.S. & Guimarães, A.S. (2008). Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4, p. 1069-1078.
- Mallasen, M., Barros, H.P., Traficante, D.P. & Camargo, A.L.S. (2012). Influência da tilapicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água no reservatório de Nova Avanhandava, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, v. 34, n. 3, p. 289-296.
- Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G. (2005). Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 542, p. 367-378.

Matsumura-Tundisi, T. (1985). Composition and vertical distribution of zooplankton in lake D, Helvecio. In: *Limnological Studies in Central Brazil: Rio Doce Valley Lakes and Pantanal Wetland*. São Carlos, v. 1, p. 129-140.

Meis, M.R.M. & Tundisi, J.G. (1997). Geomorphological and limnological processes as a basis for lake typology. The middle Rio Doce lake system. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. São Carlos, p. 25-48.

Nimer, E. (1989). *Climatologia do Brasil*. IBGE. 421 p.

Nogrady, T. & Segers, H. (2002). Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Leiden, Backhuys Publishers, v. 6, 264 p.

Nogueira, M.G. (2001). Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 455, n. 1-3, p. 1-18.

Nunes, M.A., Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Roberto, M.C. & Rodrigues, L. (1996). Composição e abundância do zooplâncton de duas lagoas do Horto Florestal Dr. Luiz Teixeira Mendes, Maringá, Paraná. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 8, p. 207-219.

O'Brien, W.J. (1979). The predator prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. *American Scientist*, v. 67, n. 5, p. 572-581.

Orlova-Bienkowskaja, M. Y. (2001). Cladocera: Anomopoda. Daphniidae: genus *Simocephalus*. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Leiden, Backhuys Publishers, v. 17, 130 p.

Paes, T.A.S.V., Paes, J.M.V., Rojas, N.E.T., Rocha, O. & Wisniewski, M.J.S. (2011). Effects of liming and development of Curimbatá (*Prochilodus lineatus*) larvae on the abundance of zooplankton in fish ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n. 4, p. 386-393.

Pinto-Coelho, R.M. (1998). Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*, v. 40, p. 159-173.

Pujoni, D.G.F. (2010). A Comunidade Zooplânctônica da região limnética de dezoito lagoas do Médio Rio Doce e as implicações para a conservação ambiental: Um Olhar Biogeográfico. 105 f.

Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Ramos, J.D., Mello, H.O.O. & Lima, L. (2008). Análise da composição, abundância e distribuição vertical das populações de Rotifera, Cladocera e Copepoda, no Reservatório de Emborcação (Araguari - MG). *Em Extensão*, v. 7, n. 2, p. 80-94.

Reid, J.W. (1985). Chave de Identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, v. 9, p. 17-143.

Ricklefs, R.E. (1987). Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, v. 235, p. 167-171.

Rocha, O. & Matsumura-Tundisi, T. (1976). Atlas do zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos). Universidade Federal de São Carlos, v. 1, 68 p.

Rocha, O., Sendacz, S. & Matsumura-Tundisi, T. (1995). Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, ABC\SBL, p. 151-165.

Rodríguez, M.P. & Matsumura-Tundisi, T. (2000). Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 60, n. 1, p. 1-9.

Ruttner-Kolisko, Agnes. (1974). Plankton Rotifers: Biology and Taxonomy. Stuttgart, v. 26, 146 p.

Santos R.M., Rocha, G. S., Rocha, O. & Wisniewski, M.J.S. (2009). Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. *Aquaculture Research*, v. 40, p. 753-761.

Segers, H. (1995). Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Bélgica, SPB Academic Publishing, v. 2, 211 p.

Sendacz, S., Caleffi, S. & Santos-Soares, J. (2006). Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1b, p. 337-350.

- Serafim-Júnior, M., Perbiche-Neves G., Brito, L., Ghidini, A.R. & Casanova, S.M.C. (2010). Variação espaço-temporal em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. *Iheringia*, Série Zoológica, v. 100, n. 3, p. 233-241.
- Serafim-Júnior, M.I., Bonecker, C.C., Rossa, D.C.I., Lansac-Tôha, F.A. & Costa, C.L. (2003). Rotifers of the upper Paraná River floodplain: additions to the checklist. *Brazilian Journal of Biology*, v. 63, n. 2, p. 207-212.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, 125 p.
- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v. 100, p. 169-201.
- Stemberger, R. S. (1979). A guide to rotifers of the Laurentian Great Lakes. Ohio, U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, 185 p.
- Stirling & Dey T. (1990). Impact of intensive cage fish farming on the phytoplankton and periphyton of a Scottish freshwater loch. *Hydrobiologia*, v. 190, p. 193-214.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R. (1968). A practical handbook of seawater analysis. Ottawa, Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167, 293 p.
- Thornton, K. W. (1990). Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., & Payne, F.E. Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley & Sons, p. 1-13.
- Toledo, A., Talarico, M., Chinez, S.J. & Agudo, E.G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, Camboriú, 34 p.
- Troell, B. & Berg, H. (1997). Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment. *Aquaculture Research*, v. 28, p. 527-544.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T. (2011). Recursos hídricos no século XXI. São Paulo, Oficina de textos, 328 p.
- Tundisi, J.G. (1997). Climate. In: Tundisi J.G. & Saijo, Y. Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil. São Carlos, p. 7-11.
- Wetzel, R.G. (1993). Limnologia. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 905 p.

Zaniboni-Filho, E. (2005). Tratamento de efluentes da piscicultura. Anais do ZOOTEC. Campo Grande-MS, p. 1-24.

Zaniboni-Filho, E., Barbosa, N.D.C. & Gonçalves, S.M.R.. (1997). Caracterização e tratamento do efluente das estações de piscicultura. *Revista Unimar*, v. 19, n. 2, p. 537-548.

Zhang, M., Zhou, Y., Xie, P., Xu, J., Li, J., Zhu, D. & Xia, T. (2004). Impacts of cage-culture of *Oreochromis niloticus* on organic matter content, fractionation and sorption of phosphorus, and alkaline phosphatase activity in a hypereutrophic lake, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 73, p. 927-932.

9. ANEXOS

Anexo 1. Tabela com as coordenadas geográficas de cada um dos trinta pontos de amostragem na lagoa Baixa Verde (MG).

| Pontos | Distância dos tanques-rede (m) | Latitude | Longitude |
|--------|--------------------------------|------------------|------------------|
| 1 | 0 | 19° 49' 54.7'' S | 42° 37' 56.6'' O |
| 2 | 0 | 19° 49' 54.9'' S | 42° 37' 56.0'' O |
| 3 | 0 | 19° 49' 55.3'' S | 42° 37' 55.4'' O |
| 4 | 50 | 19° 49' 53.4'' S | 42° 37' 55.5'' O |
| 5 | 50 | 19° 49' 53.5'' S | 42° 37' 54.9'' O |
| 6 | 50 | 19° 49' 53.3'' S | 42° 37' 56.2'' O |
| 7 | 200 | 19° 49' 48.7'' S | 42° 37' 54.0'' O |
| 8 | 200 | 19° 49' 49.1'' S | 42° 37' 53.4'' O |
| 9 | 200 | 19° 49' 48.4'' S | 42° 37' 54.7'' O |
| 10 | 50 | 19° 49' 56.6'' S | 42° 37' 56.5'' O |
| 11 | 50 | 19° 49' 56.8'' S | 42° 37' 55.7'' O |
| 12 | 50 | 19° 49' 56.5'' S | 42° 37' 57.1'' O |
| 13 | 100 | 19° 49' 58.3'' S | 42° 37' 56.9'' O |
| 14 | 100 | 19° 49' 58.5'' S | 42° 37' 56.1'' O |
| 15 | 100 | 19° 49' 58.2'' S | 42° 37' 57.5'' O |
| 16 | 400 | 19° 50' 07.7'' S | 42° 37' 59.3'' O |
| 17 | 400 | 19° 50' 07.9'' S | 42° 37' 58.6'' O |
| 18 | 400 | 19° 50' 07.6'' S | 42° 37' 59.9'' O |
| 19 | 800 | 19° 50' 20.6'' S | 42° 37' 59.8'' O |
| 20 | 800 | 19° 50' 20.7'' S | 42° 37' 59.1'' O |
| 21 | 800 | 19° 50' 20.4'' S | 42° 37' 0.50'' O |
| 22 | 100 | 19° 49' 57.2'' S | 42° 37' 52.6'' O |
| 23 | 100 | 19° 49' 56.5'' S | 42° 37' 52.3'' O |
| 24 | 100 | 19° 49' 57.8'' S | 42° 37' 52.8'' O |
| 25 | 400 | 19° 50' 04.8'' S | 42° 37' 45.9'' O |
| 26 | 400 | 19° 50' 04.3'' S | 42° 37' 45.4'' O |
| 27 | 400 | 19° 50' 05.2'' S | 42° 37' 46.5'' O |
| 28 | 800 | 19° 50' 14.9'' S | 42° 37' 37.2'' O |
| 29 | 800 | 19° 50' 14.3'' S | 42° 37' 36.7'' O |
| 30 | 800 | 19° 50' 15.5'' S | 42° 37' 37.7'' O |

Anexo 2. Concentrações de nutrientes e clorofila-*a*, na profundidade de 10% de atenuação de luz, em dez pontos da lagoa Baixa Verde em dezembro de 2013 e julho de 2014.

| Nutrientes Dezembro | P2 | P4 | P7 | P10 | P13 | P16 | P19 | P22 | P25 | P28 |
|--|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| NH₄⁺ (µg.L⁻¹) | 1,74 | 2,42 | 2,70 | 2,42 | 6,26 | 1,30 | 1,98 | 4,94 | 3,22 | 8,38 |
| NO₃⁻ (µg.L⁻¹) | 3,96 | 4,78 | 4,51 | 4,86 | 5,42 | 5,52 | 5,47 | 5,10 | 5,88 | 6,02 |
| NO₂⁻ (µg.L⁻¹) | 0,52 | 0,54 | 0,40 | 0,47 | 0,55 | 0,34 | 0,39 | 0,33 | 0,48 | 0,51 |
| Nitrogênio total (µg.L⁻¹) | 0,35 | - | 0,35 | 0,36 | 0,38 | 0,35 | 0,36 | 0,37 | 0,35 | 0,49 |
| Fósforo total (µg.L⁻¹) | 16,94 | 20,97 | 22,96 | 13,14 | 17,73 | 22,35 | 28,05 | 18,47 | 19,30 | 19,11 |
| PO₄⁻³ (µg.L⁻¹) | 3,2 | 4,82 | 2,01 | 1,38 | 2,44 | 0,53 | 0,58 | 0,30 | 0,71 | 2,35 |
| Clorofila-<i>a</i> (µg.L⁻¹) | 0,7 | 0,77 | 0,72 | 0,75 | 0,45 | 0,40 | 0,13 | 0,59 | 0,11 | 0,16 |

| Nutrientes Julho | P2 | P4 | P7 | P10 | P13 | P16 | P19 | P22 | P25 | P28 |
|--|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| NH₄⁺ (µg.L⁻¹) | 325,58 | 367,87 | 373,07 | 380,63 | 364,87 | 346,26 | 356,38 | 351,42 | 459,01 | 415,52 |
| NO₃⁻ (µg.L⁻¹) | 4,00 | 5,99 | 3,94 | 3,81 | 7,38 | 4,52 | 4,88 | 6,90 | 6,78 | 9,08 |
| NO₂⁻ (µg.L⁻¹) | 0,13 | 0,08 | 0,06 | 0,02 | 0,03 | 0,11 | 0,12 | 0,17 | 0,17 | 0,13 |
| Nitrogênio total (µg.L⁻¹) | 0,94 | 0,72 | 1,03 | 0,92 | 0,89 | 0,85 | 0,99 | 1,26 | 1,23 | 1,04 |
| Fósforo total (µg.L⁻¹) | 11,52 | 11,80 | 11,99 | 10,09 | 11,71 | 12,68 | 26,43 | 33,46 | 14,35 | 9,30 |
| PO₄⁻³ (µg.L⁻¹) | 2,22 | 2,76 | 1,12 | 1,60 | 3,26 | 3,28 | 3,18 | 3,07 | 1,49 | 1,96 |
| Clorofila-<i>a</i> (µg.L⁻¹) | 0,53 | 0,43 | 0,64 | 0,43 | 0,32 | 0,43 | 0,29 | 0,32 | 0,11 | 0,29 |

Anexo 3. Listagem das espécies identificadas na lagoa Baixa Verde (MG) nas coletas realizadas em dezembro de 2013 e julho de 2014.

| | |
|---|---|
| ROTIFERA | |
| Brachionidae | |
| <i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet, 1911 | <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783 |
| <i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851 | <i>Keratella americana</i> Carlin, 1943 |
| <i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898 | <i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786) |
| <i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905 | |
| Conochilidae | |
| <i>Conochilus (Conochiloides) coenobasis</i> (Skorikov, 1914) | <i>Conochilus (Conochiloides) dossuarius</i> Hudson, 1885 |
| Collotheceidae | |
| <i>Collotheca</i> spp. | |
| Lepadellidae | |
| <i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886) | <i>Lepadella (Lepadella) cristata</i> (Rousselet, 1893) |
| <i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773) | <i>Lepadella (Lepadella) ovalis</i> (Müller, 1786) |
| <i>Lepadella (Lepadella) acuminata</i> (Ehrenberg, 1834) | <i>Lepadella (Lepadella) patella</i> (Müller, 1773) |
| Euchlanidae | |
| <i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886) | <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832 |
| Filiniidae | |
| <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834) | |
| Flosculariidae | |
| <i>Ptygura libera</i> Myers, 1934 | |
| Gastropodidae | |
| <i>Ascomorpha saltans indica</i> Bartsch, 1870 | <i>Ascomorpha</i> sp. |
| Hexarthridae | |
| <i>Hexarthra intermedia brasiliensis</i> (Wiszniewski, 1929) | |
| Lecanidae | |
| <i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851) | <i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834) |
| <i>Lecane closteroerca</i> (Schmarda, 1859) | <i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892) |
| <i>Lecane copeis</i> (Harring & Myers, 1926) | <i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883) |
| <i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786) | <i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832) |
| <i>Lecane crepida</i> Harring, 1914 | <i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897) |
| <i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913) | <i>Lecane pusilla</i> Harring, 1914 |
| <i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886) | <i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830) |
| <i>Lecane furcate</i> (Murray, 1913) | <i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896) |
| <i>Lecane haliclysta</i> Harring & Myers, 1926 | <i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913 |
| <i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896) | <i>Lecane</i> spp. |
| Mytilinidae | |
| <i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938 | <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830) |
| <i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912) | |
| Notommatidae | |
| <i>Cephalodella</i> spp. | <i>Notommata</i> spp. |
| Synchaetidae | |
| <i>Polyarthra</i> sp. | |
| Testudinellidae | |
| <i>Testudinella emarginula</i> (Stenroos, 1898) | <i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783) |
| Trichocercidae | |
| <i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903) | <i>Trichocerca uncinata</i> (Voigt, 1902) |
| <i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893) | <i>Trichocerca</i> spp. |
| <i>Trichocerca tenuior</i> (Gosse, 1886) | |
| Trichotriidae | |

| | |
|---|--|
| <i>Macrochaetus collinsii</i> (Gosse, 1867) | <i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893) |
| Ordem Bdelloidea | |
| Philodinidae | |
| <i>Dissotrocha aculeata</i> (Ehrenberg, 1832) | |
| CLADOCERA | |
| Bosminidae | |
| <i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904 | <i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895 |
| <i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953 | |
| Chydoridae | |
| <i>Alona verrucosa</i> Sars, 1901 | <i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931) |
| <i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910 | <i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897) |
| <i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897) | <i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901) |
| <i>Ephemeroporus barroisi</i> (Richard, 1894) | |
| Daphnidae | |
| <i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886 | <i>Scapholeberis armata</i> (Herrick, 1882) |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902 | <i>Simocephalus (Coronocephalus) serrulatus</i> (Koch, 1841) |
| Ilyocryptidae | |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882 | |
| Macrothricidae | |
| <i>Streblocerus pygmaeus</i> Sars, 1901 | |
| Sididae | |
| <i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck, 1981 | <i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901 |
| COPEPODA | |
| Harpacticoida | |
| Harpacticoida NI | |
| Cyclopidae | |
| <i>Mesocyclops</i> sp. | <i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934) |
| <i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984 | <i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> (Kiefer, 1931) |
| Diaptomidae | |
| <i>Notodiaptomus dubius</i> Dussart & Matsumura-Tundisi, 1985 | |
| DIPTERA | |
| <i>Chaoborus</i> spp. | |
| TURBELLARIA | |
| <i>Mesostoma ehrenbergii</i> (Focke, 1836) | |
| GASTROTRICHIA | |
| OSTRACODA | |