

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

LUCIANA DINIZ FREITAS

**Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistemas lóticos e lênticos
da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP)**

São Carlos
Estado de São Paulo
2012

LUCIANA DINIZ FREITAS

**Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistemas lóticos e lênticos
da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP)**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientadora: Dra. Cláudia Fileto

2012

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE
TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,
PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

Freitas, Luciana Diniz

F866h Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em
sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo
(Itirapina, Brotas - SP). / Luciana Diniz Freitas ; orientador
Cláudia Fileto. -- São Carlos, 2012.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo.

1. Bacia hidrográfica. 2. Represa do Lobo. 3. Zooplâncton. 4.
Eutrofização. 5. Heterogeneidade ambiental. I. Título.

São Carlos
Estado de São Paulo

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **LUCIANA DINIZ FREITAS**

Título da dissertação: "Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP)".

Data da defesa: 23/03/2012

Comissão Julgadora:

Resultado:

Dr^a Cláudia Fileto (Orientadora)

(Fundação para o Incremento da Pesquisa e do Aperfeiçoamento Industrial/FIPAI)

Aprovada

Prof. Associado Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovada

Prof^a. Dr^a. Marlene Sofia Arcifa Froehlich

(Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/FFCLRP-USP)

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Dr. Frederico Fabio Mauad

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado Paulo Cesar Lima Segantine

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Dra. Cláudia Fileto, pelo apoio, paciência, compreensão e amizade.

Ao professor Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola pela oportunidade de realização deste trabalho e pelo grande apoio, principalmente no começo do mestrado.

A equipe Ana E. Ferrari, Kenzo G. Matsubara, Letícia L. Franco, Eliana M. F. da Silva, e em especial, André Luis Sanchez, que esteve junto em todas as etapas do mestrado.

Aos amigos do laboratório Ana Maria Vasconcelos, Bruna Horvath Vieira, Danieli Delello Schneider, Haroldo Lobo S. Nascimento, Lucas B. Mendes, Juliana C. Resende e Maressa P. C. Pereira, por tornar o trabalho no CRHEA mais prazeroso e divertido.

Aos técnicos do NEEA, Marcelo M. Nogueira e Amândio M. Nogueira, pela imensa ajuda e paciência durante o desenvolvimento da pesquisa.

À Lidiane C. da Silva, doutoranda do PPG-ERN/UFSCar, pela ajuda nas identificações da comunidade zooplânctônica.

À Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP) e ao Valdir Specian, pela disponibilização dos dados climatológicos.

Aos funcionários e docentes do CRHEA e PPG-SEA, pelas facilidades encontradas e apoio no decorrer da pesquisa.

Ao CNPq, pela bolsa de estudos concedida.

À minha família, pelo imenso amor e apoio constante, e por tornar possível a realização dessa etapa.

Ao Rodrigo, pelo incentivo, carinho e compreensão em todos os momentos.

“A mente que se abre a uma
idéia jamais voltará ao seu
tamanho original”

Albert Einstein

RESUMO

FREITAS, L. D. **Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP)**. 2012. 147p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

A represa do Lobo (Broa) é um ecossistema bastante estudado, entretanto, nos últimos anos foram observadas várias alterações nas suas condições, devido, principalmente, ao processo de eutrofização. Para o maior entendimento dos processos que ocorrem nos sistemas aquáticos, a análise integrada do ecossistema em termos de bacia hidrográfica é de suma importância. Além disso, as comunidades biológicas, com destaque o zooplâncton, representam as respostas estruturais e funcionais do sistema. Dessa forma, o objetivo do trabalho foi analisar a distribuição da comunidade zooplanctônica frente à heterogeneidade ambiental, de sistemas lóticos e lêntico e dos impactos na área de entorno da bacia hidrográfica do Lobo. Para tanto, foram realizadas coletas em quatro períodos (chuvoso, seco e intermediários) em 17 pontos de coleta distribuídos no reservatório e nos tributários. Foram avaliadas as variáveis físicas e químicas da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, transparência da água, nutrientes, material em suspensão e metais), variáveis climatológicas (temperatura do ar, precipitação e velocidade do vento) e variável biológica (clorofila *a*). Para a comunidade zooplanctônica foi determinada a composição, densidade e abundância, bem como índices biológicos. De acordo com os resultados, a represa do Lobo apresentou, de uma forma geral, homogeneidade espacial nas variáveis analisadas, apresentando condições eutróficas em todos os pontos. A comunidade zooplanctônica, representada por 64 espécies, também indicou a degradação da represa, como por exemplo, o aumento da representatividade do gênero *Brachionus*, o desaparecimento de *Bosmina coregoni* e o aparecimento de *Moina micrura*. Por sua vez, os tributários apresentaram heterogeneidade ambiental em muitas variáveis, com o ponto AB/L2, com condições características de ambientes mais poluídos, e o ponto JG, com altas concentrações de clorofila *a*. A comunidade zooplanctônica foi representada por 93 espécies, com a maior constância de espécies que possuem lóricas (*Kellicottia bostoniensis*, *Keratella tropica*, *Platyas quadricornis*, *Lecane bulla* e *Lecane lunaris*) e da família Chydoridae. A heterogeneidade temporal foi mais marcada que a espacial, com o agrupamento dos meses de maior precipitação (janeiro e outubro) com maiores graus de trofia e maiores concentrações de formas fosfatadas.

Palavras-chave: Represa do Broa, zooplâncton, eutrofização, heterogeneidade ambiental, bacia hidrográfica.

ABSTRACT

FREITAS, L. D. **Spatial and temporal heterogeneity of zooplankton in lotic and lentic systems in the Lobo hydrographic basin (Itirapina-Brotas/SP)**. 2012. 147p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

The Lobo reservoir (Broa) is a well-studied ecosystem, however, in recent years have passed through several changes in its conditions, mainly, due to the process of eutrophication. For better understanding the processes occurring in aquatic systems, the integrated analysis of the ecosystem in terms of watershed is of utmost importance. In addition, the biological communities, especially zooplankton, represent the structural and functional responses of the system. Thus, the objective was to analyze the distribution of zooplankton front of environmental heterogeneity in lotic and lentic systems and impacts in the area surrounding the basin of the Lobo. For this purpose, samples were collected in four periods (rainy, dry and intermediates) in 17 sampling stations distributed in the reservoir and tributaries. We evaluated the physical and chemical variables of water (temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, water transparency, nutrients, suspended solids and metals), climatic variables (air temperature, precipitation and wind speed) and the biological variable (chlorophyll *a*). For the zooplankton community was determined the composition, density and abundance, and biological indices. According to the results, the Lobo reservoir showed, in general, spatial homogeneity in the variables analyzed, with eutrophic conditions at all points. The zooplankton community, represented by 64 species, also indicated the degradation of the dam, such as, the increased representation of the genus *Brachionus*, the disappearance of *Bosmina coregoni* and the appearance of *Moina micrura*. On the other hand, the tributaries are heterogeneous in many environmental variables, with the station AB/L2 with conditions characteristic of more polluted environments, and JG station, with high concentrations of chlorophyll *a*. The zooplankton community was represented by 93 species, with the greater constancy of loricate species (*Kellicottia bostoniensis*, *Keratella tropica*, *Platylas quadricornis*, *Lecane bulla* and *Lecane lunaris*) and the family Chydoridae. The temporal heterogeneity was more marked than the spacial heterogeneity, with the grouping of the months of highest rainfall (January and October) with greater degrees of trophy and higher concentrations of phosphorylated forms.

Keywords: Broa reservoir, zooplankton, eutrophication, environmental heterogeneity, watershed.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Estação ecológica de Itirapina e Estação Experimental de Itirapina (modificado de Silva, 2005).

Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do Lobo e dos pontos de coleta, sendo I: rio Itaqueri; RL: ribeirão do Lobo; AB: córrego Água Branca; L: córrego do Limoeiro; G: córrego do Geraldo; CP: córrego das Perdizes; JG: rio Jacaré-Guaçu e R: reservatório.

Figura 3. Variação temporal do índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) do reservatório do Lobo (ponto de coleta R6). As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 4. Variação temporal do índice de estado trófico de Salas e Martino (1991) do reservatório do Lobo (ponto de coleta R6). As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 5. Variação temporal do índice de estado trófico de Lamparelli (2004) do reservatório do Lobo (ponto de coleta R6). As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 6. Variação temporal da concentração de nutrientes (nitrito, nitrato, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, nitrogênio e fósforo total) e clorofila *a* na represa do Lobo (ponto de coleta R6).

Figura 7. Precipitação mensal no período de março de 2010 a fevereiro de 2011 na região da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP). Os pontos em vermelho representam os meses em que as coletas foram realizadas.

Figura 8. Velocidade média dos ventos no período de março de 2010 a fevereiro de 2011 na região em da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP). Os pontos em vermelho representam os meses em que as coletas foram realizadas.

Figura 9. Temperatura média do ar no período de março de 2010 a fevereiro de 2011 na região da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP). Os pontos em vermelho representam os meses em que as coletas foram realizadas.

Figura 10. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água, concentração de clorofila *a* e material em suspensão) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

Figura 11. Porcentagem de material em suspensão orgânico (MSO) e material em suspensão inorgânico (MSI) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

Figura 12. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das concentrações de nutrientes (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total, fósforo total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e silicato) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

Figura 13. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das concentrações de metais (Chumbo, Níquel, Ferro, Magnésio e Zinco) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

Figura 14. Índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) obtido nos diferentes pontos de coleta da represa do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 15. Índice de estado trófico de Salas e Martino (1991) obtido nos diferentes pontos de coleta da represa do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 16. Índice de estado trófico de Lamparelli (2004) obtido nos diferentes pontos de coleta da represa do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 17. Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis limnológicas nos períodos amostrados, com Componente 1(-0,33 oxigênio dissolvido -0,29 transparência +0,30 material em suspensão -0,31 nitrato +0,38 fosfato inorgânico +0,39 fosfato total dissolvido -0,35 silicato +0,33 fósforo total) e Componente 2 (-0,46 pH -0,36 condutividade elétrica -0,45 clorofila *a* +0,53 nitrito).

Figura 18. Análise de agrupamento Cluster da similaridade de espécies entre os pontos de coleta da represa do Lobo e os períodos amostrados.

Figura 19. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em abril de 2010.

Figura 20. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em julho de 2010.

Figura 21. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em outubro de 2010.

Figura 22. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em janeiro de 2011.

Figura 23. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão da densidade total da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta da represa do Lobo e períodos amostrados.

Figura 24. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água, concentração de clorofila *a* e material em suspensão) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo.

Figura 25. Porcentagem de material em suspensão orgânico (MSO) e material em suspensão inorgânico (MSI) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo.

Figura 26. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão da concentração dos nutrientes (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, fósforo total e silicato) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo.

Figura 27. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das concentrações de metais (Chumbo, Níquel, Ferro, Magnésio e Zinco) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo.

Figura 28. Índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) obtido nos diferentes pontos de coleta dos tributários da bacia hidrográfica do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 29. Índice de estado trófico de Salas e Martino (1991) obtido nos diferentes pontos de coleta dos tributários da bacia hidrográfica do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 30. Índice de estado trófico de Lamparelli (2004) obtido nos diferentes pontos de coleta dos tributários da bacia hidrográfica do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Figura 31. Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis limnológicas nos períodos amostrados, com Componente 1 (-0,32 pH -0,34 condutividade elétrica +0,36 oxigênio dissolvido -0,34 nitrito -0,36 fósforo inorgânico -0,39 fósforo total dissolvido -0,34 fósforo total) e Componente 2 (+0,37 temperatura -0,53 nitrato -0,35 íon amônio -0,30 nitrogênio total)

Figura 32. Análise de agrupamento Cluster da similaridade de espécies entre os pontos de coleta dos sistemas lóticos e períodos amostrados.

Figura 33. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em abril de 2010.

Figura 34. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em julho de 2010.

Figura 35. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em outubro de 2010.

Figura 36. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em janeiro de 2011.

Figura 37. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão da densidade total da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta dos tributários e períodos amostrados.

Figura 38. Síntese dos principais modificações que ocorreram na represa do Lobo (Broa) relatadas por estudos do ano de 1977 até 2010. Fonte: Tundisi (1977), Moraes (1978), Calijuri (1985), Whitaker (1987), Rietzler (1991), Souza (1993), Rodríguez (1997), Leite e Espíndola (2002), Argenton (2004), Motheo (2005), Delello (2008) e Luzia (2009).

Figura 39. Porcentagem das concentrações das diferentes formas nitrogenadas nos pontos de coleta da represa durante os períodos de coleta.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados gerais e morfométricos da represa do Lobo. Modificado de Tundisi e Matsumura-Tundisi (1995).

Tabela 2. Caracterização e localização em coordenadas geográficas dos pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa) (Foto de Freitas, L. D., de 23/04/2010).

Tabela 3. Caracterização e localização em coordenadas geográficas dos pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo (Foto de Matsubara, K. G., de 23/04/2010).

Tabela 4. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.

Tabela 5. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água. *na = não analisado.

Tabela 6. Análise de variância (ANOVA) com os valores de “p” e “F” e as diferenças significativas das variáveis limnológicas nos diferentes períodos de coleta analisados.

Tabela 7. Presença e lista de espécies da comunidade zooplanctônica encontrada nos pontos de coleta da represa do Lobo.

Tabela 8. Riqueza e índices biológicos (diversidade, equitabilidade e dominância) da comunidade zooplanctônica nos pontos de coleta amostrados na represa do Lobo.

Tabela 9. Análise de variância (ANOVA) com os valores de “p” e “F” e as diferenças significativas das variáveis limnológicas nos diferentes períodos de coleta analisados.

Tabela 10. Presença e lista de espécies da comunidade zooplanctônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados.

Tabela 11. Riqueza e índices biológicos (diversidade, equitabilidade e dominância) da comunidade zooplanctônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REFERENCIAL TEÓRICO	4
2.1. Eutrofização	4
2.2. Comunidade zooplancônica	6
2.3. Análise integrada da bacia hidrográfica	8
2.4. Reservatórios.....	10
2.5. Sistemas lóticos.....	12
2.6. Variação Temporal.....	13
3. OBJETIVOS	15
3.1. Objetivo geral.....	15
3.2. Objetivos específicos.....	15
4. MATERIAL E MÉTODOS	16
4.1. Área de estudo.....	16
4.2. Períodos e localização dos pontos de coleta.....	18
4.3. Variáveis climatológicas	22
4.4. Identificação dos impactos antrópicos da área de entorno	23
4.5. Coleta e análises físicas, químicas e biológicas da água	23
4.6. Coleta e análise da comunidade zooplancônica	24
4.7. Avaliação cronológica do grau de trofia, nutrientes e clorofila <i>a</i> na represa do Lobo....	24
4.8. Análise dos dados.....	25
5. RESULTADOS	29
5.1. Avaliação cronológica do grau de trofia, nutrientes e clorofila na represa do Lobo.....	29
5.2. Variáveis climatológicas	33
5.3. Variáveis físicas, químicas e biológicas da água na represa do Lobo.....	35
5.3.1.. <i>Índice de estado trófico da água na represa do Lobo</i>	40
5.3.2. <i>Variação temporal das variáveis limnológicas na represa do Lobo</i>	42
5.3.3. <i>Comunidade zooplancônica da represa do Lobo</i>	44
5.4. Variáveis físicas, químicas e biológicas da água nos tributários.....	52
5.4.1. <i>Índice de estado trófico dos tributários</i>	57
5.4.2. <i>Variação temporal das variáveis limnológicas dos tributários</i>	59
5.4.3. <i>Comunidade zooplancônica dos tributários</i>	60
6. DISCUSSÃO	71

6.1. Processo de eutrofização na represa do Lobo	71
6.2. Heterogeneidade ambiental na bacia hidrográfica	79
6.2.1. <i>Variáveis limnológicas</i>	79
6.2.2. <i>Comunidade zooplanctônica</i>	91
7. CONCLUSÕES	102
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
APÊNDICES.....	120

1. INTRODUÇÃO

Como exemplo da heterogeneidade nas bacias hidrográficas tem-se a bacia do Lobo, na qual se encontra o reservatório do Lobo (Broa) e seus tributários (ribeirão do Lobo, rio Itaqueri, córregos do Geraldo, das Perdizes e Água Branca/Limoeiro), sendo que cada afluente apresenta condições ambientais distintas e paisagens caracterizadas por diferentes usos antrópicos. Esses usos são potencialmente impactantes ao corpo hídrico e podem contribuir para a eutrofização, que já pode ser notada em trabalhos recentes realizados no reservatório, que têm mostrado um crescente aumento na concentração de nutrientes e consequente mudança do grau de trofia da represa (ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005; DELELLO, 2008; LUZIA, 2009).

Uma vez que se busca a análise das inter-relações existentes no corpo hídrico, os estudos envolvendo a distribuição dos organismos (espacial e temporalmente) se tornam fundamentais para essa avaliação. Nesse sentido, não apenas componentes abióticos devem ser avaliados, mas também as comunidades biológicas, as quais, em uma instância, representam as respostas estruturais e funcionais de um dado ecossistema frente às interferências naturais e antropogênicas (LANSAC-TÔHA et al., 2005).

Entre as comunidades aquáticas, destaca-se a zooplânctônica, que apresenta ciclo de vida curto, alta taxa de reprodução e rápido desenvolvimento, respondendo de forma imediata às alterações ambientais. Portanto, o zooplâncton pode ser considerado um bom bioindicador e a análise de sua distribuição pode contribuir para o entendimento dos diferentes processos que ocorrem no ecossistema em escala de tempo e espaço diferenciados (NOGUEIRA, 2001).

A análise integrada do ecossistema em termos de bacia hidrográfica, levando em consideração seus subsistemas: lênticos, lóticos e a área de entorno, é de suma importância para o entendimento dos processos que geram a heterogeneidade nesses ambientes (TUNDISI, 2006), uma vez que há uma forte interação entre eles. Os ambientes lóticos que abastecem o reservatório influenciam suas propriedades, enquanto que o represamento, por sua vez, influencia a continuidade dos ambientes lóticos e os impactos da área de entorno afetam ambos os sistemas.

Esses subsistemas apresentam características diferenciadas e o conhecimento dessas peculiaridades é fundamental para a análise integrada. Os reservatórios se distinguem de outros ecossistemas aquáticos naturais por apresentarem mecanismos de funcionamento que alteram as condições do meio, além das funções de forças naturais que ocasionam a distribuição heterogênea dos organismos no ambiente (TUNDISI, 1988). Esses sistemas são caracterizados como intermediários entre rios e lagos em função de suas características morfométricas e hidrológicas, apresentando a organização vertical do lago e horizontal do rio (MARGALEF, 1983). Os reservatórios também estão sujeitos às funções de forças climatológicas e hidrológicas, como precipitação, ventos e radiação solar, além de apresentarem mecanismos específicos de circulação horizontal e vertical produzidos pela operação do sistema (TUNDISI, 1990).

As represas são dependentes dos outros subsistemas que compõem a bacia hidrográfica, uma vez que as características físicas, químicas e biológicas da água de uma represa são reflexos dos tipos de água que essa recebe, a qual, por sua vez, é consequência dos tipos de solo, cobertura vegetal e principalmente das diversas atividades humanas desenvolvidas na área da bacia hidrográfica (MATHEUS; TUNDISI, 1988).

A heterogeneidade espacial em reservatórios é observada pela formação de compartimentos com diferentes condições ambientais ao longo do ecossistema. Alguns processos relacionados a essa compartimentalização já são bem conhecidos, como a zonação no eixo horizontal, com a formação da zona de rio, de transição e lacustre (THORNTON, 1990) e a estratificação térmica, que gera uma heterogeneidade vertical no reservatório. Outros fatores também contribuem para a formação de compartimentos, como a presença de macrófitas e a entrada de água através de afluentes com diferentes condições ambientais.

Por sua vez, os ambientes lóticos, como os rios e córregos, apresentam uma dinâmica bem diferenciada dos reservatórios, e são caracterizados pelo fluxo contínuo da água no eixo horizontal do rio. Suas condições hidrológicas e ecológicas são influenciadas pelas características climáticas, geomorfológicas, geológicas e pela ocupação humana na bacia de drenagem (MARGALEF, 1983).

Outro importante fator que influencia as condições desses ambientes lóticos é o tipo de uso e ocupação da bacia de drenagem. Apesar de esses ecossistemas serem

importantes para o desenvolvimento humano e para a manutenção dos sistemas naturais e da biodiversidade, eles vêm sofrendo diversos impactos causados pelo homem, principalmente pelo uso e ocupação da área de entorno, como urbanização e agricultura intensiva (TRAINA; LAPERCHE, 1999; TILMAN, 1999; TRUSH et al., 2000).

O represamento também tem uma influencia muito grande nas condições dos sistemas lóticos. O conceito de Descontinuidade Serial (WARD; STANFORD, 1983) propõe o entendimento desse efeito e de outros impactos antrópicos na estruturação e compartimentalização desses ecossistemas.

A alta variabilidade ambiental encontrada em ambientes aquáticos se deve tanto às variações espaciais quanto as variações sazonais. Em regiões tropicais, a variação sazonal é influenciada principalmente pelos fatores precipitação e vento, que modificam as propriedades da água ao longo do ano. Além disso, nos reservatórios, pulsos promovidos pelos mecanismos operacionais e os aportes provenientes de fontes pontuais e difusas também contribuem para a estruturação do sistema (FEITOSA et al., 2006).

Apesar de a distribuição dos organismos aquáticos e o conceito de heterogeneidade ambiental em reservatórios já terem sido abordados em diversas pesquisas, um estudo que analise as relações entre os afluentes e o reservatório e como estas influenciam a heterogeneidade espacial e temporal desse sistema representaria uma ampliação do conhecimento sobre a estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos, subsidiando uma melhor gestão dos recursos hídricos.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Eutrofização

Os fatores que mais interferem na qualidade da água estão relacionados aos usos e impactos antrópicos. Dentre estes, os mais frequentes são as erosões, os deslizamentos de encostas, o assoreamento de cursos d'água, as inundações, o lançamento indiscriminado de detritos gerados pela ocupação urbana (incluindo lixo, efluentes sanitários, entulhos e detritos industriais), carreamento de fertilizantes e pesticidas usados na agricultura e a lixiviação de nutrientes do solo (TUNDISI et al., 2003).

As mudanças na qualidade da água de ecossistemas estão relacionadas principalmente com o processo de eutrofização. A eutrofização é um processo, lento (natural) ou acelerado (artificial), de fertilização nos sistemas aquáticos, devido à introdução de nutrientes orgânicos e inorgânicos. Quando o processo é acelerado há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando sua incorporação pelo sistema na mesma velocidade, provocando um desequilíbrio ecológico no meio (MARGALEF, 1983).

Os fenômenos que acompanham esse processo estão interligados com o ciclo de matéria orgânica, o aumento da biomassa de algas (certos grupos ou espécies), macrófitas aquáticas, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, diminuição de diversidade de espécies, aumento da concentração de íons e aumento de matéria orgânica no sedimento (TUNDISI, 1986; TUNDISI, 1988).

O processo de eutrofização gera severas conseqüências para o ambiente, impedindo a utilização múltipla dos ecossistemas aquáticos, afetando não só o componente biológico (comunidades existentes), mas também o componente socioeconômico (MEHNER; BENNDORF, 1995). Os maiores problemas socioeconômicos de ambientes eutrofizados são: obstrução de filtros de tratamento de água devido ao crescimento intenso de algas; sabores e odores desagradáveis causados por algumas algas; prejuízo no uso para recreação pelo florescimento de algas e crescimento maciço de plantas aquáticas (SOUZA, 1983).

Dentre os efeitos biológicos, grandes mudanças na estrutura das comunidades e nas cadeias alimentares são observadas à medida que a eutrofização se estabelece (PINTO-COELHO, 1998), sendo que, as florações de cianobactérias são um dos efeitos mais drásticos associados à eutrofização. Durante os eventos de floração, as cianobactérias podem formar grandes colônias ou agregados que, em geral, são impalatáveis para a maioria dos herbívoros planctônicos. Desta forma, mecanismos de controle ascendente podem afetar profundamente outras populações e comunidades, como a zooplânctônica, em sistemas eutróficos (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007).

A eutrofização de reservatórios no Brasil ocorre com maior frequência nas regiões Sul e Sudeste devido a um rápido crescimento da população, aumento no uso de fertilizantes e atividades agrícolas nessas regiões (TUNDISI, 1988). Apesar da represa do Lobo (Broa) fazer parte da bacia do ribeirão do Lobo que está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Corumbataí, Botucatu e Tejubá, semelhante aos demais reservatórios da região Sudeste, há diversas atividades que causam impactos ambientais na região, destacando-se os usos destinados às atividades turísticas, a pesca predatória, a construção de condomínios e o desmatamento em áreas de preservação permanente, o plantio de *Eucalyptus* e *Pinus*, a expansão do cultivo de cana-de-açúcar e de pastagens.

Trabalhos mais recentes, como os de Leite e Espíndola (2002), Argenton (2004) e Delello (2008) demonstraram que está havendo um crescente aumento na concentração de nutrientes (como nitrogênio e fósforo) e, conseqüentemente, eutrofização, promovendo alterações na qualidade da água e nas comunidades biológicas desse ambiente devido ao crescente aumento da densidade populacional e decorrente aumento dos usos e impactos ao ambiente. Em contra partida, estudos mais antigos classificavam o reservatório como um ambiente oligotrófico e sua área de entorno bem preservada, com poucos impactos antrópicos e baixa densidade populacional (TUNDISI, 1977; MORAES, 1978).

De acordo com Henry (1986), o aumento de entrada de nutrientes por atividades antrópicas pode modificar rapidamente (em poucas décadas) um ambiente, passando de oligotrófico para eutrófico. Essa modificação provoca além da perda de qualidade da água, diversos outros problemas que são associados à eutrofização, como perda da

maioria dos usos do sistema e a desvalorização dos imóveis na área de entorno (LEITE; ESPÍNDOLA, 2002).

2.2. Comunidade zooplanctônica

A denominação plâncton é dada ao conjunto de organismos que vive flutuando na água, possuindo movimentos próprios, porém, com capacidade natatória limitada, sendo incapazes de vencer correntes. Na maioria dos estudos, o zooplâncton é representado principalmente por três grandes grupos: Rotifera, Cladocera e Copepoda, porém outros grupos, como Protozoa e Chaoboridae também compõem essa comunidade, além de grupos que aparecem ocasionalmente (dependendo do sistema considerado), como Diptera, Mollusca (*Physiocypria*) e Turbellaria (TUNDISI, 1997).

Os rotíferos apresentam relevância ecológica nos ambientes aquáticos, visto que são organismos filtradores de material em suspensão de diferentes tamanhos, incluindo desde bactérias até algas filamentosas, a partir de diferentes estratégias na obtenção de alimento, permitindo classificá-los como generalistas ou especialistas. A sua alta taxa de renovação populacional permite, ainda, destacá-los como um importante elo no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (ESTEVES, 1998). Outra característica importante é a sua alta capacidade de tolerância às alterações das condições ambientais (ALLAN, 1976 *apud* HAVEL et al, 2009).

Os cladóceros e os copépodos também apresentam grande participação no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, visto que são predominantemente filtradores de detritos, algas e bactérias (PAYNE, 1986), e representam grande parte dos itens alimentares de jovens e adultos de peixes (PAGGI; JOSÉ DE PAGGI, 1990; LANSAC-TOHA et al., 1991).

A comunidade zooplanctônica, apesar de ser morfológica, funcional e filogeneticamente diversa, tem em comum a função principal de transferir grande parte da energia para níveis tróficos superiores em ambientes aquáticos continentais. O grupo apresenta tamanhos de corpo, de poucos micrômetros até alguns milímetros, fato este, que contribui para a diversidade estrutural da população e dos ecossistemas aquáticos (BOZELLI; HUSZAR, 2003).

A dinâmica das populações e a distribuição dos organismos planctônicos são conseqüências de interações complexas entre os fatores ambientais, as necessidades e tolerâncias de cada espécie e a competição interespecífica (BATISTA, 2007). Dessa forma, para se entender a distribuição espacial dos organismos zooplanctônicos é fundamental reconhecer as relações entre o meio físico e os organismos, considerando que cada população requer determinadas condições ambientais para o desenvolvimento e manutenção de seus indivíduos e, de acordo com a distribuição dessas condições, se distribuem as espécies (MARGALEF, 1983).

Todos esses fatores que regulam a dinâmica zooplanctônica ocorrem com intensidades diferentes em cada período do ano e regulam as populações do plâncton (TUNDISI, 1990; ZANATA, 1999). O regime climático (seca e chuva) influencia de forma marcante a dinâmica do sistema, com padrões de sazonalidade sendo visualizados por variações de curta duração na estrutura da comunidade zooplanctônica e nas propriedades físicas e químicas do meio (BATISTA, 2007). Porém esta característica não parece estar claramente elucidada, já que pesquisas em ecossistemas brasileiros mostram um aumento da comunidade zooplanctônica na estação chuvosa (ALEMEIDA et al., 2007), enquanto outros autores consideram a chuva como um fator de perda para o zooplâncton (BATISTA, 2007).

Outra importante característica dos organismos zooplanctônicos é que eles respondem de maneira rápida às propriedades do meio, constituindo importantes indicadores biológicos do grau de contaminação de um ambiente. O zooplâncton é um importante componente das cadeias tróficas, representando um dos elos estruturadores das cadeias alimentares em corpos d'água, a partir da transferência de matéria e energia entre os produtores primários e consumidores de níveis tróficos superiores (ROCHA et al., 1995). Dessa maneira, alterações em seus padrões de abundância e diversidade irão refletir em modificações em toda a extensão das cadeias tróficas de ambientes aquáticos continentais, determinando, muitas vezes, processos indesejáveis, como florações algais e deterioração da qualidade de água (JULIO JUNIOR, 2005). Portanto, pode-se considerar a comunidade zooplanctônica uma importante ferramenta para se analisar a qualidade da água, bem como os demais processos que ocorrem nos ambientes aquáticos.

Estudos sobre a estrutura e funcionamento das comunidades zooplanctônicas fornecem oportunidades para a investigação dos padrões de respostas às variações cíclicas e distúrbios esporádicos que afetam a distribuição destas comunidades (NOGUEIRA, 2001). Desta forma, não somente a presença ou ausência, mas também a abundância de determinadas espécies, podem ser indicativos de distúrbios nos ecossistemas aquáticos, pois as comunidades planctônicas vivem sob influência direta de um ambiente com determinadas características físicas e químicas, refletindo intimamente alterações na qualidade da água (LEITÃO et al., 2006). Alterações nesta comunidade podem ter profundos efeitos sobre a produtividade primária, interações tróficas e gerenciamento da qualidade da água em reservatórios.

Uma vez que o uso de indicadores biológicos representa um avanço considerável na identificação de ambientes degradados e dos efeitos do processo de eutrofização (LANSAC-TÔHA et al., 2005), muitos estudos têm sugerido a importância da comunidade zooplanctônica como indicadora do grau de trofia em ecossistemas de água doce (ARCIFA, 1984; SENDACZ et al., 1985; ESTEVES; SENDACZ, 1988; MATTOS et al., 1997; SENDACZ et al., 2006), uma vez que esses organismos apresentam abundância e composição características do estado trófico do meio.

2.3. Análise integrada da bacia hidrográfica

Adicionalmente a utilização de indicadores biológicos, para o melhor entendimento de padrões regionais e locais de variabilidade nas condições limnológicas e da qualidade de água, é de suma importância estudos cujo desenho amostral envolva não só um ambiente específico, mas todos os subsistemas que compõem a bacia hidrográfica (FEITOSA et al, 2006).

Além da detecção de impactos ambientais ocorridos nas bacias de drenagem e para a elaboração de planos e programas de recuperação, a análise integrada do ecossistema em termos de bacia hidrográfica, levando em consideração seus subsistemas: lênticos, lóticos e a área de entorno, é de suma importância para o entendimento dos processos que geram a heterogeneidade nesses ambientes (TUNDISI, 2006). Esses subsistemas apresentam uma forte interação entre eles, uma vez que os ambientes lóticos abastecem o reservatório influenciando suas propriedades, enquanto

que o represamento, por sua vez, influencia a continuidade dos ambientes lóticos e os impactos da área de entorno afetam ambos os sistemas.

Os reservatórios fazem parte de uma bacia hidrográfica e seu funcionamento, estabilidade relativa e qualidade da água dependem, em grande parte, das taxas de entrada e saída de água, da carga de material, nitrogênio e fósforo (SOUZA, 1993) e de organismos de outras áreas da bacia (ODUM, 1983). Segundo Matsumura-Tundisi e Tundisi (2003), as represas incorporam, em seus componentes biológicos, populações e comunidades, as conseqüências dos impactos nas bacias hidrográficas e os usos múltiplos da água. A interação do reservatório com a bacia de drenagem é um processo dinâmico, variando temporalmente e espacialmente devido aos usos diferenciados da bacia hidrográfica e de sua localização geográfica (TUNDISI; STRASKRABA, 1994).

Segundo Tundisi (2006), a gestão de reservatórios deve ser realizada em termos de ecossistema bacia hidrográfica, integrando as respostas diversificadas às funções de forças climatológicas e operacionais, acrescidas dos impactos, usos múltiplos e demandas da bacia, antecipando eventos e impactos. O estudo de Feitosa et al. (2006) mostrou que o conhecimento da contribuição de aportes via tributários é fundamental para o entendimento dos processos de reservatórios. Matheus e Tundisi (1988) também relacionaram as características físicas, químicas e biológicas da água de uma represa com os tipos de água que essa recebe, os quais, por sua vez, estão relacionados aos dos tipos de solo, cobertura vegetal e principalmente das diversas atividades humanas desenvolvidas na área da bacia hidrográfica.

Apesar de sua importância econômica, os reservatórios ocasionam, indiretamente ou diretamente, diversos efeitos na dinâmica dos ecossistemas aquáticos e terrestres, alterando as características físicas, químicas e biológicas da água e a ecologia da rede hidrográfica em que está inserido (BRANCO; ROCHA, 1977; STRASKRABA et al., 1993). Grandes áreas de habitats terrestres e pântanos são frequentemente inundadas pela construção de barragens causando mudanças nos sistemas hidrológicos e biológicos do corpo de água. Além disso, a construção de uma barragem num sistema rio constitui uma descontinuidade não somente em termos de continuidade de rio, mas para muitos organismos, o represamento, representa uma barreira de dispersão e reprodução (MATSUMURA-TUNDISI, 2007).

A construção de uma barragem desencadeia uma série de processos biogeoquímicos, que resultam em interferências nas características do ambiente aquático, destacando-se a instabilidade física e química e a alteração das comunidades biológicas, a montante, e a atenuação dos pulsos hidrológicos a jusante, com reflexos sobre o curso d'água e áreas ribeirinhas (DE FILIPPO et al, 2007).

Os impactos na estrutura e qualidade da bacia de drenagem também causam diversas implicações diretas ao ambiente aquático. As relações existentes entre os sistemas aquáticos e terrestres são várias e apresentam funções cruciais para a manutenção da integridade biótica e abiótica do sistema. Como exemplos dessas funções do ambiente terrestre para os sistemas aquáticos têm-se, a proteção estrutural dos habitats, a regulação do fluxo e da vazão d'água, a filtragem de substâncias que chegam ao rio, o fornecimento de matéria orgânica e de substrato para a fixação de algas e perifíton, o abrigo e a influência nas migrações reprodutivas e alimentares (BARRELLA et al., 2000). Sendo assim, é de suma importância a maior compreensão da relação dos impactos da área de entorno com as condições dos ambientes aquáticos para a conservação desses ecossistemas.

2.4. Reservatórios

Os reservatórios se distinguem de outros sistemas aquáticos por apresentarem mecanismos de funcionamento que alteram as condições do meio, além das funções de forças naturais que ocasionam a distribuição heterogênea dos organismos no ambiente (TUNDISI, 1988). Esses sistemas são caracterizados como intermediários entre rios e lagos em função de suas características morfométricas e hidrológicas, apresentando a organização vertical do lago e horizontal do rio (MARGALEF, 1983). Os reservatórios também estão sujeitos às funções de forças climatológicas e hidrológicas, como precipitação, ventos e radiação solar, além de apresentarem mecanismos específicos de circulação horizontal e vertical produzidos pela operação do sistema (TUNDISI, 1990).

As represas podem ser consideradas sistemas complexos com capacidade de auto-organização e permanente estruturação e reestruturação de seus componentes nos eixos vertical e horizontal. As ações de forças climatológicas, somadas aos mecanismos

de operação, implicam em alterações constantes de fluxo, velocidade, transporte de biomassa e nutrientes, e reorganizações periódicas na estrutura espacial do sistema (TUNDISI, 2006).

Outra importante característica desses sistemas é a sua compartimentalização, onde cada compartimento apresenta características físicas, químicas e biológicas diferenciadas. Considerando que estes ecossistemas apresentam modificações nas características da região de influxo do rio até atingir a barragem, podem-se observar três zonas distintas ao longo do eixo horizontal: zona fluvial, zona de transição e zona lacustre (THORNTON, 1990). Uma das principais funções de força que causam essa zonação é a sedimentação, uma vez que esta age na deposição do material alóctone que entra no reservatório (PAGIORO et al., 2005). Sendo assim, cada zona terá mecanismos específicos de distribuição de matéria orgânica e ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo (ZANATA, 1999). Normalmente, a zona fluvial apresenta maiores concentrações de material em suspensão e fósforo em relação à zona lacustre do reservatório (THORNTON, 1990). Além disso, Pagioro et. al. (2005) observaram um decréscimo dos valores de turbidez, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, nitrato, fósforo total e fósforo reativo dissolvido no sentido rio-barragem.

Uma vez que essa compartimentalização influencia os processos ecológicos dos reservatórios, a biota aquática, principalmente o plâncton, responde de forma previsível (KIMMEL et al., 1990). De acordo com Marzolf (1990), há três padrões de distribuição da comunidade zooplânctônica ao longo do eixo longitudinal: aumento não linear da abundância em direção à barragem, com uma assíntota antes da zona de transição; redução exponencial da abundância do zooplâncton em direção à barragem e maior abundância do zooplâncton na zona de transição. Esses padrões são determinados pelos processos predominantes que atuam no reservatório, assim, quando os processos hidrodinâmicos são predominantes ocorre uma maior abundância zooplânctônica na região lacustre do reservatório; quando a disponibilidade de recursos alimentares é o fator preponderante ocorre uma maior abundância na zona de rio; e quando os dois processos influenciam em conjunto, ocorre uma maior abundância na zona de transição.

Além do processo de sedimentação no eixo horizontal, outros fatores interferem na compartimentalização das condições limnológicas dos reservatórios, como a presença de bancos de macrófitas, ocasionando diferenças espaciais na produtividade

primária e secundária dos reservatórios (ROCHA, 1978). As macrófitas, além de servirem como “filtro biológico” devido à função de retenção de nutrientes, também podem servir de fonte de alimento e abrigo para outras comunidades (NOGUEIRA, 1996).

A presença de afluentes laterais também influencia na compartimentalização, uma vez que descargas pontuais com diferentes condições físicas, químicas e biológicas formam diferentes compartimentos no sistema, aumentando a heterogeneidade do ambiente. A contribuição de pequenos ou médios tributários nas represas, em termos de volume, provavelmente é pouco significativa, mas pode ser importante na organização espacial do sistema (FEITOSA et al., 2006). Moretto e Nogueira (2003), por exemplo, observaram que a entrada de dois tributários com estados tróficos diferentes determinou a compartimentalização de características limnológicas da represa de Barra Bonita.

2.5. Sistemas lóticos

Os ecossistemas lóticos são ambientes com características determinadas principalmente pelo fluxo contínuo de água no eixo horizontal da nascente à foz. Sua organização vertical na maior parte dos ecossistemas não é bem definida, uma vez que seu eixo vertical é inclinado, quase horizontalmente, para algumas de suas variáveis físicas, químicas e biológicas, que são organizadas no sentido da corrente. (MARGALEF, 1983).

Esse tipo de organização faz com que algumas características desses ambientes sejam diferentes dos ambientes lênticos, como radiação solar, atingindo todos os segmentos por igual ou quase igualmente, e a dificuldade ou impossibilidade de retorno de materiais e organismos que tenham sido arrastados pela corrente. Além dessas, há outras características hidrológicas e ecológicas que são peculiares a esses sistemas e são determinadas por fatores climáticos, geomorfológicos, geológicos, edáficos e fitossociológicos (WETZEL, 2001).

Outro importante fator que influencia as condições desses ambientes é o tipo de uso e ocupação da bacia de drenagem. Apesar de esses ecossistemas serem importantes para o desenvolvimento humano e para a manutenção dos sistemas naturais e da

biodiversidade, eles vêm sofrendo diversos impactos causados pelo homem, principalmente pelo uso e ocupação da área de entorno, como urbanização e agricultura intensiva (TRAINA, LAPERCHE, 1999; TILMAN, 1999; TRUSH et al., 2000).

Os organismos aquáticos que vivem nos rios são influenciados pela velocidade do fluxo de água, pelo tipo de substrato, pela temperatura da água e pela concentração de oxigênio dissolvido (ALLAN, 1997). O zooplâncton é composto por organismos cuja capacidade natatória não é suficiente para vencer a correnteza da água (TUNDISI, 1997) e apresentam menor densidade nos rios e córregos (WETZEL, 2001), sendo menos estudados nesses ambientes.

Apesar de os dados sobre o zooplâncton de ambientes lóticos serem ainda escassos tanto no Brasil quanto na literatura mundial (LAIR, 2006), esses organismos, por possuírem grande sensibilidade e responderem rapidamente a mudanças ambientais, podem ser importantes indicadores da influência dos impactos antrópicos da área de entorno sobre os ambientes aquáticos.

A comunidade zooplancônica de ecossistemas lóticos é composta principalmente por formas pequenas como protistas, rotíferos, cladóceros e formas juvenis de copépodes (WETZEL, 2001). Grupos como os rotíferos, que apresentam uma reprodução rápida e uma taxa de substituição suficiente para ajustar aos requerimentos do fluxo, com maior ou menor turbulência, conseguem sustentar populações nesses ambientes (MARGALEF, 1983). Dentre os microcrustáceos, grande parte é composta por organismos associados a substratos (principalmente os cladóceros), de forma a atenuar o efeito do arraste (ROBERTSON et al., 1995). No entanto, o zooplâncton de grande porte como os copépodes adultos, requer ingresso de recrutas de ambientes lênticos ou semi-lênticos fora do canal do rio, para manter suas populações. (THORP et al., 1994).

2.6. Variação Temporal

Além da heterogeneidade espacial, também é importante considerar a variação temporal, analisando-se a variabilidade produzida pelas mudanças climáticas periódicas. Os principais fatores que influenciam os processos temporais em sistemas aquáticos

tropicais estão associados à precipitação e ao vento. Em lagos da África, como também em diversos ecossistemas aquáticos tropicais, são observadas flutuações estacionais na temperatura da água e processos de turbulência e mistura, reguladas por precipitação e vento (TALLING, 1969; BURGIS, 1978).

Geralmente, os efeitos do vento e precipitação estão separados no ciclo climatológico, estando intrinsecamente relacionados com condições regionais, tais como latitude e os padrões climatológicos da região, principalmente de precipitação, vento e radiação solar (TUNDISI, 1988). Além desses fatores, as variações sazonais nas represas estão relacionadas à morfometria do reservatório e ao sistema operacional na barragem, o qual altera o tempo de residência da água. Estas alterações atuam na distribuição das condições físicas e químicas, bem como na distribuição das comunidades no ambiente (NOGUEIRA, 2001). Enquanto que nos sistemas lóticos, deve-se considerar a presença ou não de planície de inundação que é de fundamental importância para o entendimento das variações sazonais que ocorrem nesse ambiente (JOSÉ DE PAGGI, 1981).

Uma vez que as condições do meio se modificam por estes eventos sazonais, a comunidade zooplancônica responde de maneira diferenciada ao longo dos quatro períodos do ano. Muitos trabalhos têm demonstrado, por exemplo, um aumento da abundância zooplancônica em reservatórios no período chuvoso (ROLLA et al., 1992; LANSAC-TÔHA et al., 2005). Isso pode ser explicado em função do aumento da disponibilidade de recursos alimentares nesse período, decorrente do incremento de nutrientes e da qualidade do material em suspensão. Além disso, no período chuvoso pode ser observada uma expressiva influência do aumento na vazão e no nível do reservatório sobre a contribuição de espécies provenientes de outros compartimentos (LANSAC-TÔHA et al., 2005).

Entretanto, outros trabalhos como o de Panarelli et al (2003) e Sendacz et al (2006), observaram relação oposta entre a sazonalidade e a densidade zooplancônica, e associaram os menores valores de densidade no período de chuvas a uma diminuição na concentração de nutrientes resultado da diluição pela água superficial. Por outro lado, Talamoni (1995) associou essa tendência não apenas ao efeito diluidor, mas também as mudanças nas condições físicas, químicas e biológicas do meio.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

O objetivo geral do trabalho foi analisar a heterogeneidade espacial e temporal da comunidade zooplancônica em sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP), procurando identificar a influência da sazonalidade e dos usos e ocupação da bacia hidrográfica nas características limnológicas e na estrutura da comunidade.

3.2. Objetivos específicos

- Analisar a influência dos sistemas lóticos sobre as características limnológicas e estrutura da comunidade zooplancônica na represa do Lobo;
- Avaliar as alterações temporais no grau de trofia do sistema a partir de estudos pretéritos, permitindo um reconhecimento da atual qualidade da água da represa do Lobo, identificando os locais e períodos mais críticos;
- Avaliar as alterações temporais na estrutura da comunidade zooplancônica, e sua relação com o processo de eutrofização da represa do Lobo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do Lobo é uma sub-bacia do sub-sistema Tietê/Jacaré e se localiza na região centro-oeste do estado de São Paulo, entre os municípios de Brotas e Itirapina. Os principais afluentes que constituem a bacia são: ribeirão do Lobo, rio Itaqueri, córregos do Geraldo, das Perdizes, do Limoeiro e Água Branca. Cada tributário apresenta um tipo de interação com a bacia em função da localização, cobertura vegetal, geomorfologia, uso do solo e de diferentes atividades antrópicas impactantes das respectivas regiões drenadas (TUNDISI, 1988).

Apesar da bacia do Lobo estar inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Corumbataí, Botucatu e Tejubá, diversas atividades promotoras de impactos ambientais são observadas na região, destacando-se os usos destinados às atividades turísticas, a pesca predatória, a construção de condomínios, o desmatamento em áreas de preservação permanente, o plantio de *Eucaliptus* e *Pinus*, a expansão do cultivo de cana-de-açúcar e de pastagens.

A represa do Lobo (Broa), latitude 22°15'S e longitude 47°49'W, está localizada na bacia hidrográfica do Lobo e apresenta uma área de 222,7 km², com altitude máxima de 970 m e mínima de 700 m. As principais características e dados morfométricos da represa do Lobo (Broa) estão representadas na Tabela 1.

Tabela 1: Dados gerais e morfométricos da represa do Lobo. Modificado de Tundisi e Matsumura-Tundisi (1995).

Comprimento máximo	8,0 km
Largura máxima	2,0 km
Largura média	0,9 km
Profundidade máxima	12,0 m
Profundidade média	3,0 m
Área da superfície	6,8 km ²
Perímetro	21 km
Volume	22 x 10 ⁶ m ³
Tempo de residência hidráulico	20 a 40 dias

O reservatório foi construído em 1936 com o objetivo de formar um corpo hídrico que gerasse energia elétrica à comunidade e às indústrias locais (ARGENTON, 2004). Após alguns anos desativado, em 2000 voltou a ser usado novamente, mesmo que em pequena escala, para a produção de energia elétrica (PEREIRA, 2005). Nas margens da represa encontram-se a Estação Ecológica de Itirapina (unidade de conservação de proteção integral) e a Estação Experimental de Itirapina, conforme apresentado na Figura 1. Além disso, a represa também possui relevância econômica e social, tendo diversos usos como abastecimento público, turismo, recreação, pesca e, em pequena escala, geração de energia.

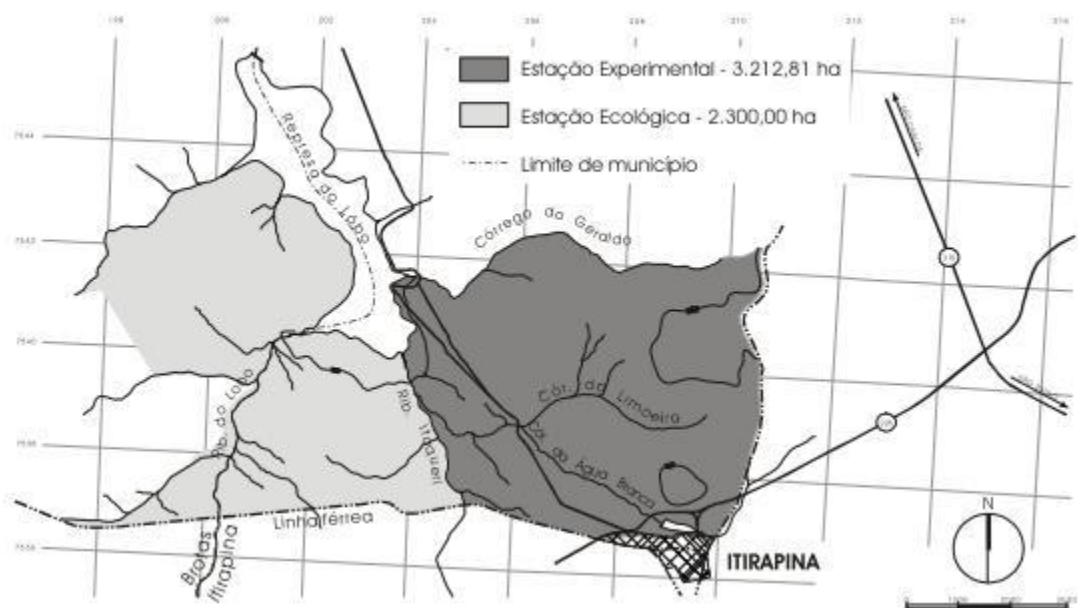


Figura 1. Estação ecológica de Itirapina e Estação Experimental de Itirapina (modificado de Silva, 2005).

Esse ambiente apresenta um padrão polimíctico contínuo de circulação e mistura da coluna d'água, com distribuição vertical relativamente uniforme das variáveis físicas e químicas. Entretanto, uma diferenciação ecológica em nível horizontal, como resultado do gradiente trófico existente da cabeceira para a região central, sempre foi observada em trabalhos realizados nesse reservatório (TUNDISI, 1988), apresentando uma região mais eutrófica, na parte superior da represa, com grande concentração de macrófitas e rica em nutrientes dissolvidos e outra região oligotrófica, na parte baixa da represa (TUNDISI, 1977; MORAES, 1978).

Segundo a classificação de Koppen, o clima da região é Cwa. I-AW.i, isto é, clima quente de inverno seco e verão úmido. Os ciclos sazonais estão relacionados

principalmente aos processos climatológicos (velocidade dos ventos e precipitação), onde a precipitação atua durante o verão e o efeito do vento atua principalmente durante o inverno e parte do outono (TUNDISI, 1977). A pluviosidade média anual é de 1300 mm, com maior precipitação no período chuvoso-quente (novembro a março) e menor durante o período seco-frio (abril a setembro). A velocidade do vento pode atingir até 10 km/h no período seco-frio, sendo de 2 a 3 km/h durante o período chuvoso (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 1995). Os maiores valores de vazões defluentes ocorrem, geralmente, no período chuvoso e os menores no período seco. De acordo com dados de Delello (2008), a vazão defluente foi maior que 20 m³/s em janeiro/2007, sendo que para os demais meses deste ano, os valores ficaram abaixo de 10 m³/s.

Assim como as outras comunidades biológicas, existem diversos estudos sobre a comunidade zooplanctônica na represa do Broa. O trabalho realizado por Matsumura-Tundisi e Tundisi (1976) e o trabalho de Rocha (1978) representam as primeiras informações sobre essa comunidade no reservatório. Desde então, vem-se estudando diversos aspectos como distribuição dos organismos (BINI et al., 1997), variações em curtos intervalos de tempo (OLIVEIRA NETO, 1993), biomassa e produção (PELÁEZ-RODRÍGUEZ; MATSUMURA-TUNDISI, 2000), além de estudos que enfocam os diferentes grupos, como o grupo Rotifera (SEGERS; DUMMONT, 1995; PELÁEZ-RODRÍGUEZ; MATSUMURA-TUNDISI, 2000), Cladocera (SEIXAS, 1981) e Copepoda (RIETZLER, 2002).

Apesar da variedade de temas já abordados, a análise da influência dos sistemas lóticos sobre a distribuição dessa comunidade no reservatório representa uma lacuna. A interação entre os sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo só foi analisada através das variáveis físicas e químicas, como no estudo de Moraes (1978).

4.2. Períodos e localização dos pontos de coleta

Para o desenvolvimento da pesquisa foram realizadas coletas que caracterizaram os períodos intermediário chuvoso-seco (23/04/2010), seco (09/07/2010), intermediário seco-chuvoso (13/10/2010) e chuvoso (21/01/2011). As coletas foram realizadas em seis

pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo e onze nos tributários (Figura 2). Nos tributários procurou-se realizar as amostragens em dois diferentes locais de coleta (um mais próximo à nascente e outro da represa), excetuando-se aqueles localizados no Córrego dos Perdizes e à jusante da barragem, no rio Jacaré-Guaçu. No primeiro caso, a coleta não ocorreu em função da pequena extensão do corpo hídrico, incluindo a presença de um barramento e a formação de área de brejo, impedindo o acesso. No ponto de coleta localizado à jusante foi em decorrência da reduzida extensão entre a barragem e a formação de extensas áreas de cachoeiras e corredeiras, inviabilizando a inclusão de outros pontos amostrais.

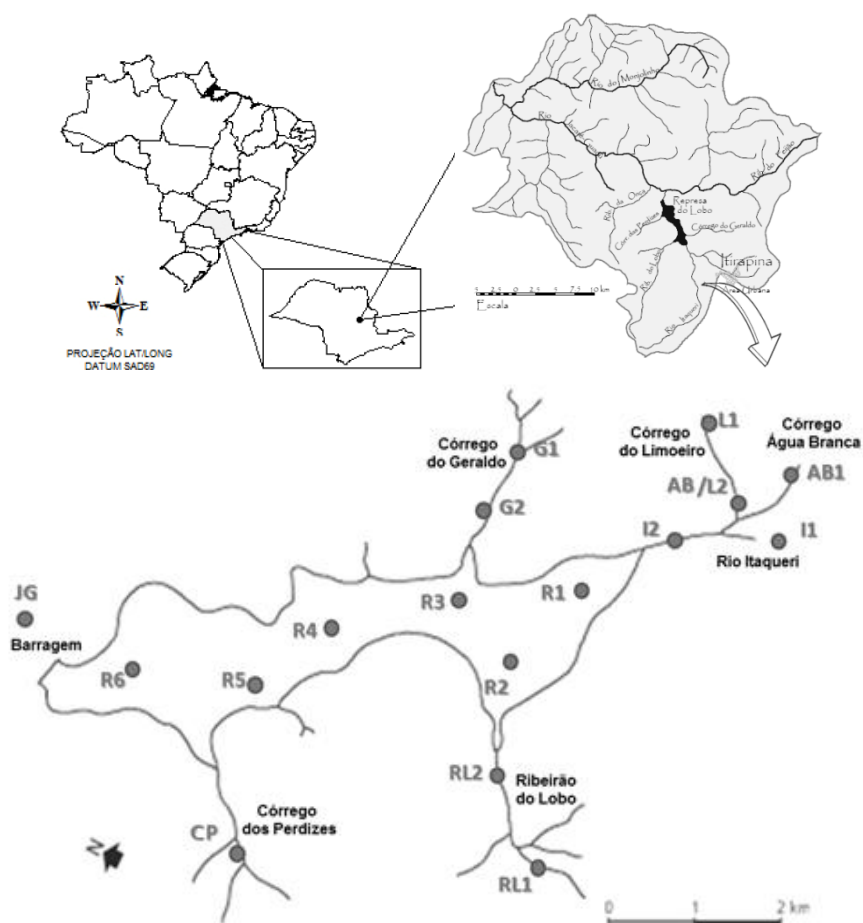


Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do Lobo e dos pontos de coleta, sendo I: rio Itaqueri; RL: ribeirão do Lobo; AB: córrego Água Branca; L: córrego do Limoeiro; G: córrego do Geraldo; CP: córrego das Perdizes; JG: rio Jacaré-Guaçu e R: reservatório.

A caracterização dos pontos de coletas localizados na represa do Lobo (Broa) está representada na Tabela 2 e dos tributários ribeirão do Lobo, rio Itaqueri, córregos

do Geraldo, das Perdizes, Água Branca e Limoeiro e o ponto de coleta à jusante está representada na Tabela 3.

Tabela 2. Caracterização e localização em coordenadas geográficas dos pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa) (Foto de Freitas, L. D., de 23/04/2010).




Ponto de coleta	Descrição	Foto
R1 (Represa 1) 22°07'49,55"S 47°31'32,3"W	Região da represa do Lobo, situada próxima a desembocadura do rio Itaqueri e de extensos bancos de macrófitas, com profundidade média de 1 m.	
R2 (Represa 2) 22°07'41,66"S 47°31'59,81"W	Região da represa do Lobo, situada próxima a desembocadura do ribeirão do Lobo e de extensos bancos de macrófitas, com profundidade média de 1 m.	
R3 (Represa 3) 22°07'25,57"S 47°31'33,46"W	Região da represa do Lobo, próxima a desembocadura do córrego do Geraldo, com profundidade média de 1,50 m.	
R4 (Represa 4) 22°06'57,78"S 47°31'52,5"W	Região central da represa do Lobo, com profundidade média de 3,5 m.	
R5 (Represa 5) 22°06'53,32"S 47°32'17,16"W	Região da represa do Lobo, próxima a um banco de macrófitas submersas e à desembocadura do córrego Estiva, com profundidade média de 1,50 m.	
R6 (Represa 6) 22°06'11,41"S 47°32'30,84"W	Região mais próxima à barragem, com profundidade média de 10 m.	

Tabela 3. Caracterização e localização em coordenadas geográficas dos pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo (Foto de Matsubara, K. G., de 23/04/2010).

Ponto de coleta	Descrição	Foto
<p>I1 (Itaqueri 1) 22°19'16,4"S 47°53'13,7"W</p>	<p>Ponto de coleta do rio Itaqueri, mais próximo à nascente. Observa-se um avanço da plantação de cana-de-açúcar na parte direita do rio e pastagens do lado esquerdo. Há remanescentes de vegetação nativa.</p>	
<p>I2 (Itaqueri 2) 22°14'41,22"S 47°51'42,72"W</p>	<p>Ponto de coleta do rio Itaqueri próximo à represa do Lobo. Localizado à jusante da mineração de areia e à montante do lançamento do esgoto de Itirapina/SP, além de ser cruzado pela linha férrea poucos metros do ponto de coleta.</p>	
<p>RL1 (Ribeirão do Lobo 1) 22°17'19,6"S 47°55'32,7"W</p>	<p>Ponto de coleta do ribeirão do Lobo mais próximo à nascente. Presença de mata preservada e áreas de Cerrado no entorno. Há também fazendas, pastagens e plantações de <i>Eucaliptus</i>.</p>	
<p>RB2 (Ribeirão do Lobo 2) 22°13'26,60"S 47°54'02,99"W</p>	<p>Ponto de coleta do ribeirão do Lobo mais próximo à represa do Lobo. Presença de vegetação característica de áreas alagadas, estando relativamente preservada. Há invasão de <i>Eucaliptus</i>.</p>	
<p>AB1 (Água Branca 1) 22°14'33,35"S 47°50'02,91"W</p>	<p>Ponto de coleta do córrego Água Branca, mais próximo à nascente. Localizado perto da estação de tratamento de esgoto de Itirapina, porém à montante do lançamento de mesmo.</p>	
<p>L1 (Limoeiro 1) 22°13'47,7"S 47°49'53,6"W</p>	<p>Ponto de coleta do córrego Limoeiro, mais próximo à nascente. Inserido na Estação ecológica de Itirapina pertencente ao Instituto Florestal de São Paulo, com vegetação ripária em matriz de <i>Pinus</i>.</p>	

<p>AB/L2 (Água Branca/Limoeiro 2) 22°13'52,49"S 47°51'10,63"W</p>	<p>Ponto de coleta posterior à junção dos córregos Água Branca e Limoeiro. Localizado na rodovia Ayrton Senna e à jusante do lançamento de esgoto de Itirapina. Há grande presença de <i>Eucaliptus</i> na área de entorno.</p>	
<p>G1 (Geraldo 1) 22°12'13"S 47°50'26,5"W</p>	<p>Ponto de coleta do córrego do Geraldo, mais próximo à nascente. Vegetação ripária inserida em uma matriz de <i>Pinus</i>, com destaque para a presença de bromeliáceas, orquídeas e samambaias.</p>	
<p>G2 (Geraldo 2) 22°12'21,32"S 47°52'16,69"W</p>	<p>Ponto de coleta do córrego do Geraldo, próximo à represa do Lobo. Localizado no cruzamento com a rodovia Ayrton Senna. Há presença de <i>Pinus</i> e de um condomínio na margem direita do córrego.</p>	
<p>PE (Córrego das Perdizes) 22°11'29,57"S 47°54'53,13"W</p>	<p>Único ponto de coleta do córrego das Perdizes. Localizado mais próximo à nascente. Área de condomínios pertencentes à cidade de Brotas. Presença de gramínea na área de entorno com alguns remanescentes de Cerrado.</p>	
<p>JG (Jacaré-Guaçu) 22°09'55,33"S 47°54'08,11"W</p>	<p>Único ponto de coleta à jusante da represa do Lobo. Localizado à montante de um trecho encachoeirado.</p>	

4.3. Variáveis climatológicas

Foram analisadas as variações de temperatura do ar, precipitação e velocidade do vento, através de dados climatológicos obtidos na Estação Climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA/EESC/USP).

4.4. Identificação dos impactos antrópicos da área de entorno

A identificação dos impactos da área de entorno foi realizada por observações e caracterizações visuais durante a realização dos trabalhos de campo, e incluiu os quatro períodos do ano, o que permitiu observar a sazonalidade das atividades, como a da silvicultura e agricultura.

4.5. Coleta e análises físicas, químicas e biológicas da água

As variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez foram medidas *in situ* com o auxílio de um multisensor da marca HORIBA, modelo U-10, em todos os pontos de coleta. Nos tributários as variáveis foram medidas apenas na sub-superfície em função da reduzida profundidade, enquanto que no reservatório foram realizadas medidas em diversas profundidades, sendo posteriormente realizada uma média dos valores encontrados. As medidas de transparência da água foram realizadas na represa utilizando o disco de Secchi e nos tributários a análise foi apenas visual, uma vez que sempre a transparência da água foi total. Para as análises de material em suspensão, nutrientes, metais e clorofila *a*, amostras de água foram coletadas nos tributários, na sub-superfície, com a utilização de uma garrafa de Van Dorn, e no reservatório, as amostras foram integradas na coluna d'água, utilizando uma motobomba Stihl, e posteriormente processadas no laboratório. As metodologias para análise dessas variáveis estão representadas na Tabela 4, com suas respectivas referências.

Tabela 4. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.

Variáveis	Metodologia/Referência
Material em suspensão (mg.L^{-1})	Gravimetria / WETZEL; LIKENS (1991)
Nitrito e nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ MACKERETH et al.(1978)
Íon amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ KOROLEFF (1976)
Nitrogênio orgânico total (mg.L^{-1})	Espectrofotometria/ APHA (1995)
Fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ GOLTERMAN et al. (1978)
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ APHA (1995)
Silicato (mg.L^{-1})	Espectrofotometria/ GOLTERMAN et al. (1978)
Metais totais (Fe, Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Cd, Mn, Co e Mg) (mg.L^{-1})	Espectrofotometria / APHA (1995)
Clorofila <i>a</i>	Espectrofotometria (etanol 80%) NUSCH (1980).

Todas as análises foram realizadas nos laboratórios do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Os resíduos líquidos e sólidos gerados nos procedimentos laboratoriais foram armazenados e encaminhados ao Laboratório de Resíduos Químicos da EESC/USP para tratamento e disposição adequada, conforme normas da instituição local.

Devido a problemas técnicos com o equipamento, não foram mensuradas as concentrações de oxigênio dissolvido no mês de outubro de 2010. No mês de janeiro não foi possível coletar nos pontos I2, RL2, L1 e G1 devido à inacessibilidade dos pontos de coleta causada por chuva intensa.

4.6. Coleta e análise da comunidade zooplanctônica

As coletas do zooplâncton nos ambientes lóticos (tributários) foram realizadas com o auxílio de um balde com volume de 10 L, totalizando 100 litros de água que foram filtrados em uma rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha. Para as coletas na zona limnética da represa as amostras foram obtidas integrando-se a coluna de água, utilizando motobomba (Stihl) acoplada à um hidrômetro, totalizando 200 L de água filtrados em rede de plâncton de 68 µm. As amostras foram imediatamente fixadas com formol numa concentração final de 4% e açúcar a 6% (HANEY; HALL, 1973).

As amostras de zooplâncton foram contadas e identificadas em câmara de Sedgwick-Rafter com uso de microscópio ótico, utilizando chaves taxonômicas (EDMONDSON, 1959; KOSTE, 1978; REID, 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SILVA, 2003), e em alguns casos, com o auxílio de especialistas. Para os tributários as amostras foram contadas em sua totalidade, e as amostras da represa foram contadas através de subamostragens até a obtenção de no mínimo 200 indivíduos da espécie mais abundante. A densidade foi expressa em indivíduos por m³.

4.7. Avaliação cronológica do grau de trofia, nutrientes e clorofila *a* na represa do Lobo

Com o objetivo de realizar uma análise comparativa do grau de trofia e das concentrações de nutrientes e clorofila *a* da represa do Lobo, entre o trabalho atual e de

anos anteriores, foram utilizados dados disponíveis em teses e dissertações. Na Tabela 5 encontra-se uma síntese dos estudos utilizados, o ano em que se foram coletados os dados, as variáveis analisadas e suas respectivas metodologias.

Para melhor comparação e padronização foram escolhidos apenas dados que caracterizavam o ponto de coleta da represa próximo à barragem (ponto R6 do estudo atual), sendo esse escolhido por ser representado na maioria dos estudos. Além disso, foram escolhidos os trabalhos que contemplavam tanto o período de seca quanto o chuvoso.

Tabela 5. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água. *na = não analisado.

Autor	Ano	Clorofila <i>a</i>	Nitrito	Nitrato	Fosfato inorgânico	Fosfato total dissolvido	Silicato	Nitrogênio total	Fósforo total
Tundisi, 1977	1972	Harvey (1934) modificado	na	Golterman (1969)	na	Golterman (1969)	Golterman (1969)	na	Golterman (1969)
Moraes, 1978	1975	na	Strickland e Parsons (1968)	Strickland e Parsons (1968)	na	Strickland e Parsons (1968)	Golterman (1969)	na	Strickland e Parsons (1968)
Calijuri, 1985	1983	Golterman et al (1978)	Golterman e Clymo (1969)	Golterman e Clymo (1969)	Golterman e Clymo (1969)	Golterman e Clymo (1969)	Golterman e Clymo (1969)	na	na
Oliveira, 1993	1991	Nusch (1980)	Mackereth et al (1978)	Mackereth et al (1978)	Strickland e Parsons (1960)	Strickland e Parsons (1960)	Golterman et al (1978)	Valderrama (1981)	Valderrama (1981)
Motheo, 2005	2001	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	Mackereth et al (1978)	Strickland e Parsons (1960)	Strickland e Parsons (1960)	Golterman et al (1978)	Valderrama (1981)	Valderrama (1981)
Argenton, 2004	2002	Nusch (1980)	Golterman et al (1978)	Mackereth et al (1978)	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	APHA (1998)
Luzia, 2009	2005	Nusch (1980)	APHA (1998)	APHA (1998)	Strickland e Parsons (1960)	Strickland e Parsons (1960)	Golterman et al (1978)	APHA (1998)	Valderrama (1981)
Delello, 2008	2007	Nusch (1980)	Golterman et al (1978)	Mackereth et al (1978)	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	Golterman et al (1978)	APHA (1995)

4.8. Análise dos dados

Para a caracterização da represa do Lobo (Broa) e tributários, foram estimados os três principais índices de estados tróficos aplicados para ambientes de regiões tropicais.

- Índice do estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983), utilizando os valores de concentração de fósforo total e inorgânico, transparência da água e clorofila *a*, obtido pelas fórmulas:

$$\text{IET (S)} = 10 \times \{ 6 - [(0,64 + \ln 2)] \}$$

$$\text{IET (Pt)} = 10 \times \{ 6 - [\ln (80,32/\text{Pt}) / \ln 2] \}$$

$$\text{IET (PO}_4\text{)} = 10 \times \{ 6 - [\ln (21,67 / \text{PO}_4) / \ln 2] \}$$

$$\text{IET (Cl)} = 10 \times \{ 6 - [2,04 - 0,695 \ln \text{Cl}] / \ln 2 \}$$

$$\text{IET (médio)} = \text{IET(S)} + 2 [\text{IET(Pt)} + \text{IET(PO}_4\text{)} + \text{IET(Cl)}] / 7$$

Onde: S = leitura da transparência da água pelo disco de Secchi (m); Pt = concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$); PO_4 = concentração de fósforo inorgânico ($\mu\text{g/L}$); Cl = concentração de clorofila ($\mu\text{g/L}$). A partir desse índice, o critério para classificação proposto seria: oligotrófico ($\text{IET} \leq 44$), mesotrófico ($44 < \text{IET} < 54$) e eutrófico ($\text{IET} \geq 54$).

- Índice de estado trófico de Salas e Martino (1991), utilizando valores de fósforo total, obtido pela fórmula:

$$\text{IET} = 10 \times \{ 6 - [\ln (48 / \text{Pt})] / \ln 2 \}$$

Onde: Pt = de fósforo total ($\mu\text{g/L}$). A partir desse índice, o critério para classificação proposto seria: oligotrófico ($\text{IET} \leq 40$), mesotrófico ($40 < \text{IET} < 50$), eutrófico ($50 < \text{IET} < 60$) e hipertrófico ($\text{IET} \geq 60$).

- Índice de estado trófico de Lamparelli (2004), utilizando valores de fósforo total e clorofila *a*, obtido pelas fórmula:

$$\text{IET (médio)} = [\text{IET (Pt)} + \text{IET (Cl)}] / 2$$

Oriunda das fórmulas:

- para sistemas lóticos:

$$\text{IET (Cl)} = 10 \times \{6 - [(0,7 - 0,6 \times (\ln \text{Cl})) / \ln 2] - 20\}$$

$$\text{IET (Pt)} = 10 \times \{6 - [(0,42 - 0,36 \times (\ln \text{Pt})) / \ln 2] - 20\}$$

- para reservatórios:

$$\text{IET (Cl)} = 10 \times \{6 - [(0,92 - 0,34 \times (\ln \text{Cl})) / \ln 2]\}$$

$$\text{IET (Pt)} = 10 \times \{6 - [(1,77 - 0,42 \times (\ln \text{Pt})) / \ln 2]\}$$

Onde: Pt = de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) e Cl = concentração de clorofila ($\mu\text{g/L}$). A partir desse índice, o critério para classificação proposto seria: oligotrófico ($\text{IET} \leq 52$), mesotrófico ($52 < \text{IET} < 59$), eutrófico ($59 < \text{IET} < 63$) e supertrófico ($63 < \text{IET} < 67$).

Para os trabalhos anteriores, os índices de estado trófico de Salas e Martino (1991) e de Lamparelli (2004) foram calculados através dos dados limnológicos disponíveis nos estudos, enquanto que os valores do índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) foram retirados diretamente dos trabalhos analisados.

Para a comunidade zooplanctônica foram determinados os índices biológicos:

- Diversidade (H') de Shannon e Wiener (1963), obtido pela fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

Onde: $P_i = n_i/N$ é a proporção entre o número total de indivíduos (N) pertencentes à i ésima espécie (n_i) e s é o número total de espécies (riqueza). O índice de diversidade é expresso em bits/indivíduo.

- Equitabilidade (J') de Pielou (1975), obtido pela fórmula:

$$J' = H' / H_{\text{max}}'$$

Onde: $H'_{\max} = \log_2 s$; e s = número de espécies amostradas. O valor de equitabilidade varia de 0 a 1, onde o valor 0 seria a situação de mínimo de uniformidade na distribuição das espécies, e igual a 1 quando as espécies estiverem uniformemente distribuídas.

- Dominância (D') de Simpson (1949), obtido pela fórmula:

$$D' = \frac{\sum n_i (n_i - 1) \log_2 p_i}{N (N - 1)}$$

Onde: n_i = número de indivíduos de cada espécie; e N = número de indivíduos. O valor de equitabilidade varia de 0 a 1, onde o valor 1 seria a situação de máximo de dominância na distribuição das espécies, e igual a 0 quando as espécies não apresentam dominância.

- Similaridade (S) de Odum (1983), obtida pela fórmula:

$$S = [(2c) / (a + b)]$$

Onde: c = número de espécies comuns às comunidades a e b ; a = número de espécies presentes na primeira comunidade; b = número de espécies presentes na segunda comunidade. O índice de similaridade foi utilizado para comparar os pontos quanto à ocorrência dos organismos. O coeficiente é igual a 1 quando duas comunidades são compostas pelas mesmas espécies e igual a 0 quando as duas comunidades tem espécies inteiramente diferentes.

Além dos índices biológicos acima, foram determinados a riqueza, densidade (ind./m³), abundância relativa (%) e índice de constância (DAJOZ, 1973). O índice de constância foi determinado pela fórmula:

$$C = p \times 100/P$$

Onde: C = constância, p = número de coletas em que a espécie ocorreu e P = número de coletas realizadas na área. Segundo este índice, as espécies são classificadas

em constantes (presentes em mais que 50% das coletas), acessórias (entre 25% e 50%) e acidentais (em até 25%).

Todas as análises descritas anteriormente foram realizadas para comparação entre os pontos de coleta da represa, entre os pontos de coleta dos tributários, entre os períodos do ano e entre represa e tributários.

Para a análise estatística, foi utilizado o software Statistica 7. Os dados foram submetidos ao teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov e os dados que não apresentaram distribuição normal foram logaritmizados. A comparação entre os pontos de coleta da represa, entre os pontos de coleta dos tributários e entre os períodos estudados foi realizada aplicando-se o teste de análise de variância (ANOVA) e o pós-teste Tukey. Para relacionar os fatores abióticos de acordo com os pontos de coleta e períodos do ano foi empregada a Análise de Componentes Principais (ACP). Também foi realizada a análise de agrupamento (Cluster) para verificar a similaridade entre os pontos de coleta.

5. RESULTADOS

5.1. Avaliação cronológica do grau de trofia, nutrientes e clorofila na represa do Lobo

A evolução do grau de trofia, de acordo com o índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983), ao longo dos anos, está representada pela Figura 3. Pode-se observar um aumento no grau de trofia ao longo dos anos, com valores característicos de ambientes oligotróficos no ano de 1983 e 2002, valores que caracterizam ambientes mesotróficos no ano de 2001 e 2007, e eutróficos no trabalho atual e durante o período chuvoso de 2007.

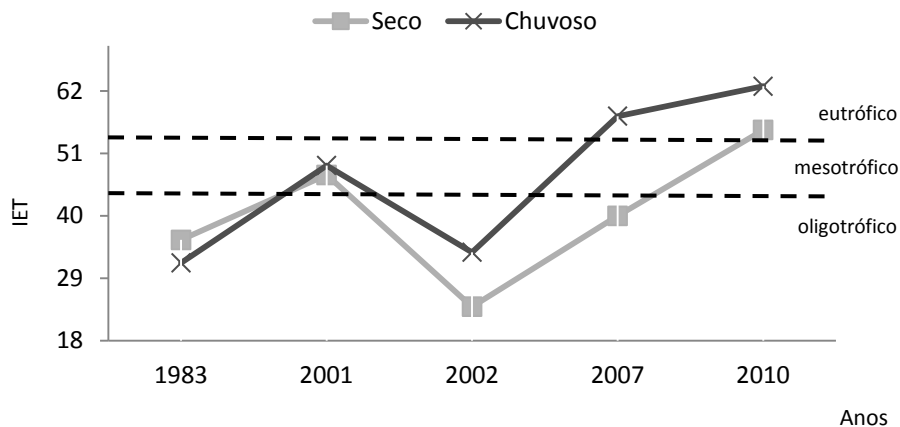


Figura 3. Variação temporal do Índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) do reservatório do Lobo (ponto de coleta R6). As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

O índice de Salas e Martino (1981), representado na Figura 4, mostra que no ano de 1972, no período seco, a represa se caracterizou como oligotrófica, já nos anos de 1991 e 2001, a represa foi caracterizada como mesotrófica e em 2002 como eutrófica. Os anos posteriores variaram de acordo com o período, mas chegaram aos limites de hipereutrófico no período seco nos anos de 2005 e 2007, no período chuvoso no ano de 2007 e no trabalho atual.

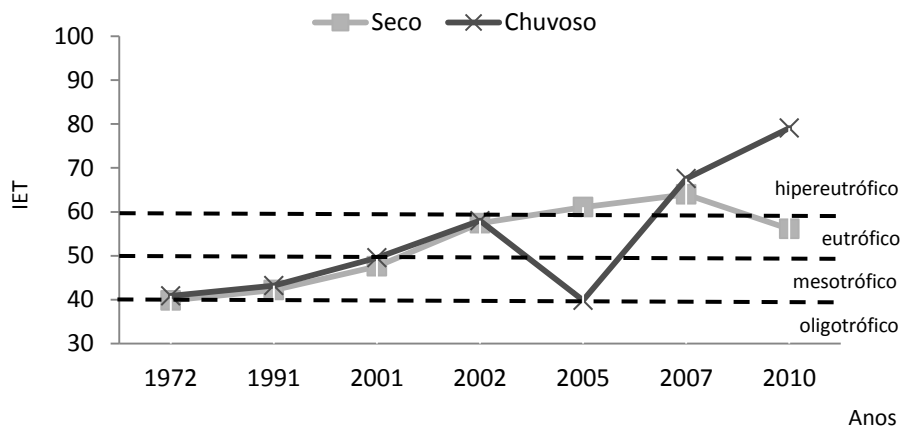


Figura 4. Variação temporal do Índice de estado trófico de Salas e Martino (1991) no reservatório do Lobo (ponto de coleta R6). As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

De acordo com a Figura 5, pode-se observar que analisando o índice de Lamparelli (2004), do ano de 1991 até 2005, os valores não ultrapassaram o limite de mesotrófico, mas em 2007, no período chuvoso, o reservatório apresentou

características eutróficas e, no trabalho atual, se enquadraram como eutrófico e supereutrófico nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

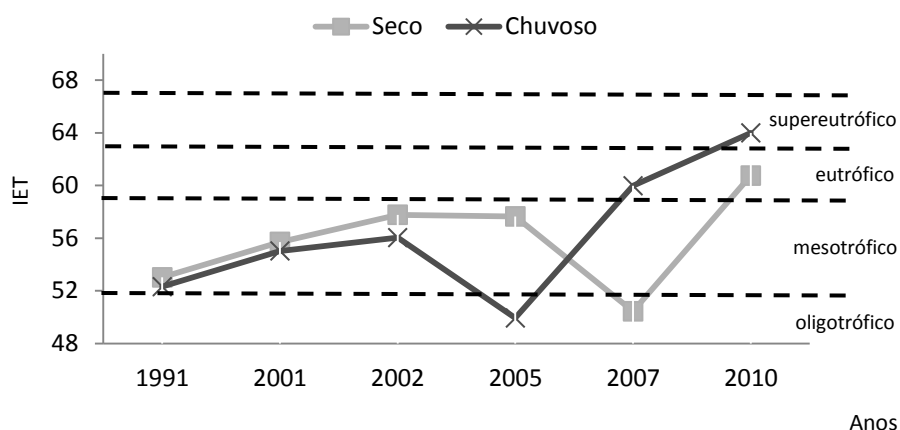


Figura 5. Variação temporal do Índice de estado trófico de Lamparelli (2004) no reservatório do Lobo (ponto de coleta R6). As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Na Figura 6 apresenta-se a evolução, ao longo dos anos, das concentrações de clorofila *a* e dos principais nutrientes relacionados com o processo de eutrofização.

Com exceção das concentrações de nitrito e nitrogênio total, as concentrações dos demais nutrientes aumentaram no ano de 2010. O aumento mais expressivo foi observado para nitrato, onde a média passou de 30,59 $\mu\text{g/L}$ até 2007 para 432,80 $\mu\text{g/L}$ em 2010, sendo que a média dos outros nutrientes também aumentou mais que o dobro em 2010. A média de fosfato inorgânico passou de 3,36 $\mu\text{g/L}$ para 13,53 $\mu\text{g/L}$; fosfato total dissolvido passou de 9,56 $\mu\text{g/L}$ para 29,02 $\mu\text{g/L}$; fósforo total de 32,24 $\mu\text{g/L}$ para 108,51 $\mu\text{g/L}$ e clorofila *a* de 6,50 $\mu\text{g/L}$ para 32,98 $\mu\text{g/L}$.

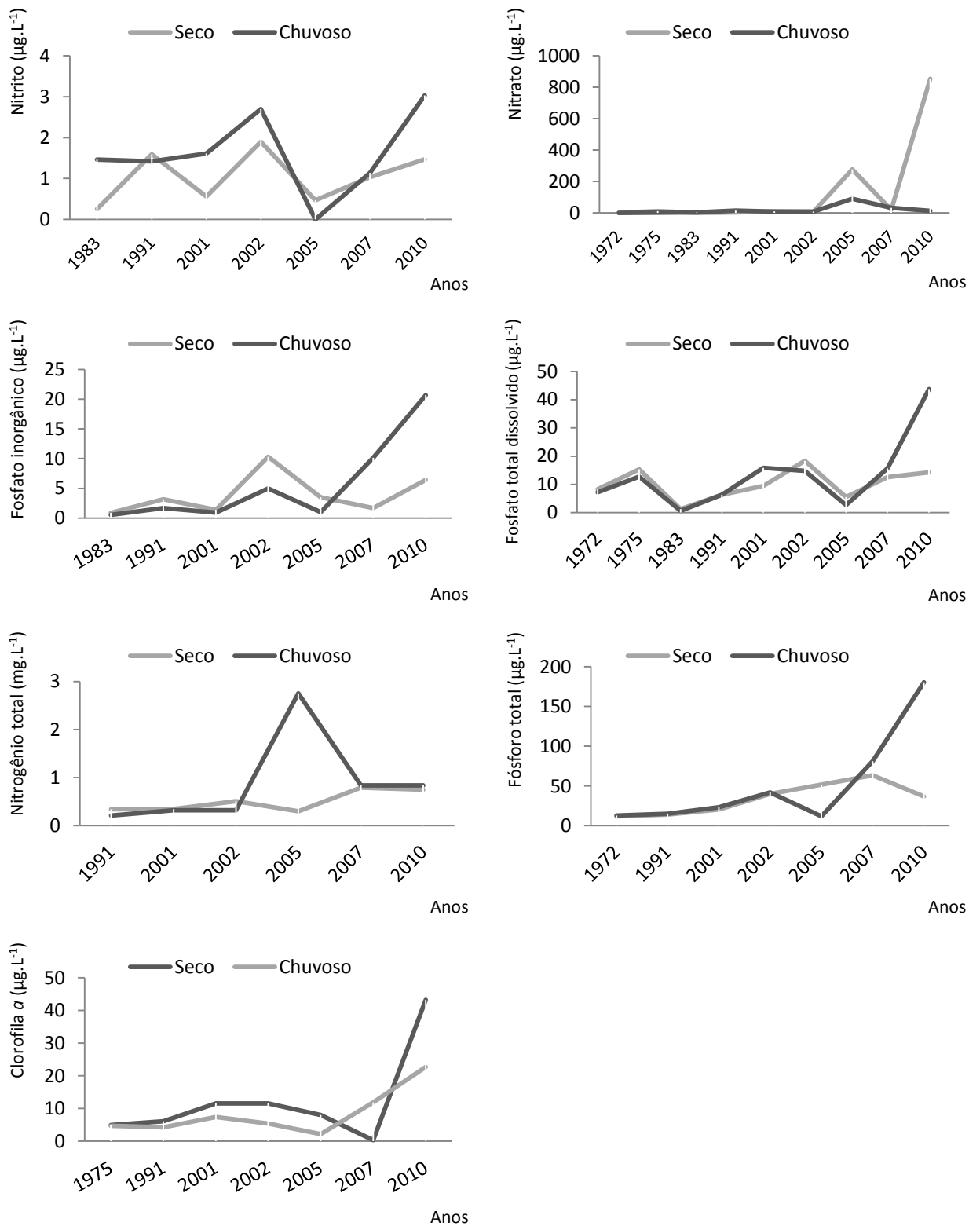


Figura 6. Variação temporal da concentração de nutrientes (nitrito, nitrato, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, nitrogênio e fósforo total) e clorofila *a* no reservatório do Lobo (ponto de coleta R6).

5.2. Variáveis climatológicas

Nas Figuras 7, 8, 9 e 10 estão representados os valores das variáveis precipitação, velocidade dos ventos e temperatura do ar, respectivamente, em um ciclo anual. Na Figura 7 observa-se que entre os meses de novembro de 2010 a março de 2011 foram encontrados os maiores valores de precipitação, com máximo em janeiro de 2011 (543,8 mm de chuva).

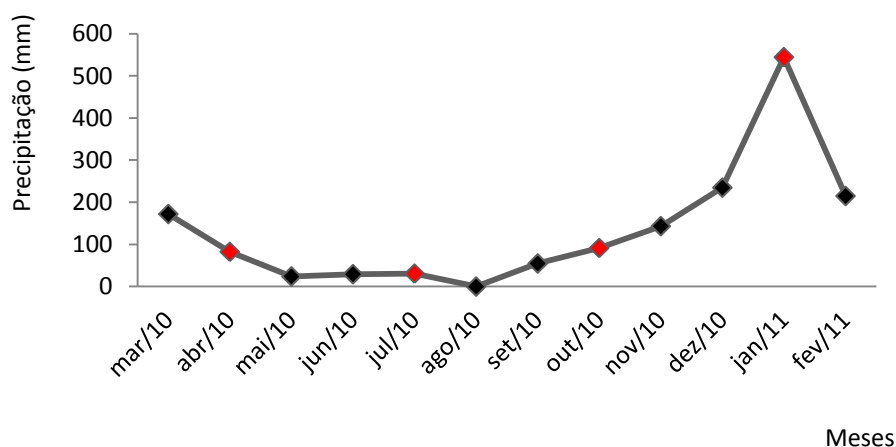


Figura 7. Precipitação mensal no período de março de 2010 a fevereiro de 2011 na região da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP). Os pontos em vermelho representam os meses em que foram realizadas as coletas.

Por sua vez, a velocidade dos ventos foi maior entre os meses de agosto a dezembro de 2010, conforme representado na Figura 8.

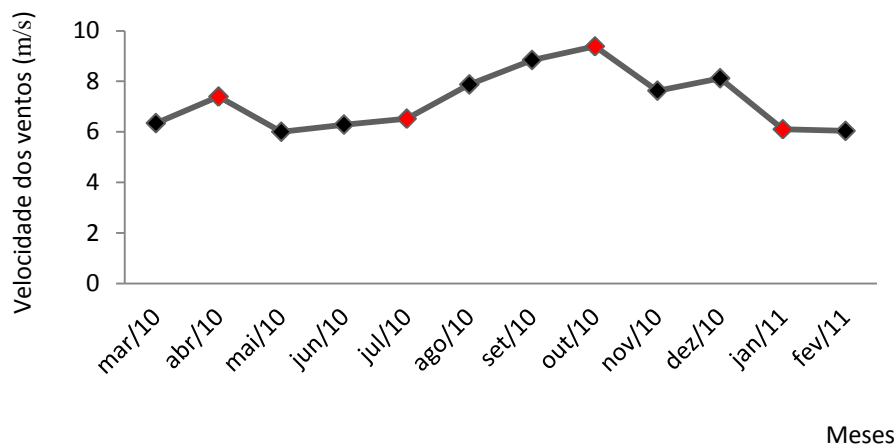


Figura 8. Velocidade média dos ventos no período de março de 2010 a fevereiro de 2011 na região da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP). Os pontos em vermelho representam os meses em que foram realizadas as coletas.

A média da temperatura do ar em todos os meses analisados foi de 21,6°C, variando de 17,44°C, em junho de 2010, a 24,21°C, correspondendo a média dos meses de dezembro e fevereiro de 2011. As menores temperaturas médias do ar foram encontradas no período de maio a agosto de 2010 (Figura 9).

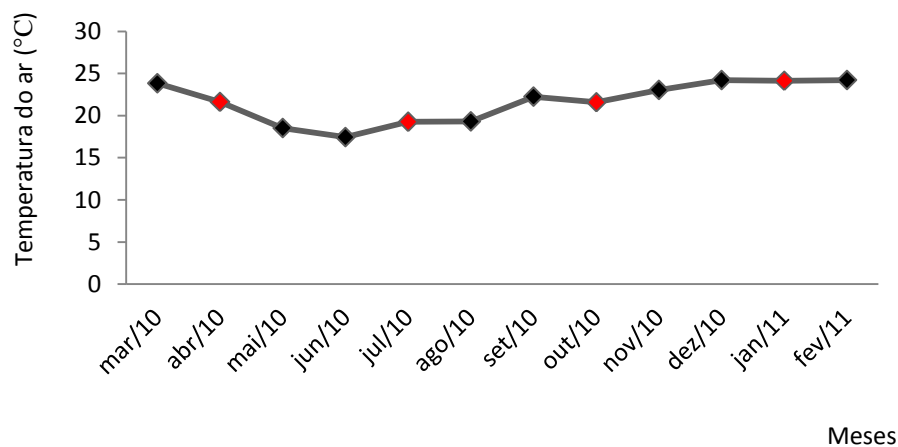


Figura 9. Temperatura média do ar no período de março de 2010 a fevereiro de 2011 na região da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP). Os pontos em vermelho representam os meses em que foram realizadas as coletas.

5.3. Variáveis físicas, químicas e biológicas da água na represa do Lobo

A variação dos dados limnológicos (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água, transparência, concentração de clorofila *a* e material em suspensão) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa) está apresentada na Figura 10.

Das variáveis analisadas verifica-se que pH, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido apresentaram variação significativa entre os pontos de coleta, sendo que em R2 os valores médios de pH (4,79) foram significativamente menores em comparação a R5 (6,05). Os pontos de coleta R2 (7,94 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e R3 (10,31 $\mu\text{S}/\text{cm}$) apresentaram valores médios de condutividade elétrica significativamente menores em relação à R1 (15,41 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Em relação à concentração de oxigênio dissolvido, verifica-se que em R5 (9,05 mg/L) os valores médios foram significativamente maiores do que em R1 (4,44 mg/L), este último chegando a 2,60 mg/L no mês de janeiro/2011, valor abaixo do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para ambientes classificados como Classe 2.

As demais variáveis analisadas não apresentaram diferenças significativas entre os pontos de coleta, mas pode-se observar que em relação à concentração de clorofila *a*, os menores valores foram encontrados em R2, com valores sempre menores que 30 $\mu\text{g}/\text{L}$, limite estabelecido pelo CONAMA para ambientes da Classe 2. Os pontos de coleta R1 (67,89 $\mu\text{g}/\text{L}$), R3 (67,89 $\mu\text{g}/\text{L}$), R4 (81,38 $\mu\text{g}/\text{L}$), R5 (73,94 $\mu\text{g}/\text{L}$) e R6 (74,87 $\mu\text{g}/\text{L}$) em outubro/2010, apresentaram valores maiores que o dobro do limite estabelecido pelo CONAMA. A média da concentração de material em suspensão na represa foi de 7,83 mg/L e variou de 2,86 mg/L em R2, no mês de julho/2010, a 35,78 mg/L em R1, no mês de janeiro/2011.

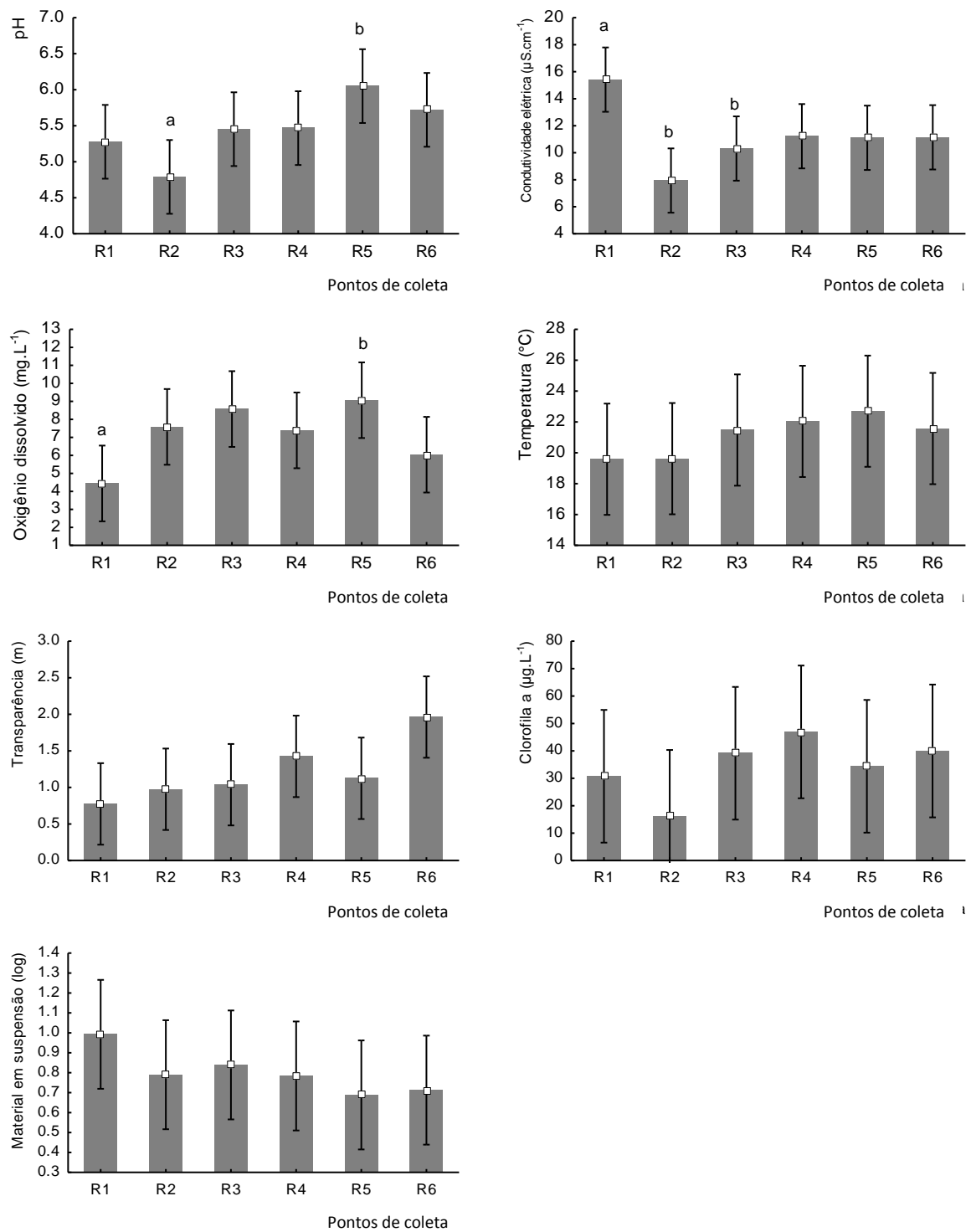


Figura 10. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água, transparência, concentração de clorofila *a* e material em suspensão) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

Da concentração total de material em suspensão, com exceção de R2, a porcentagem de material em suspensão orgânico foi sempre maior que o inorgânico, conforme apresentado na Figura 11.

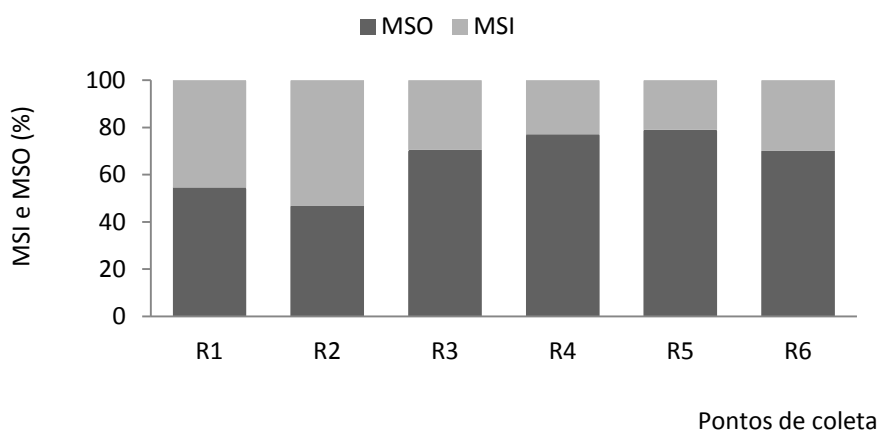


Figura 11. Porcentagem de material em suspensão orgânico (MSO) e material em suspensão inorgânico (MSI) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

A variação das concentrações de nutrientes (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total, fósforo total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e silicato) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa) está representada na Figura 12. Em geral, as concentrações de nutrientes se mostraram homogêneas ao longo do eixo longitudinal da represa, verificando-se diferenças significativas somente na concentração de nitrito, com valores médios mais altos em R1 (4,79 $\mu\text{g/L}$) e mais baixos em R4 (2,06 $\mu\text{g/L}$), R5 (2,05 $\mu\text{g/L}$) e R6 (2,30 $\mu\text{g/L}$).

Dos nutrientes analisados, somente fósforo total apresentou concentrações maiores que os limites propostos pela resolução do CONAMA 357/05. Em todos os pontos de coleta os valores foram maiores que 50 $\mu\text{g/L}$ em algum mês de coleta, sendo que em R1 os valores obtidos estiveram sempre acima do limite, além de ter também a maior concentração (286,66 $\mu\text{g/L}$), no mês de janeiro/2011. A menor concentração (34,97 $\mu\text{g/L}$) foi encontrada em R5, no mês de outubro/2010.

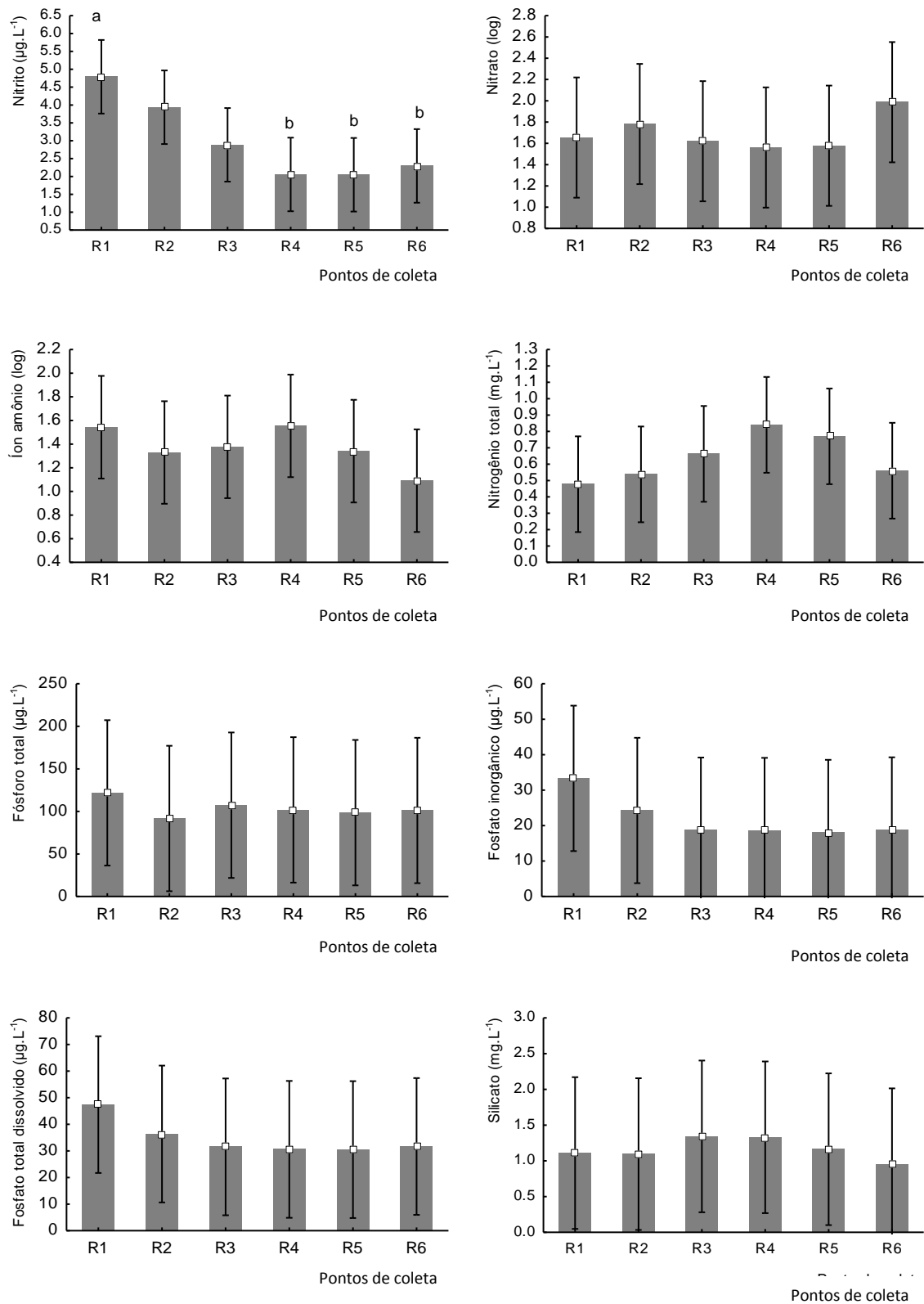


Figura 12. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das concentrações de nutrientes (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total, fósforo total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e silicato) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

Na Figura 13 estão representadas as variações das concentrações de metais (Chumbo, Níquel, Ferro, Magnésio e Zinco) encontradas nos diversos pontos de coleta da represa do Lobo. Os metais Cádmio, Cobre, Cromo e Manganês não foram detectados em nenhum ponto de coleta. Apesar de ter sido detectado em R3 no mês de abril/2010 (0,032 mg/L) e R1 no mês de julho/2010 (0,023 mg/L), não foi possível aplicar o teste de ANOVA para o metal Cobalto, uma vez que muitos valores foram iguais a zero. Dos cinco metais analisados nenhum apresentou variação significativa entre os pontos de coleta.

Em relação aos metais, pode-se observar que a maioria das concentrações foi maior que o recomendado na resolução CONAMA 357/05 para ambientes de Classe 2. Todos os pontos de coleta, em algum mês, apresentaram valores maiores que 0,01 mg/L para Chumbo e 0,30 mg/L para Ferro, enquanto que em relação ao Níquel, os valores obtidos em R1 e R6 ficaram dentro do recomendado pela resolução CONAMA 357/05 para ambientes de Classe 2 (0,025 mg/L), bem como para zinco (0,18 mg/L) em R1.

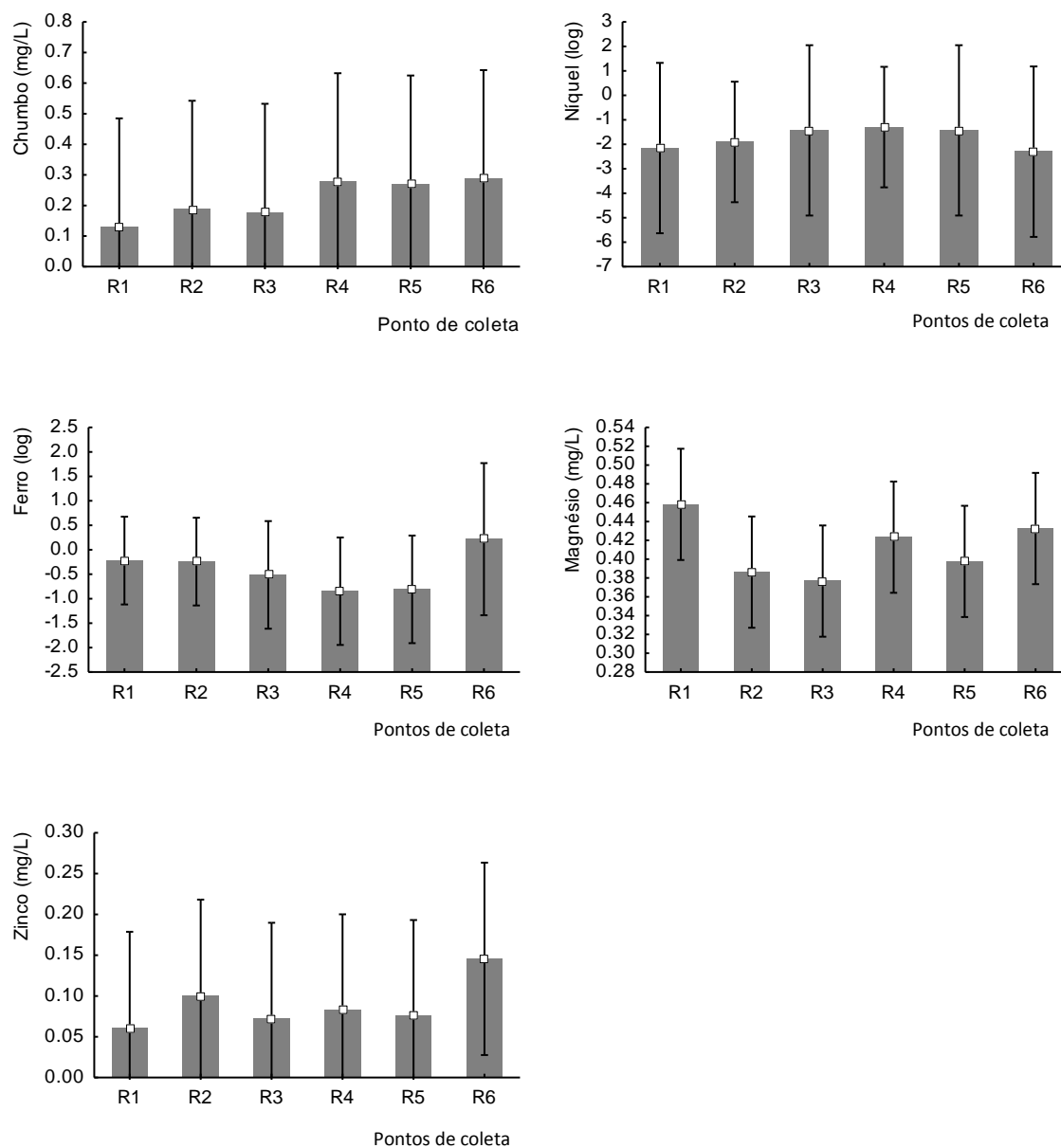


Figura 13. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das concentrações de metais (Chumbo, Níquel, Ferro, Magnésio e Zinco) nos diferentes pontos de coleta distribuídos na represa do Lobo (Broa).

5.3.1.. Índice de estado trófico da água na represa do Lobo

A caracterização trófica da represa do Lobo (Broa) está representada nas Figuras 14, 15 e 16. De acordo com o índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983), pode-se observar que, com exceção de R2 (53,19), R5 (52,64) e R6 (52,96) no mês de abril/2010 e R2 (51,66) no mês de julho/2010, o reservatório pode ser

classificado como eutrófico. Os meses de outubro/2010 e janeiro/2011 apresentaram maiores valores de IET que os demais (Figura 14).

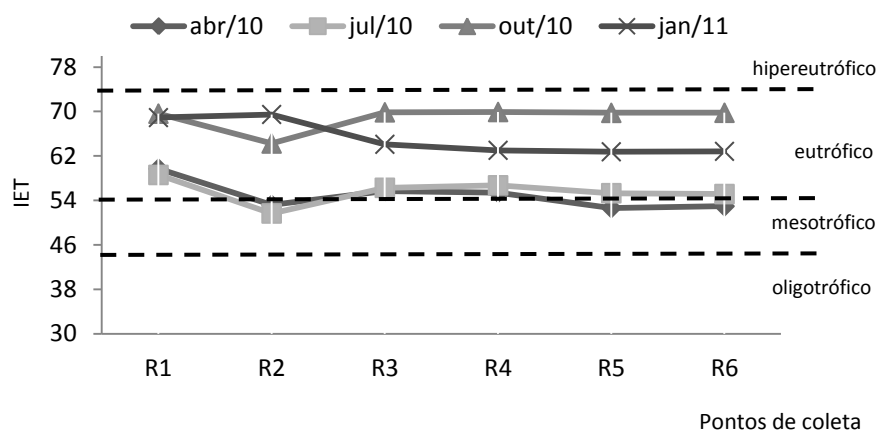


Figura 14. Índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) obtido nos diferentes pontos de coleta da represa do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Através do índice de estado trófico de Salas e Martino (1981) pode-se observar o mesmo padrão anterior, ou seja, maiores valores nos meses de outubro/ 2010 e janeiro/2011, sendo o reservatório classificado como hipereutrófico, enquanto que nos demais meses alguns pontos de coleta foram classificados como hipereutrófico e eutrófico (Figura 15).

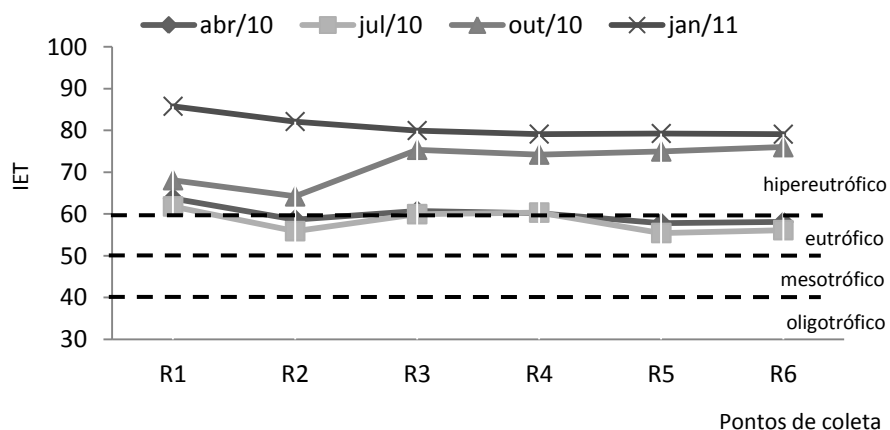


Figura 15. Índice de estado trófico de Salas e Martino (1991) obtido nos diferentes pontos de coleta da represa do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

O índice de Lamparelli (2004) mostra que os meses de outubro/2010 e janeiro/2011 apresentaram maiores valores e se enquadraram na classificação supereutrófica, com exceção de R2 em outubro/2010, caracterizado como eutrófico. O ponto de coleta R2 em abril/2010 (57,68) e em julho/2010 (56,42) foi classificado como mesotrófico, e os demais como eutrófico ou supereutrófico (Figura 16).

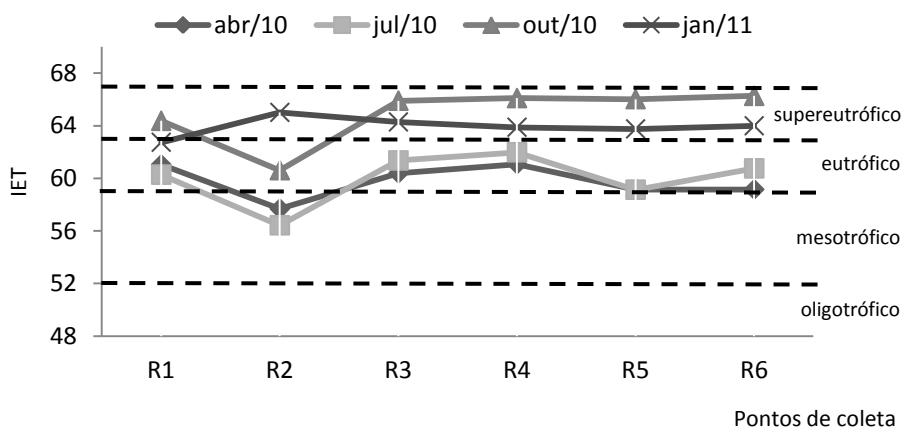


Figura 16. Índice de estado trófico de Lamparelli (2004) obtido nos diferentes pontos de coleta da represa do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

5.3.2. Variação temporal das variáveis limnológicas na represa do Lobo

Na Tabela 6 estão representados os resultados das análises de variância dos dados limnológicos obtidos nos diferentes períodos analisados. Pode-se observar variações entre os períodos na maioria das variáveis analisadas, exceto pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, transparência, material em suspensão e nitrito.

Tabela 6. Análise de variância (ANOVA) com os valores de “p” e “F” e as diferenças significativas das variáveis limnológicas nos diferentes períodos de coleta analisados.

Variável	F	p	Diferenças significativas
pH	1,2447	0,31996	-
Condutividade elétrica	0,48481	0,69661	-
Oxigênio dissolvido	3,3610	0,06222	-
Temperatura da água	29,983	0,00000	Abr ^a Jul ^b Out ^b Jan ^a
Transparência	3,0216	0,05375	-
Clorofila <i>a</i>	11,725	0,00012	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^a
Material em suspensão	2,6046	0,08020	-
Nitrito	1,6341	0,21318	-
Nitrato	19,306	0,00000	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^b
Íon amônio	9,4440	0,00043	Abr ^a Jul ^b Out ^b Jan ^b
Nitrogênio total	4,7393	0,01177	Abr ^a Jul ^{ab} Out ^{ab} Jan ^b
Fósforo total	46,777	0,00000	Abr ^a Jul ^b Out ^c Jan ^c
Fosfato inorgânico	32,342	0,00000	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^c
Fosfato total dissolvido	40,011	0,00000	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^b
Silicato	52,066	0,00000	Abr ^a Jul ^b Out ^c Jan ^c

Para melhor visualização foi feita uma Análise de Componentes Principais (Figura 17), onde observa-se um agrupamento dos meses de abril e julho/ 2010, característicos do período de seca e intermediário, com menores valores de material em suspensão, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, fósforo total e concentração de clorofila *a*, e maiores concentrações de nitrato, silicato e nitrito. Por sua vez, os meses de outubro/2010 e janeiro/2011 foram caracterizados por maiores valores de material em suspensão, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e fósforo total, e menores concentrações de nitrato e silicato. O agrupamento observado em outubro/2010 caracterizou menores concentrações de clorofila *a* e maiores de nitrito, enquanto que o oposto foi observado em janeiro/2011.

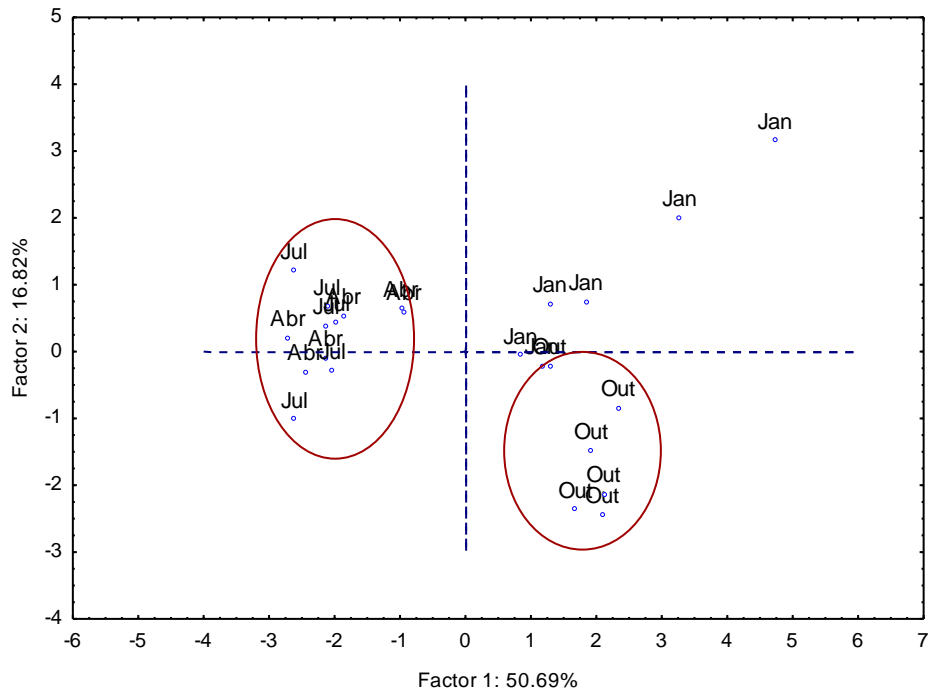


Figura 17. Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis limnológicas nos períodos amostrados, com Componente 1(0,34 material em suspensão -0,34 nitrato +0,41 fosfato inorgânico +0,43 fosfato total dissolvido -0,39 silicato +0,39 fósforo total) e Componente 2 (-0,65 clorofila a +0,67 nitrito)).

5.3.3. Comunidade zooplanctônica da represa do Lobo

A comunidade zooplanctônica da represa do Broa foi composta por um total de 64 espécies, sendo 43 do grupo Rotifera, 16 do grupo Cladocera e 5 do grupo Copepoda (Tabela 7). Dentre as espécies encontradas, 21 foram consideradas constantes, aparecendo em pelo menos 75% dos pontos de coleta amostrados: *Brachionus mirus*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Conochilus coenobasis*, *Ptygura libera*, *Hexarthra intermedia*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca bicristata*, *T. cylindrica*, *T. pusilla* e *Filinia opoliensis*, do grupo Rotifera; *Bosmina hagdmani*, *B. tubicen*, *Disparalona dadayi*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *C. cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Ilyocryptus spinifer* e *Diaphanosoma birgei*, do grupo Cladocera e *Mesocyclops ogunnus*, do grupo Copepoda.

Tabela 7. Presença e lista de espécies da comunidade zooplancônica encontrada nos pontos de coleta da represa do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Filo: ROTIFERA						
Classe: EUROTATORIA						
Ordem: PLOIMA						
Brachionidae						
<i>Anuraeopsis fissa</i>			X	X	X	
<i>Brachionus angularis</i>				X		X
<i>Brachionus mirus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus variabilis</i>		X				
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	X		X	X	X	X
<i>Keratella americana</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella tropica</i>	X	X				
<i>Platyias leloupi</i>	X	X				
<i>Platyias quadricornis</i>	X	X				
Collothecidae						
<i>Collotheca</i> sp	X			X	X	
Conochilidae						
<i>Conochilus coenobasis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Conochilus unicornis</i>			X	X	X	X
Euchlanidae						
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	X	X				
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	X	X	X			
<i>Euchlanis dilatata</i>	X	X	X			
<i>Euchlanis meneta</i>				X		
Flosculariidae						
<i>Ptygura libera</i>	X	X	X	X	X	X
Hexarthridae						
<i>Hexarthra intermedia</i>	X	X	X	X	X	X
Lecanidae						
<i>Lecane bulla</i>	X	X	X		X	
<i>Lecane leontina</i>	X					
<i>Lecane luna</i>	X	X				
<i>Lecane lunaris</i>	X	X	X		X	
<i>Lecane ohioensis</i>		X				
<i>Lecane proiecta</i>		X		X	X	X
<i>Lecane quadridentata</i>	X					
<i>Lecane signifera</i>	X	X				
Lepadellidae						
<i>Lepadella patella</i>	X	X	X			
Mytilinidae						
<i>Lophocaris salpina</i>	X		X			
<i>Mytilina ventralis</i>	X			X		

Tabela 7. Presença e lista de espécies da comunidade zooplancônica encontrada nos pontos de coleta da represa do Lobo. Continuação.

Notommatidae						
<i>Monommata maculata</i>	x	x				
Proalidae						
<i>Proales</i> sp	x				x	
Synchaetidae						
<i>Polyarthra vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x
Testudinellidae						
<i>Testudinella patina</i>	x	x				
<i>Testudinella tridentata</i>		x			x	
Trichocercidae						
<i>Trichocerca bicristata</i>		x	x	x	x	x
<i>Trichocerca cylindrica</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca inermis</i>			x			x
<i>Trichocerca pusilla</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca similis</i>	x		x		x	
Trichotriidae						
<i>Trichotria tetractis</i>		x				
Trochosphaeridae						
<i>Filinia opoliensis</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Filinia pejleri</i>		x	x	x		x
Filo: ARTHROPODA						
Classe: BRANCHIOPODA						
Ordem: DIPLOSTRACA						
Bosminidae						
<i>Bosmina hagdmani</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Bosmina tubicen</i>	x	x	x	x	x	x
Chydoridae						
<i>Alona guttata</i>		x				
<i>Alona ossiani</i>	x			x		
<i>Chydorus eurynotus</i>	x	x				
<i>Disparalona dadayi</i>	x	x	x		x	x
<i>Graptoleberis occidentalis</i>					x	
<i>Oxyurella longicaudis</i>					x	
Daphniidae						
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Daphnia gessneri</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Simocephalus serrulatus</i>					x	
Ilyocryptidae						
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	x	x	x	x	x	
Macrothricidae						

Tabela 7. Presença e lista de espécies da comunidade zooplancônica encontrada nos pontos de coleta da represa do Lobo. Continuação.

<i>Macrothrix flabelligera</i>		x	x			
Moinidae						
<i>Moina micrura</i>	x	x				
Sididae						
<i>Diaphanosoma birgei</i>	x	x	x	x	x	x
Filo: ARTHROPODA						
Classe: MAXILLOPODA						
Ordem: CALANOIDA						
<i>nauplius</i>	x	x	x	x	x	x
copepodito	x	x	x	x	x	x
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>	x		x	x		x
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	x	x	x	x	x	x
Ordem: CYCLOPOIDA						
náuplio	x	x	x	x	x	x
copepodito	x		x	x	x	x
<i>Mesocyclops ogunnus</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x	x				
<i>Thermocyclops minutus</i>				x		x

Dos pontos de coleta amostrados, a maior riqueza de espécies foi obtida em R2 em janeiro/2011 (28 espécies), enquanto que a menor riqueza (12 espécies), ocorreu em R3 em julho/2010. O maior índice de diversidade (H' : 1,14) e equitabilidade (J' : 0,85) e menor índice de dominância (D' : 0,09) foi obtido em R1 em janeiro/2011. Em julho/2010 verificou-se a menor equitabilidade (J' : 0,48) e o maior índice de dominância (D' : 0,40) em R2. O menor índice de diversidade (H' : 0,59) foi registrado em R6, no mês de julho/2010 (Tabela 8).

Tabela 8. Riqueza e índices biológicos (diversidade, equitabilidade e dominância) da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta amostrados na represa do Lobo.

Ponto/período	Riqueza	Diversidade (H')	Equitabilidade (J')	Dominância (D _{bp} ')
abr/10	21	0,8915	0,6377	0,3006
jul/10	18	0,7079	0,5639	0,5086
R1 out/10	19	0,8409	0,6576	0,4298
jan/10	21	1,1399	0,8491	0,2083
	46	1,1767	0,7077	0,149
abr/10	20	0,8054	0,619	0,433
jul/10	18	0,6072	0,4837	0,5919
R2 out/10	22	1,0344	0,7706	0,2489
jan/10	28	0,9801	0,6773	0,3187
	45	1,1182	0,6764	0,1258
abr/10	23	0,9348	0,6773	0,3429
jul/10	12	0,6686	0,6002	0,5595
R3 out/10	16	0,8125	0,6673	0,4351
jan/10	22	1,0221	0,7506	0,2411
	35	1,1852	0,7628	0,0996
abr/10	24	11,194	0,8111	0,2208
jul/10	16	0,8787	0,7297	0,2869
R4 out/10	17	0,8922	0,7251	0,3582
jan/10	21	1,0589	0,8008	0,1556
	32	1,246	0,8278	0,0725
abr/10	25	0,9564	0,6841	0,3097
jul/10	16	0,6189	0,514	0,4266
R5 out/10	21	0,8551	0,6467	0,4286
jan/10	18	0,861	0,6859	0,3786
	34	1,0367	0,6769	0,1182
abr/10	22	0,943	0,7024	0,3976
jul/10	13	0,5933	0,5326	0,3361
R6 out/10	15	0,8633	0,734	0,3311
jan/10	16	0,6409	0,5323	0,5475
	28	1,0888	0,7524	0,1563

Através da análise de agrupamento Cluster (Figura 18), pode ser observada uma maior similaridade entre os pontos de coleta durante o mesmo período do que entre os

mesmos pontos de coleta em períodos diferentes, evidenciando a grande influência do regime climático na estruturação da comunidade zooplanctônica nesse ambiente.

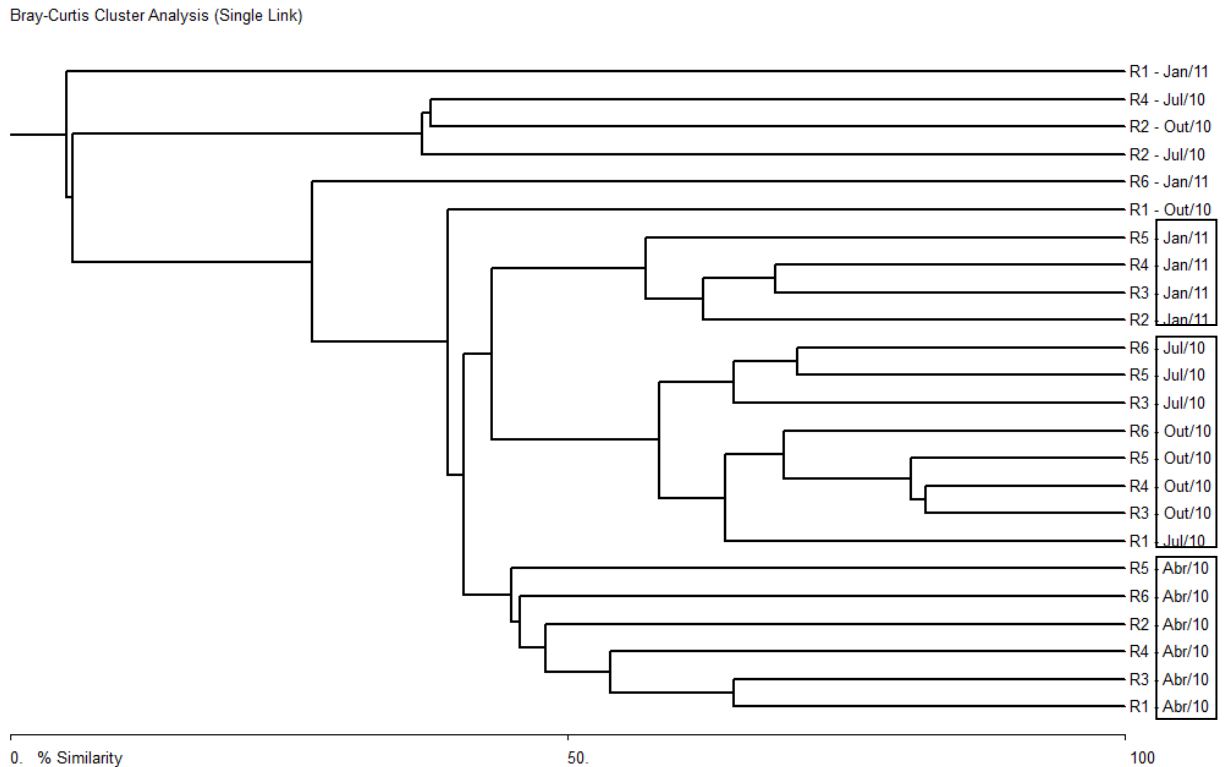


Figura 18. Análise de agrupamento Cluster da similaridade de espécies entre os pontos de coleta da represa do Lobo e os períodos amostrados.

Em relação à abundância relativa de Rotifera, Cladocera e Copepoda (Figura 19, 20, 21 e 22) em quase todos os pontos de coleta amostrados verificou-se maior abundância do grupo Rotifera nos quatro meses de coleta. Além dos rotíferos, os copépodos foram mais abundantes em R4 e R6 no mês de abril/2010, em R1 e R2 no mês de outubro/2010 e em R3, R4 e R5 no mês de janeiro/2011. O grupo Cladocera foi mais abundante apenas em R6, no mês de julho/2010.

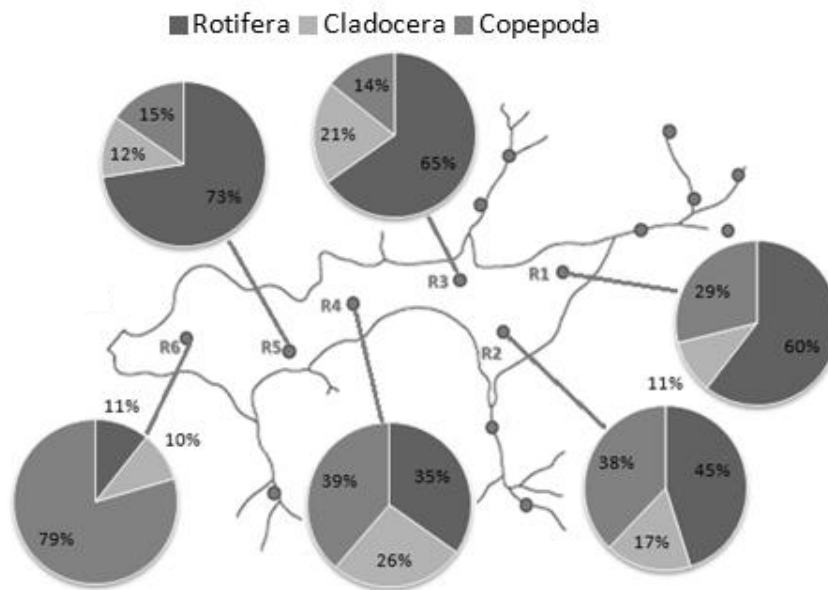


Figura 19. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em abril de 2010.

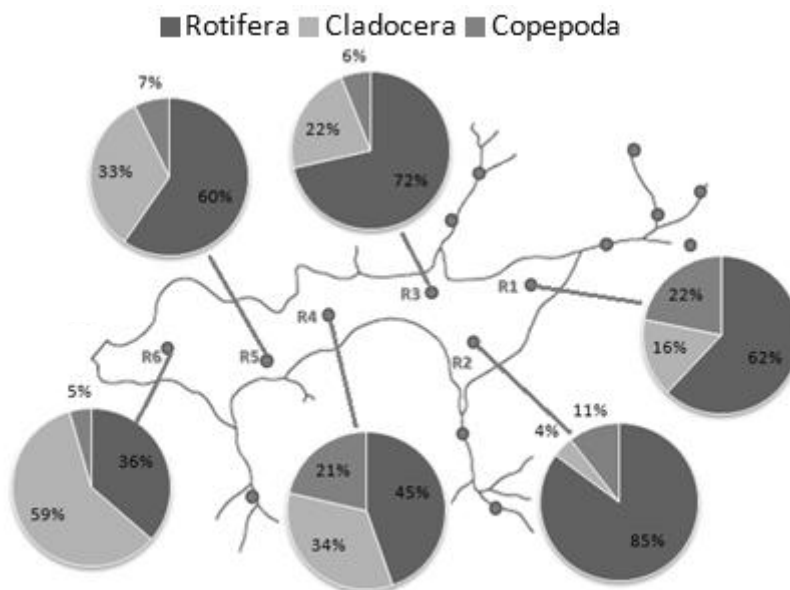


Figura 20. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em julho de 2010.

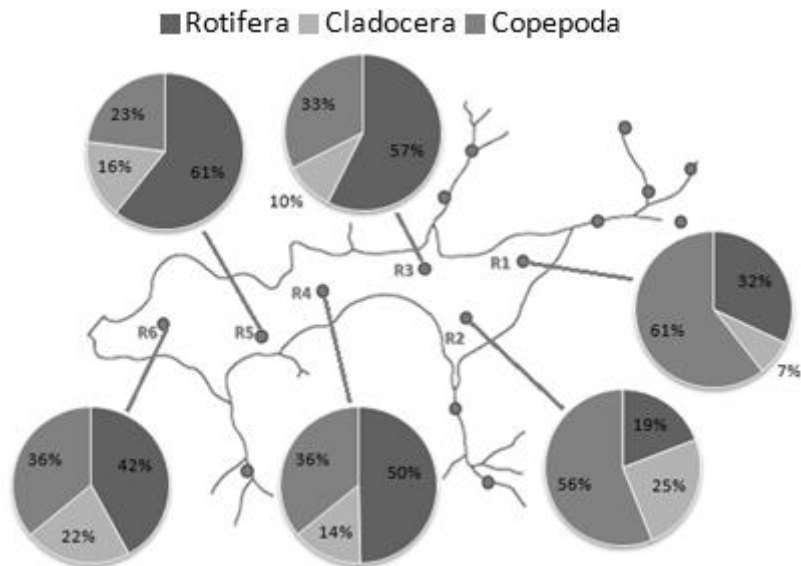


Figura 21. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em outubro de 2010.

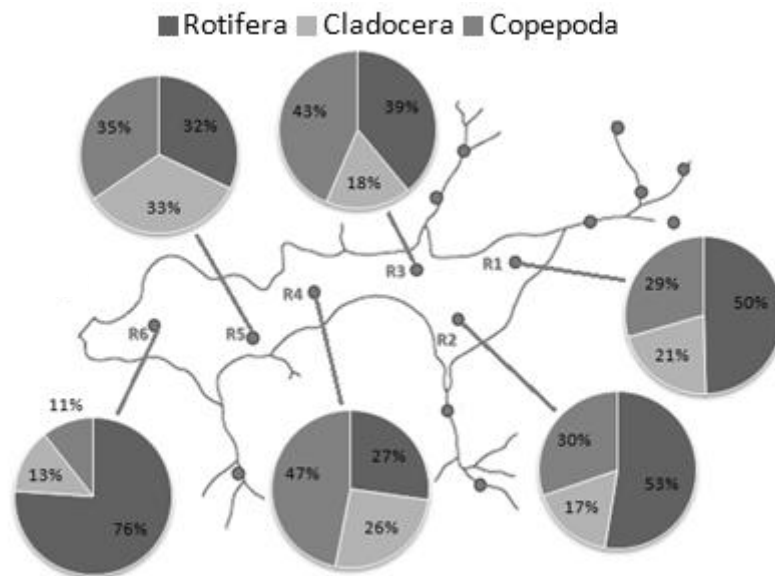


Figura 22. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta da represa do Lobo em janeiro de 2011.

A densidade total da comunidade zooplanctônica não diferiu significativamente entre os pontos de coleta e entre os períodos de amostragem (Figura 23).

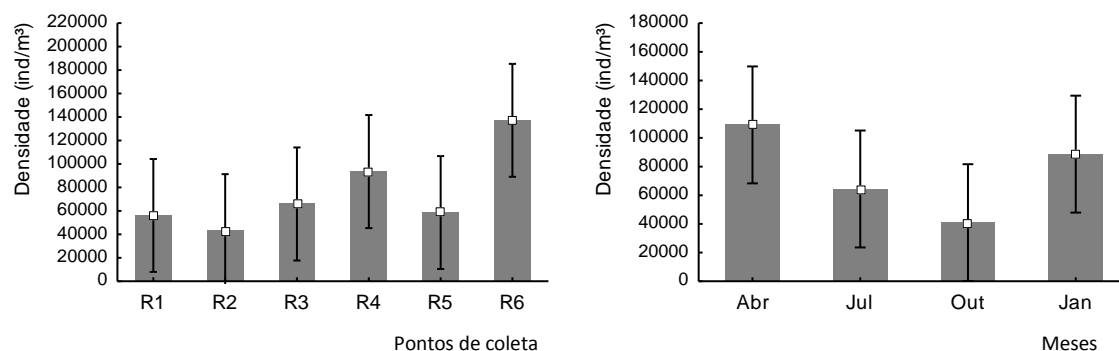


Figura 23. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão da densidade total da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta da represa do Lobo e períodos amostrados.

5.4. Variáveis físicas, químicas e biológicas da água nos tributários

Na Figura 24 é representada a variação dos dados limnológicos (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura, material em suspensão e clorofila *a*) entre os diversos pontos de coleta dos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo. As variáveis temperatura da água e concentração de material em suspensão não apresentaram diferenças significativas entre os pontos de coleta amostrados. A temperatura variou de 12,73°C em I1, no mês de julho/2010, a 26,10°C em I1 e CP, no mês de janeiro/2011, enquanto que a concentração de material em suspensão variou de 1,21 mg/L (CP em julho/2010) a 79,02 mg/L (I1 em janeiro/2011). A concentração da clorofila *a* apresentou maiores concentrações em JG (média de 33,8 µg/L) em relação aos demais pontos de coleta (I2, RL1, RL2, ABL2, G1, G2 e CP).

De acordo com a resolução CONAMA 357/05, quase todos os pontos de coleta amostrados estão dentro dos limites propostos para ambientes classificados como Classe 2, com exceção de AB/L2 que apresentou concentrações de oxigênio dissolvido menores que 5 mg/L, e JG, que apresentou concentrações de clorofila *a* maiores que 30 µg/L.

A média da concentração de material em suspensão nos tributários foi de 13,36 mg/L e variou de 1,21 mg/L em CP, em julho/2010, a 79,02 mg/L em I1, em janeiro/2011.

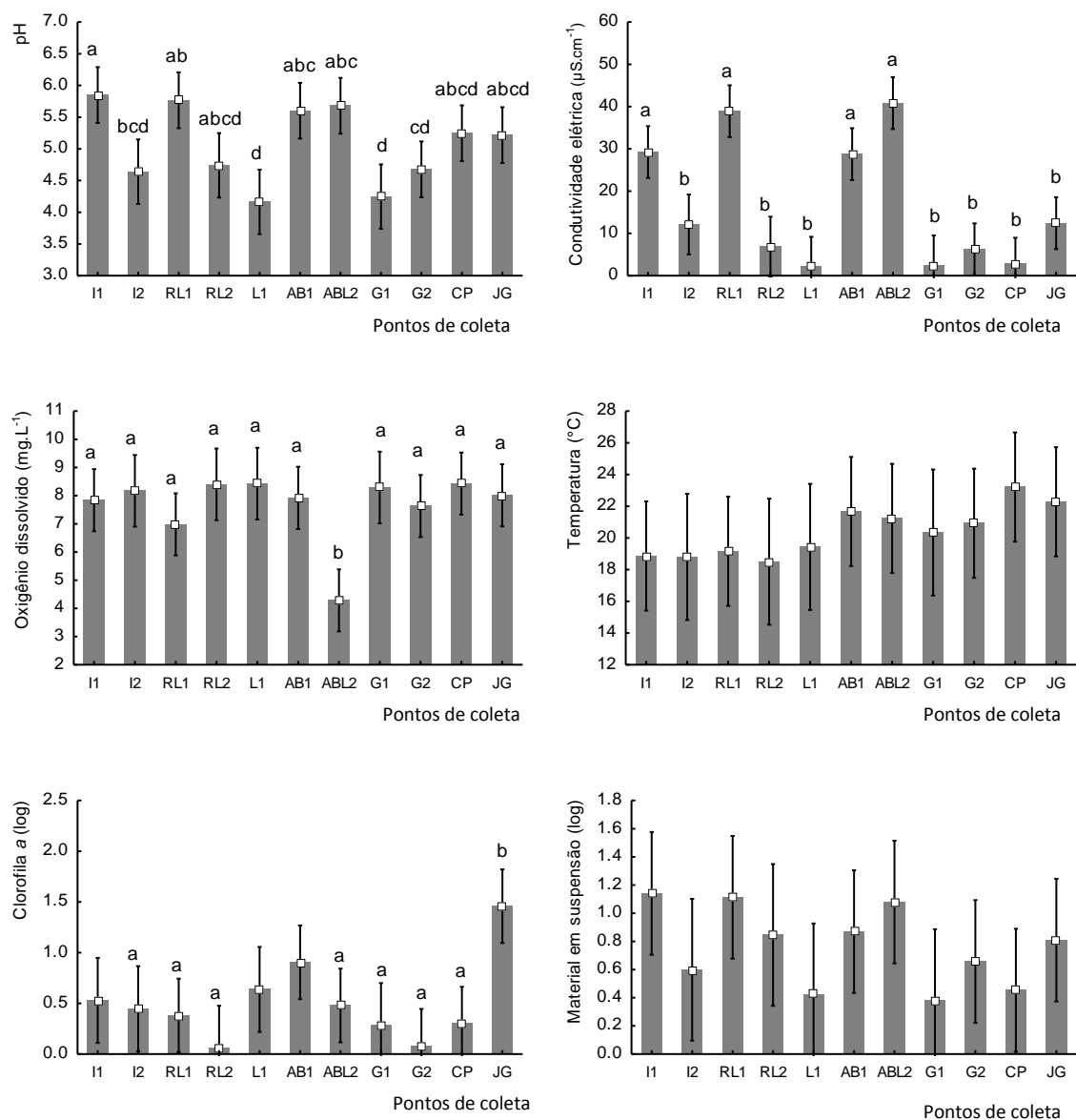


Figura 24. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água, concentração de clorofila *a* e material em suspensão) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo. Para abreviações dos tributários ver Figura 2.

Da concentração total de material em suspensão, com exceção de CP e JG, a porcentagem de material em suspensão inorgânico foi maior que o orgânico, conforme Figura 25.

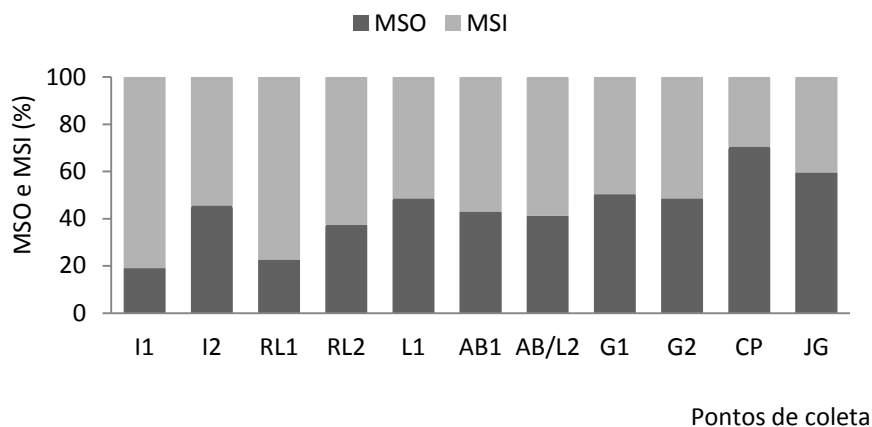


Figura 25. Porcentagem de material em suspensão orgânico (MSO) e material em suspensão inorgânico (MSI) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo.

Na Figura 26 é representada a variação das concentrações dos nutrientes (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, fósforo total e silicato) encontrados nos diversos pontos de coleta dos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo. Pode-se observar que, de uma forma geral, que os maiores valores médios das concentrações de praticamente todos os nutrientes ocorreram em AB/L2, com exceção de silicato reativo, que apresentou maiores concentrações em AB1 (0,68 mg/L) e JG (10,73 mg/L).

Em relação ao CONAMA 357/05, a maioria das concentrações de nutrientes está dentro dos limites para a classificação de Classe 2, com exceção da concentração de fósforo total, que apresentou valores maiores que 50 µg/L para a maioria dos pontos, exceto em L1 e CP.

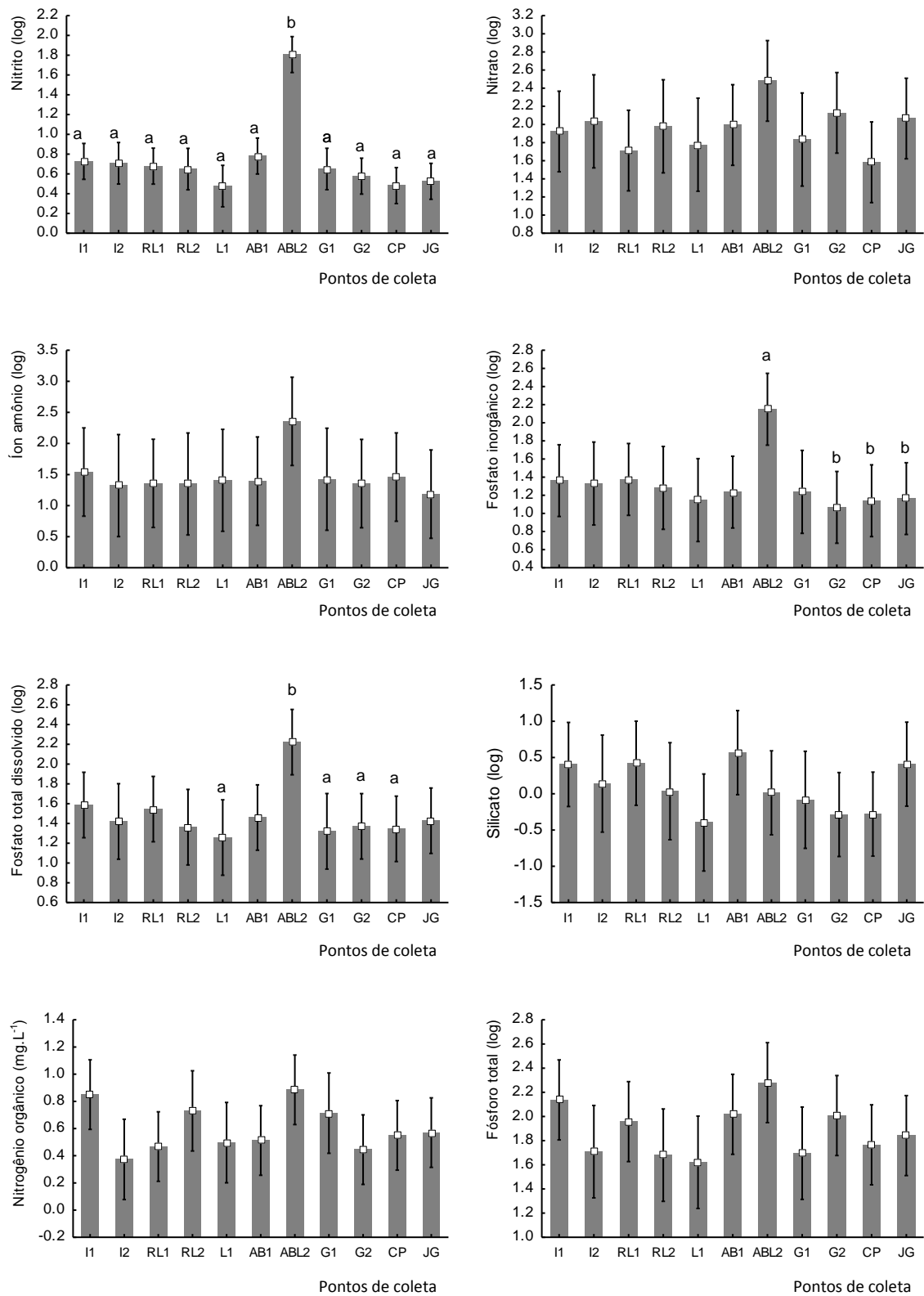


Figura 26. Análise de variância (ANOVA) e desvio padrão da concentração dos nutrientes (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, fósforo total e silicato) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo.

Na Figura 27 são representadas as variações das concentrações de metais (Chumbo, Níquel, Ferro, Magnésio e Zinco) encontradas nos diversos pontos de coleta dos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo, verificando-se que Cádmio, Cobre e Cromo não foram detectados durante o estudo. Apesar do metal Manganês ter sido registrado em RL1, RL2, AB1, AB/L2 e G2 em abril/2010 e G2 em julho/2010, e o Cobalto em G2 no mês de abril/2010, não foi possível aplicar o teste ANOVA para estes metais, em função de muitos valores de concentração terem sido iguais a “zero”. Dos cinco metais analisados, somente foi observada diferença significativa entre os pontos de coleta para Magnésio, onde as maiores concentrações médias foram encontradas em I1 (1,45 mg/L), RL1 (1,98 mg/L), AB1 (0,68 mg/L) e AB/L2 (0,56 mg/L) e as menores concentrações em G1 (0,10 mg/L) e CP (0,12 mg/L).

Em relação às concentrações de metais, pode-se observar que muitos pontos de coleta foram maiores que os valores permitidos pela CONAMA 357/05 para ambientes de Classe 2. Para o Chumbo, apenas em I1 verificou-se valores dentro dos limites da resolução (0,01 mg/L Pb) em todos os períodos analisados. Já para as concentrações do Ferro, somente em G1 verificou-se adequação aos limites (0,3 mg/L Fe). Para Níquel, nos pontos de coleta I1, I2, G1, G2, CP e JG as concentrações estiveram acima do valor estipulado pelo CONAMA (0,025 mg/L Ni), enquanto que para o metal Zinco, os pontos de coleta que apresentaram concentrações acima do recomendado (0,18 mg/L Zn) foram RL1, L1, AB/L2 e JG. Para os metais Manganês (0,1 mg/L Mn) e Cobalto (0,05 mg/L Co) os valores obtidos estiveram dentro do estabelecido pela resolução.

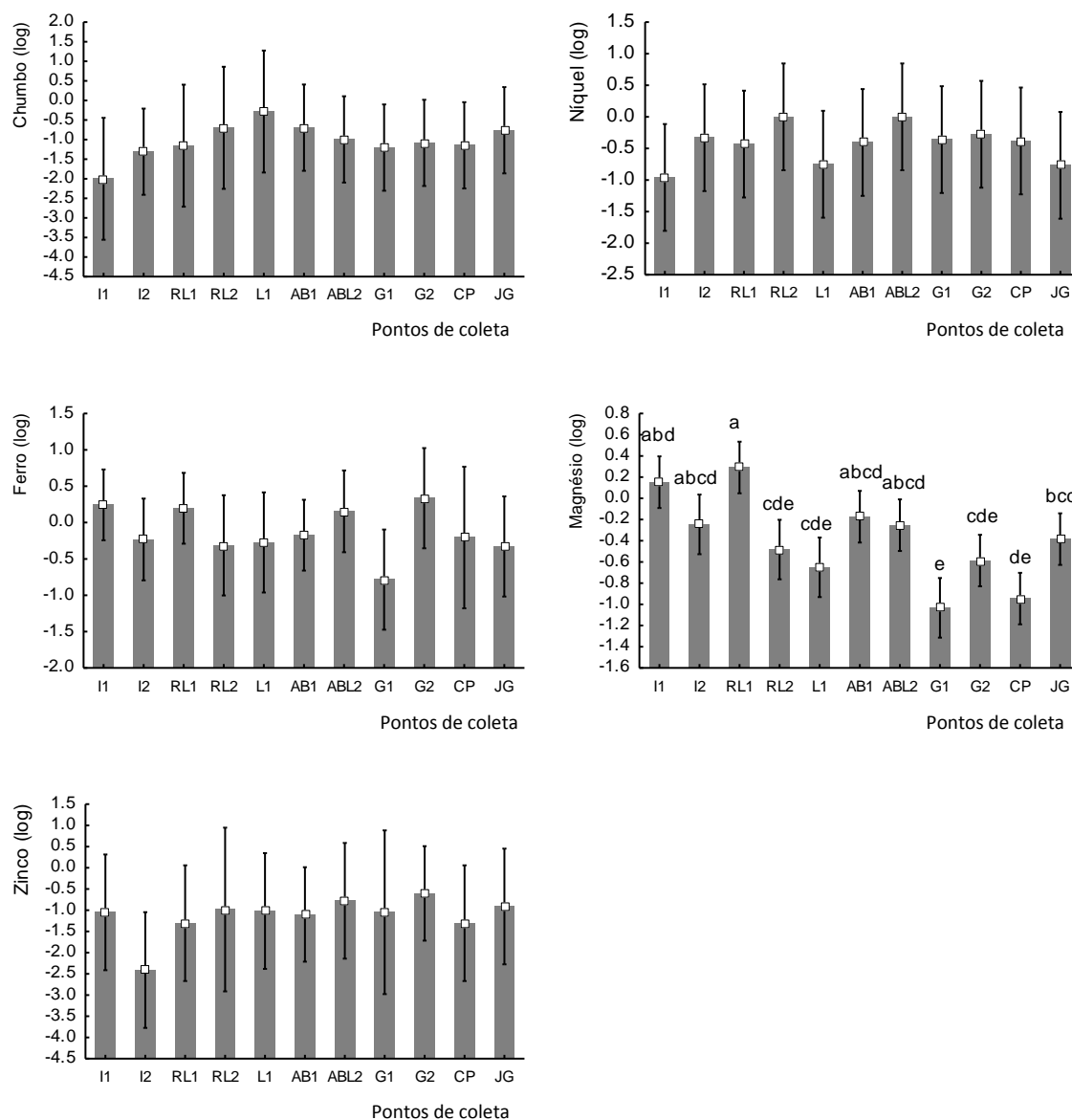


Figura 27. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão das concentrações de metais (Chumbo, Níquel, Ferro, Magnésio e Zinco) nos diferentes pontos de coleta distribuídos nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo.

5.4.1. Índice de estado trófico dos tributários

A caracterização trófica dos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo está representada pelas Figuras 28, 29 e 30. De acordo com o índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983), pode-se observar que, com exceção do ponto de coleta I1 em julho/2010, todos os demais foram classificados como mesotrófico ou eutrófico. Em AB/L2 e JG foram registrados o maior grau de trofia, sendo classificados como eutrófico nos quatro períodos analisados. Por sua vez, RL2 foi

o único ponto de coleta que foi classificado como mesotrófico em todos os meses analisados (Figura 28).

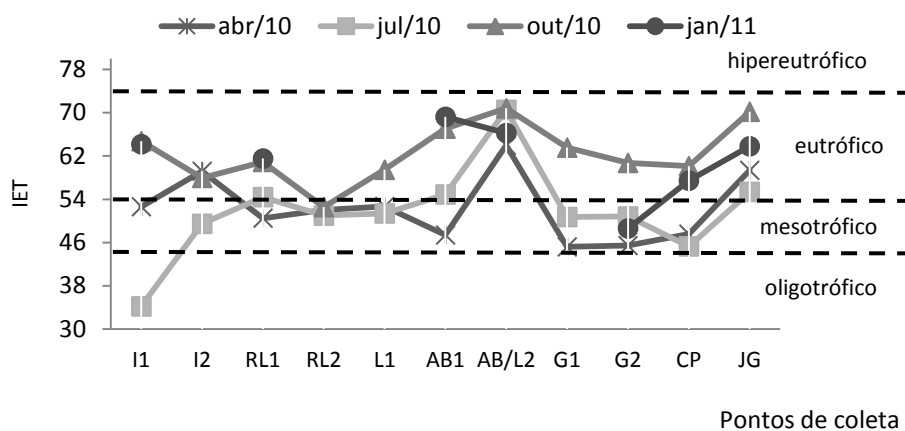


Figura 28. Índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo et al (1983) obtidos nos diferentes pontos de coleta dos tributários da bacia hidrográfica do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

Através do índice de estado trófico de Salas e Martino (1981) pode-se observar o mesmo padrão obtido anteriormente, ou seja, maiores valores nos meses de janeiro/2011 e outubro/2010, classificando os tributários como hipereutróficos. Por sua vez, nos demais meses alguns pontos de coleta foram classificados como hipereutrófico e eutrófico. Em relação a variação espacial, os pontos I1, AB1 e AB/L2 foram classificados como hipereutrófico em todos os períodos amostrados (Figura 29).

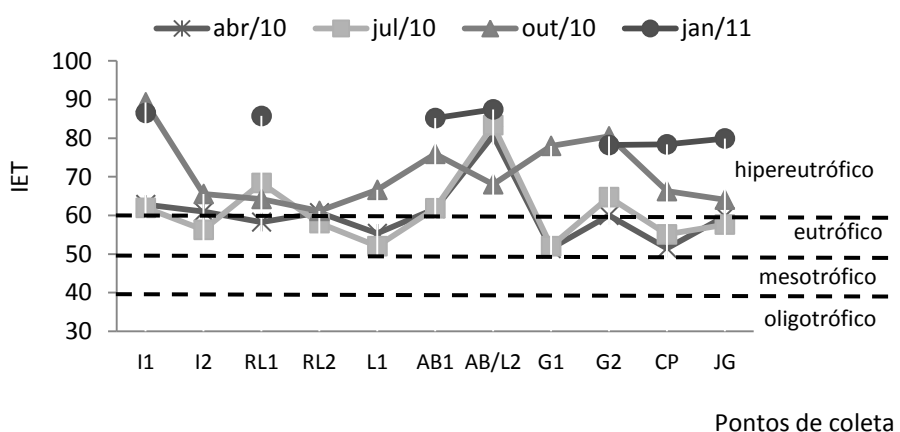


Figura 29. Índice de estado trófico de Salas e Martino (1991) obtido nos diferentes pontos de coleta dos tributários da bacia hidrográfica do Lobo durante o período de estudo. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

O índice proposto por Lamparelli (2004) caracteriza uma maior amplitude na classificação do grau de trofia dos tributários nos períodos analisados, variando de oligotrófico a supereutrófico. O ponto de coleta JG foi classificado como eutrófico em todos os períodos, enquanto que os demais, em algum momento, foram classificados como mesotrófico e/ou oligotrófico. Por sua vez, AB1, no mês de janeiro/2011, foi o único classificado como supereutrófico (65,23) (Figura 30).

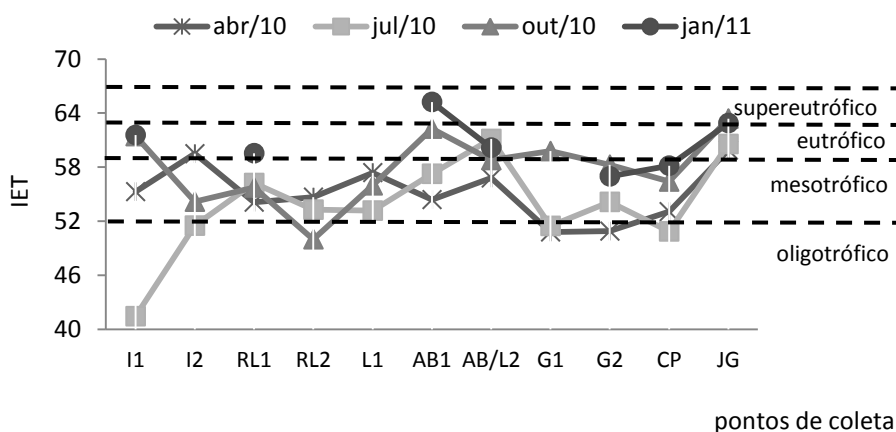


Figura 30. Índice de estado trófico de Lamparelli (2004) obtido nos diferentes pontos de coleta dos tributários da bacia hidrográfica do Lobo durante o período estudado. As linhas tracejadas representam os limites entre as diferentes classificações de grau de trofia.

5.4.2. Variação temporal das variáveis limnológicas dos tributários

Na Tabela 9 são apresentados os resultados das análises de variância dos dados limnológicos nos diferentes períodos analisados. Pode-se observar variações entre os períodos na maioria das variáveis analisadas, exceto condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, clorofila *a*, nitrito e nitrogênio total.

Tabela 9. Análise de variância (ANOVA) com os valores de “p” e “F” e as diferenças significativas das variáveis limnológicas nos diferentes períodos de coleta analisados.

Variável	F	p	Diferenças significativas
pH	3,8804	0,01677	Abr ^a Jul ^{ab} Out ^b Jan ^b
Condutividade elétrica	0,12778	0,94301	-
Oxigênio dissolvido	2,5684	0,06950	-
Temperatura da água	31,491	0,00000	Abr ^a Jul ^b Out ^c Jan ^d
Clorofila <i>a</i>	0,22543	0,87807	-
Material em suspensão	7,5367	0,00049	Abr ^{ab} Jul ^a Out ^a Jan ^b
Nitrito	0,46087	0,71134	-
Nitrato	11,173	0,00003	Abr ^{ab} Jul ^a Out ^{bc} Jan ^c
Íon amônio	6,5396	0,00121	Abr ^a Jul ^{bc} Out ^{ab} Jan ^c
Nitrogênio total	0,69010	0,56405	-
Fósforo total	14,969	0,00000	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^c
Fosfato inorgânico	8,9517	0,00015	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^{ab}
Fosfato total dissolvido	11,110	0,00003	Abr ^a Jul ^a Out ^b Jan ^b
Silicato	2,8728	0,04964	Abr ^{ab} Jul ^a Out ^b Jan ^{ab}

Para melhor visualização da diferença temporal, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (Figura 31), onde se observa um agrupamento dos meses de abril e julho, característicos dos períodos seco e intermediário. Esses meses apresentaram menores valores de pH, condutividade elétrica, nitrito, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido, fósforo total e temperatura e maiores valores de oxigênio dissolvido, nitrato, amônio e nitrogênio total.

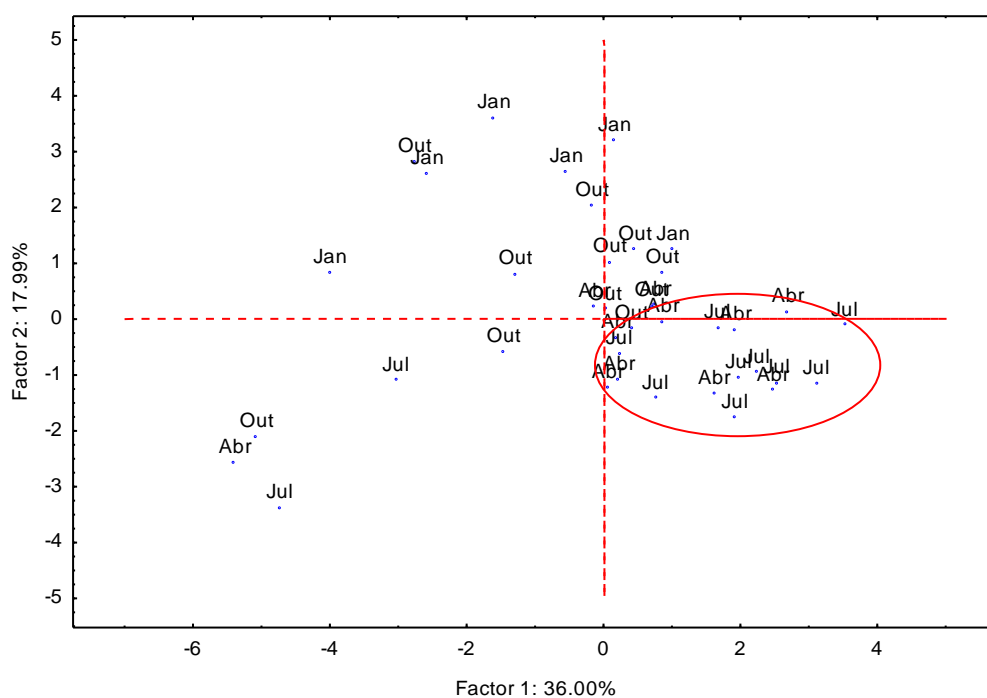


Figura 31. Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis limnológicas nos períodos amostrados, com Componente 1 (-0,32 pH -0,34 condutividade elétrica +0,36 oxigênio dissolvido -0,34 nitrito -0,36 fosfato inorgânico -0,39 fosfato total dissolvido -0,34 fósforo total) e Componente 2 (+0,37 temperatura -0,53 nitrato -0,35 íon amônio -0,30 nitrogênio total).

5.4.3. Comunidade zooplanctônica dos tributários

A comunidade zooplanctônica nesses sistemas lóticos foi composta por um total de 93 espécies, sendo 68 do grupo Rotifera, 21 do grupo Cladocera e 4 do grupo Copepoda (Tabela 10). Dentre as espécies encontradas, 10 foram consideradas constantes nestes ambientes, aparecendo em pelo menos 75% dos pontos amostrados: *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella tropica*, *Platyas quadricornis*, *Lecane bulla*, *Lecane lunaris*, do grupo Rotifera, *Acroperus tupinamba*, *Alona guttata*, *Disparalona dadayi*, *Ilyocryptus spinifer*, do grupo Cladocera e *Mesocyclops ogunnus*, do grupo Copepoda.

Tabela 10. Presença e lista de espécies da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados.

	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	ABL2	G1	G2	CP	JG
Filo: ROTIFERA											
Classe: EUROTATORIA											
Ordem: PLOIMA											
Asplanchnidae											
<i>Asplanchna</i> sp			x								
Brachionidae											
<i>Anuraeopsis fissa</i>				x			x				
<i>Brachionus calyciflorus</i>						x					
<i>Brachionus dolabratus</i>	x										
<i>Brachionus falcatus</i>	x		x			x					
<i>Brachionus mirus</i>	x		x		x	x					x
<i>Brachionus patulus</i>	x		x			x	x				
<i>Brachionus quadridentatus</i>						x					
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Keratella americana</i>	x				x	x		x			x
<i>Keratella cochlearis</i>		x		x		x	x	x			x
<i>Keratella tropica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Notholca acuminata</i>		x					x				
<i>Notholca cornuta</i>				x							
<i>Platylabus leloupi</i>	x						x				
<i>Platylabus quadricornis</i>	x	x	x	x	x	x	x		x		x
Collotheceidae											
<i>Collotheca</i> sp											x
Conochilidae											
<i>Conochilus coenobasis</i>						x	x				x
Epiphanidae											
<i>Epiphanes macrourus</i>	x	x				x					x
Euchlanidae											
<i>Dipleuchlanis propatula</i>			x						x	x	
<i>Euchlanis dilatata</i>	x		x			x	x	x			x
<i>Euchlanis meneta</i>	x	x	x				x				
<i>Euchlanis triquetra</i>			x								
Flosculariidae											
<i>Ptygura libera</i>		x									x
Gastropodidae											
<i>Gastropus</i> sp		x	x			x					
Hexarthridae											
<i>Hexarthra intermedia</i>											x
Lecanidae											
<i>Lecane bulla</i>	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Lecane crepida</i>				x							

Tabela 10. Presença e lista de espécies da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados. Continuação.

<i>Lecane hamata</i>							x				
<i>Lecane leontina</i>			x						x		
<i>Lecane ludwigi</i>							x				
<i>Lecane luna</i>	x		x			x	x		x	x	x
<i>Lecane lunaris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lecane proiecta</i>						x					x
<i>Lecane signifera</i>					x				x	x	x
<i>Lecane stenroosi</i>	x										
Lepadellidae											
<i>Colurella uncinata</i>	x	x			x		x		x		
<i>Lepadella minuta</i>			x								
<i>Lepadella ovalis</i>							x				
<i>Lepadella patella</i>	x	x	x	x	x	x	x			x	
<i>Squatinella mutica</i>								x	x	x	
Mytilinidae											
<i>Lophocaris salpina</i>		x					x				
<i>Mytilina mucronata</i>	x						x				
<i>Mytilina ventralis</i>	x			x			x				
Notommatidae											
<i>Cephalodella gibba</i>		x	x						x		x
<i>Cephalodella exigua</i>	x						x			x	
<i>Cephalodella hyalina</i>	x										
<i>Cephalodella mucronata</i>			x								
<i>Monommata maculata</i>	x		x				x		x		
<i>Notommata copeus</i>		x									
<i>Notommata pachyura</i>							x				x
Proalidae											
<i>Proales</i> sp	x		x			x		x			
Synchaetidae											
<i>Polyarthra vulgaris</i>	x			x		x	x				x
Testudinellidae											
<i>Testudinella parva</i>		x								x	
<i>Testudinella patina</i>		x		x		x	x		x	x	
<i>Testudinella mucronata</i>	x										
<i>Testudinella tridentata</i>											x
Trichocercidae											
<i>Trichocerca bidens</i>	x		x								
<i>Trichocerca bicristata</i>	x					x					
<i>Trichocerca cylindrica</i>	x		x			x					x
<i>Trichocerca inermis</i>											x
<i>Trichocerca pusilla</i>	x					x					
<i>Trichocerca similis</i>						x					x

Tabela 10. Presença e lista de espécies da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados. Continuação.

<i>Trichocerca tigris</i>						x			x		
Trichotriidae											
<i>Macrochaetus collinsi</i>		x									
<i>Trichotria tetractis</i>	x	x		x			x				
Trochosphaeridae											
<i>Filinia opoliensis</i>	x		x								x
<i>Filinia pejeri</i>	x					x	x		x	x	x
Filo: ARTHROPODA											
Classe: BRANCHIOPODA											
Ordem: DIPLOSTRACA											
Bosminidae											
<i>Bosmina hagemanni</i>	x		x	x		x	x		x	x	x
<i>Bosmina tubicen</i>	x										x
<i>Bosminopsis deitersi</i>	x				x	x			x	x	
Chydoridae											
<i>Acroperus tupinamba</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Alona guttata</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alona ossiani</i>		x	x	x	x		x		x	x	x
<i>Anthalona verrucosa</i>		x			x		x	x	x	x	x
<i>Chydorus eurynotus</i>		x	x	x							
<i>Chydorus pubescens</i>							x				
<i>Disparalona dadayi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Ephemeroporus hybridus</i>		x	x				x	x			
<i>Leydigopsis ornata</i>				x				x			
Daphniidae											
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>						x	x				x
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	x		x			x	x				x
<i>Daphnia gessneri</i>	x					x				x	x
<i>Simocephalus serrulatus</i>	x					x			x		
Ilyocryptidae											
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Macrothricidae											
<i>Macrothrix flabelligera</i>	x	x	x	x	x	x	x				
Moinidae											
<i>Moina micrura</i>	x		x			x	x				
Sididae											
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>						x					x
<i>Diaphanosoma birgei</i>						x				x	x
Filo: ARTHROPODA											

Tabela 10. Presença e lista de espécies da comunidade zooplanctônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados. Continuação.

Classe: MAXILLOPODA											
Ordem: CALANOIDA											
<i>nauplius</i>	x	x	x		x			x	x	x	x
copepodito			x							x	x
<i>Notodiaptomus iheringi</i>		x							x	x	x
Ordem: CYCLOPOIDA											
<i>nauplius</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
copepodito	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Mesocyclops ogunnus</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x						x			x	x
<i>Thermocyclops minutus</i>			x		x	x	x				

Dos pontos de coleta amostrados, verificou-se que JG no mês de outubro/2010 e AB1 no mês de julho/2010 foram os que apresentaram maior número de espécies, com um total de 30 e 25, respectivamente. Por sua vez, G1, com 4 espécies no mês de abril/2010, e com 5 espécies no mês de julho/2010, foi o que apresentou menor riqueza. O ponto de coleta I1 no mês de abril/2010 apresentou a maior diversidade (H' : 1,17), maior equitabilidade (J' : 0,95) e menor dominância (D' : 0,04), enquanto que AB1 no mês de outubro/2010 apresentou os menores valores de diversidade (H' : 0,27) e equitabilidade (J' : 0,23) e a maior dominância (D' : 0,78) (Tabela 11).

Tabela 11. Riqueza e índices biológicos (diversidade, equitabilidade e dominância) da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta dos sistemas lóticos amostrados.

Ponto/período	Riqueza	Diversidade (H')	Equitabilidade (J')	Dominância (D _{bp} ')	
I1	abr/10	17	1,1721	0,9526	0,16
	jul/10	8	0,6967	0,7715	0,4783
	out/10	17	0,8231	0,669	0,4193
	jan/10	20	1,0731	0,8248	0,2821
		47	1,1451	0,6848	0,2772
I2	abr/10	13	1,0158	0,9119	0,2188
	jul/10	15	1,0653	0,9058	0,25
	out/10	16	0,9953	0,8266	0,2639
	jan/10	na	na	na	na
		30	1,2497	0,846	0,1397
RL1	abr/10	12	1,0228	0,9477	0,1923
	jul/10	8	0,7151	0,7919	0,3455
	out/10	15	0,8468	0,72	0,3359
	jan/10	18	0,8264	0,6583	0,343
		39	1,154	0,7253	0,184
RL2	abr/10	9	0,8986	0,9417	0,2143
	jul/10	6	0,726	0,9329	0,3077
	out/10	15	1,0054	0,8548	0,2333
	jan/10	na	na	na	na
		23	1,0054	0,8635	0,1609
L1	abr/10	11	0,5645	0,542	0,6852
	jul/10	10	0,8927	0,8927	0,2903
	out/10	7	0,7559	0,8944	0,2857
	jan/10	na	na	na	na
		19	0,9838	0,7693	0,3491
AB1	abr/10	13	0,9337	0,8382	0,2326
	jul/10	25	0,8698	0,6222	0,3084
	out/10	16	0,2728	0,2266	0,8844
	jan/10	16	0,4671	0,3879	0,7562
		44	0,8756	0,5328	0,1689
ABL2	abr/10	17	0,754	0,6128	0,4238
	jul/10	24	1,0824	0,7842	0,1854
	out/10	18	0,8275	0,6592	0,3913
	jan/10	17	0,4541	0,3691	0,7341
		45	1,0105	0,6112	0,3058
G1	abr/10	4	0,5396	0,8962	0,5

	jul/10	5	0,6198	0,8867	0,4444
	out/10	12	0,6295	0,5833	0,5946
	jan/10	na	na	na	na
		15	0,7943	0,6754	0,4944
G2	abr/10	6	0,6284	0,8075	0,4706
	jul/10	14	0,8287	0,723	0,4179
	out/10	9	0,8626	0,904	0,3158
	jan/10	14	0,8445	0,7368	0,35
		26	1,095	0,7739	0,1718
CP	abr/10	12	0,9323	0,8639	0,2727
	jul/10	15	0,8017	0,6817	0,4384
	out/10	15	0,8272	0,7034	0,3544
	jan/10	12	0,4698	0,4353	0,7017
		26	0,8539	0,6035	0,2991
JG	abr/10	12	0,8259	0,7653	0,4058
	jul/10	19	0,9815	0,7675	0,3511
	out/10	30	1,0455	0,7078	0,2577
	jan/10	13	0,5097	0,4575	0,6048
		42	1,0143	0,6248	0,3464

Através da análise de agrupamento Cluster (Figura 32), não pôde ser observada grande similaridade de espécies entre os pontos de coleta e nem entre os períodos amostrados, mostrando uma maior heterogeneidade na distribuição e composição de espécies entres os ambientes analisados.

Bray-Curtis Cluster Analysis (Single Link)

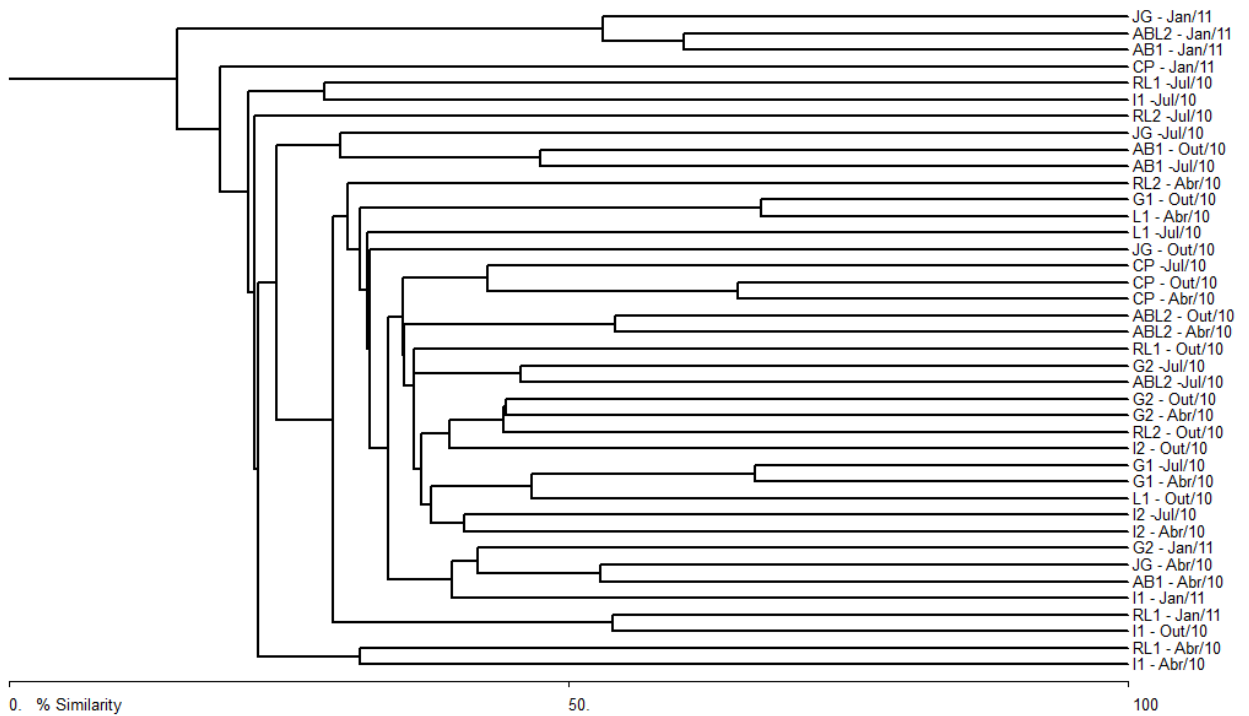


Figura 32. Análise de agrupamento Cluster da similaridade de espécies entre os pontos de coleta dos sistemas lóticos e períodos amostrados.

Essa heterogeneidade na distribuição de espécies entre os pontos de coleta e entre os períodos também pôde ser observada na abundância relativa dos principais grupos zooplancônicos, Rotifera, Cladocera e Copepoda (Figura 33, 34, 35 e 36). Com exceção de AB/L2, que apresentou em todos os períodos analisados maior proporção de rotíferos (61% em abril/2010, 74% em julho/2010, 88% em outubro/2010 e 86% em janeiro/2011), os demais apresentaram diferentes grupos dominantes em cada período.

De uma forma geral, nos meses de abril/ 2010, julho/2010 e janeiro/2011 houve a dominância do grupo Rotifera em um maior número de pontos amostrados (I1, I2, RL1, AB1, AB/L2, G1, JG em abril/2010; I1, I2, RL1, RL2, AB1, AB/L2, G2 e CP em julho/2010 e I1, RL1, AB1, AB/L2, G2 e JG em janeiro/2011) e no mês de outubro/2010, o grupo Copepoda foi o mais abundante (I1, RL1, G1, G2 e JG). Em relação aos cladóceros, esse grupo foi o mais abundante em 4 pontos do mês de abril/2010, 4 em outubro/2010 e 1 em janeiro/2011.

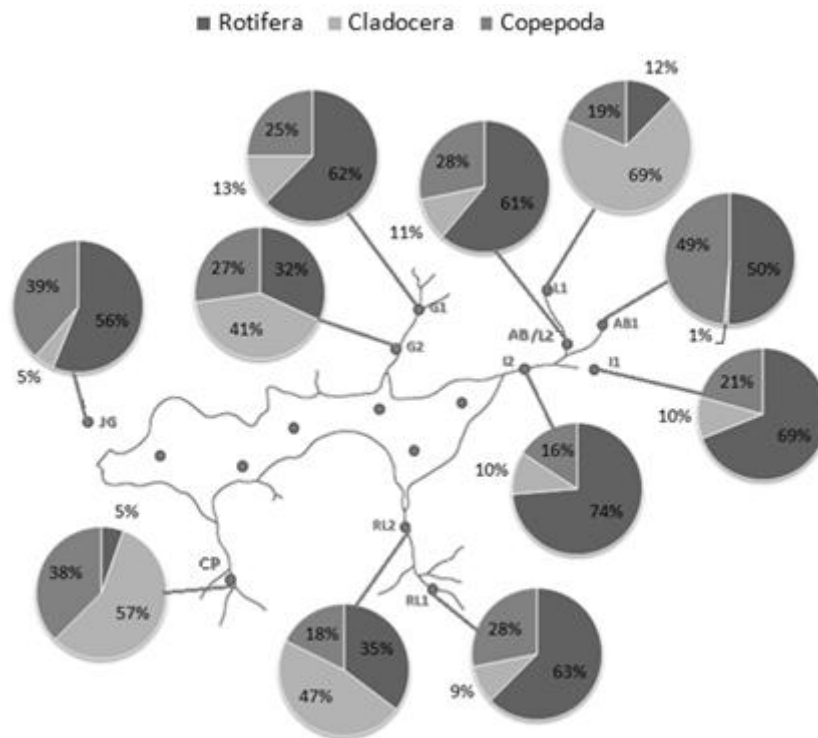


Figura 33. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em abril de 2010.

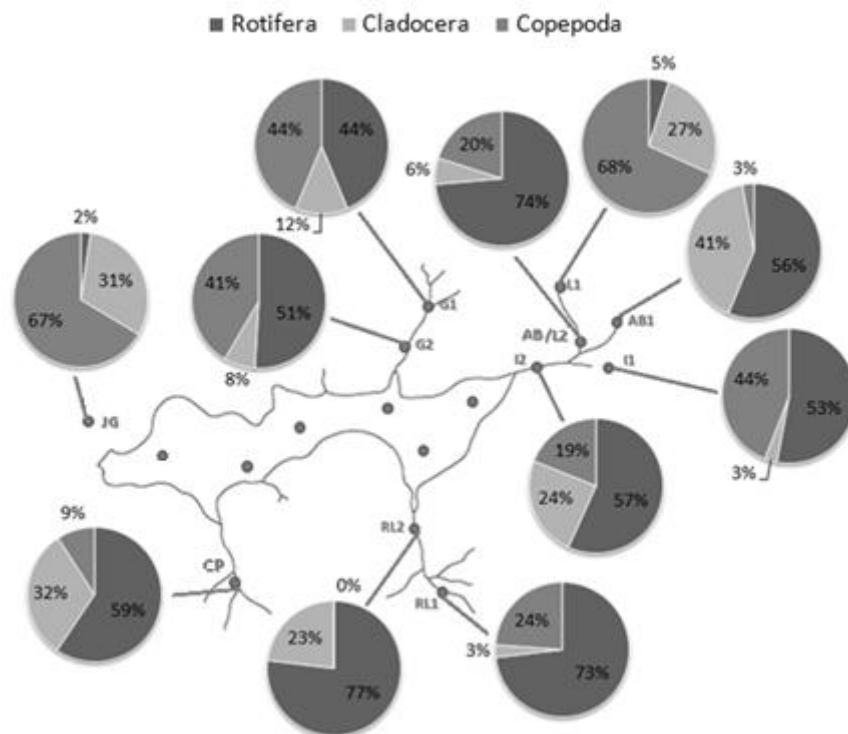


Figura 34. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em julho de 2010.

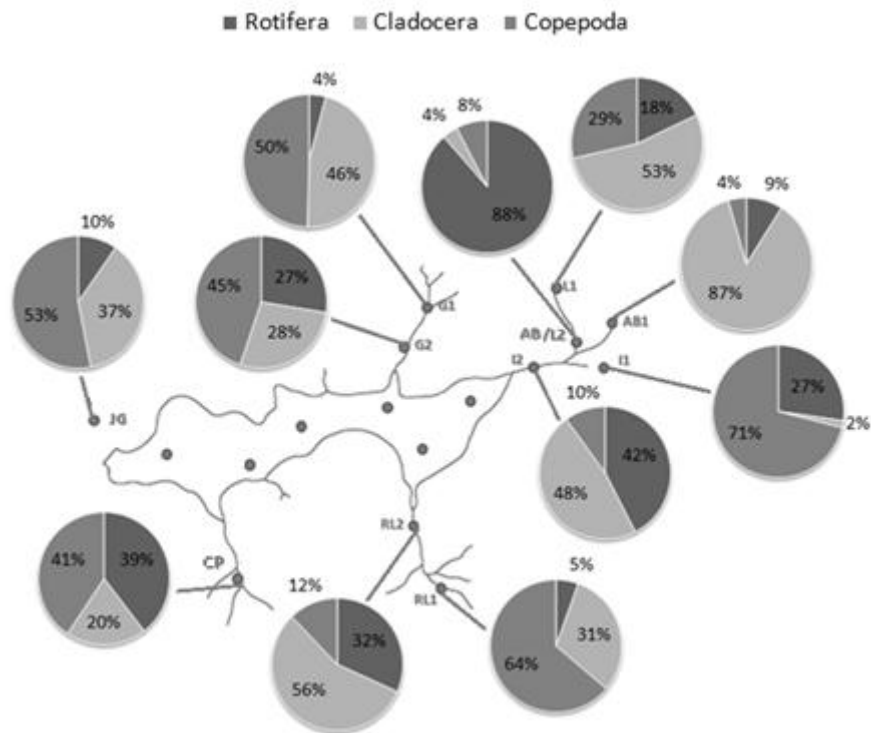


Figura 35. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em outubro de 2010.

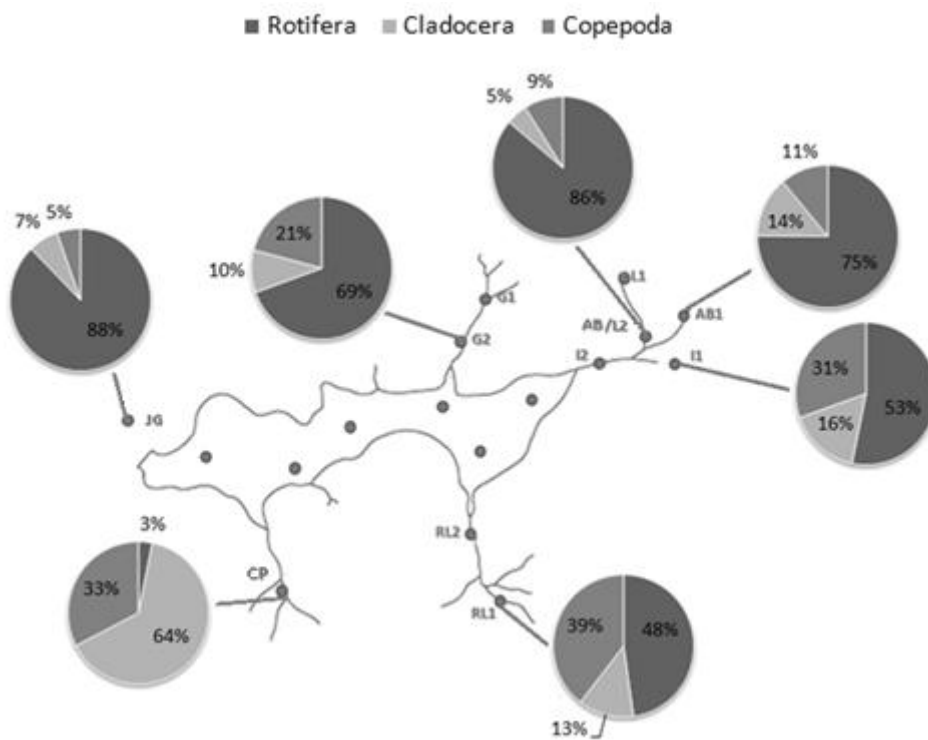


Figura 36. Abundância relativa dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos de coleta dos tributários em janeiro de 2011.

A densidade total da comunidade zooplancônica foi significativamente diferente entre os pontos de coleta dos sistemas lóticos e períodos amostrados (Figura 37). Entre os pontos de coleta, verificou-se em JG densidade média significativamente maior (92.883 ind/m³) que em RL2 (320 ind/m³) e G1 (média de 490 ind/m³), enquanto que, em relação aos períodos amostrados, o mês de janeiro/2011, caracterizando o período chuvoso, apresentou as maiores densidades zooplancônicas (93.886 ind/m³).

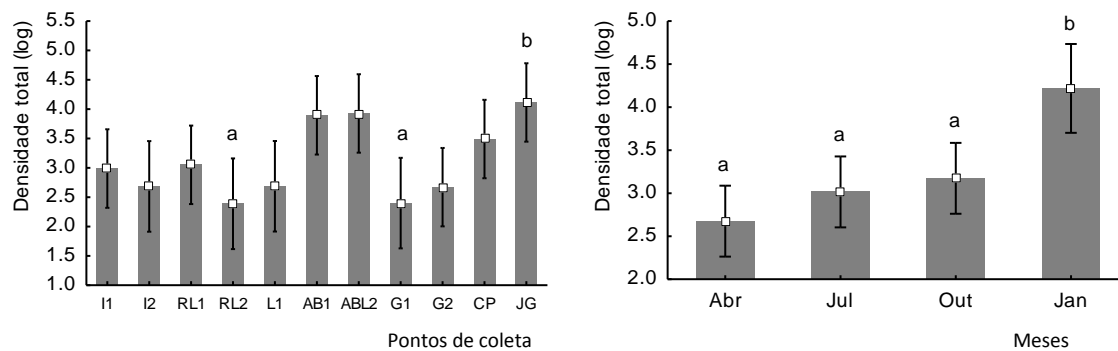


Figura 37. Análise de variância (ANOVA) com desvio padrão da densidade total da comunidade zooplancônica nos pontos de coleta dos tributários e períodos amostrados.

6. DISCUSSÃO

6.1. Processo de eutrofização na represa do Lobo

O estudo ecológico do ecossistema Broa teve início em 1971 com o objetivo de tornar esse ambiente um modelo para regiões tropicais. As boas condições desse reservatório permitiam a sua manutenção como modelo de estudo e delineamento de cadeias alimentares em várias direções as quais ainda não tinham sido afetadas pela poluição (TUNDISI, 1977). A partir deste ano a represa foi intensamente estudada tendo enorme relevância científica e possuindo uma grande quantidade de informações englobando diversas áreas como hidrologia, ecologia, limnologia e comunidades biológicas (Tundisi, 1977; Moraes, 1978; Calijuri, 1985; Whitaker, 1987; Rietzler, 1991; Souza, 1993; Rodríguez, 1997; Leite e Espíndola, 2002; Argenton, 2004; Motheo, 2005; Delello, 2008; Luzia, 2009).

Durante esses 40 anos de pesquisa, foram observadas muitas modificações nas suas propriedades limnológicas, comunidades biológicas e qualidade da água. A Figura 38 apresenta uma síntese das principais alterações que ocorreram na represa do Lobo (Broa) ao longo dos anos de estudo.

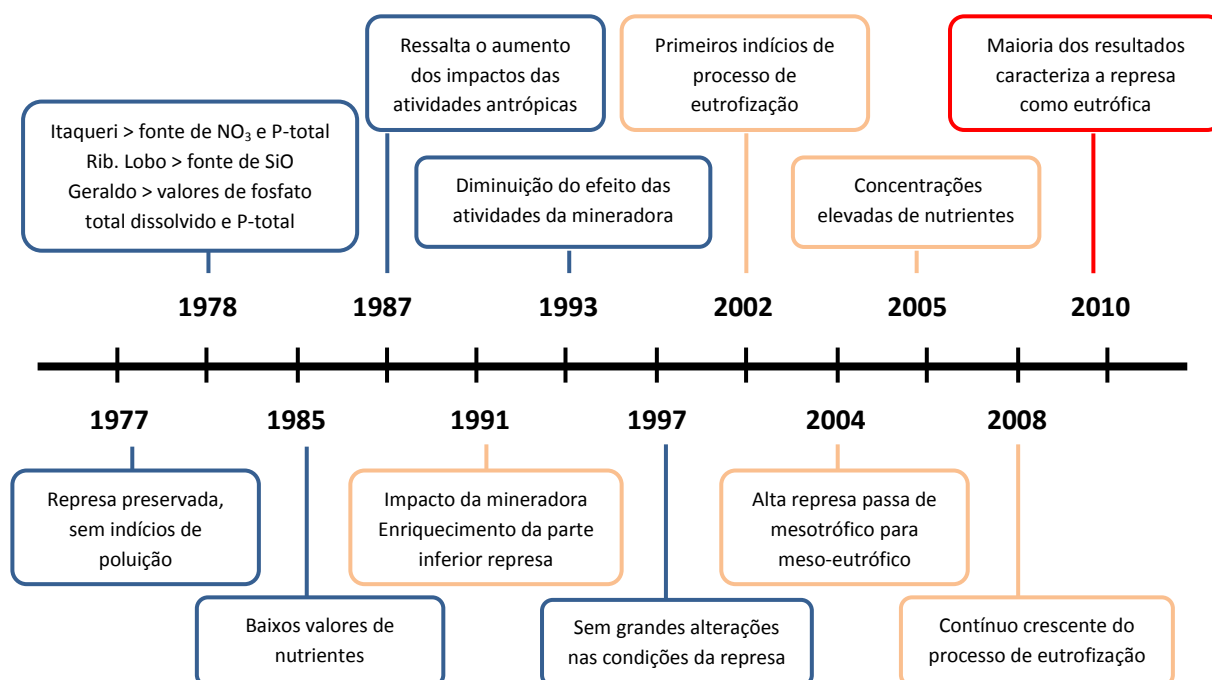


Figura 38. Síntese dos principais modificações que ocorreram na represa do Lobo (Broa) relatadas por estudos do ano de 1977 até 2010. Fonte: Tundisi (1977), Moraes (1978), Calijuri (1985), Whitaker (1987), Rietzler (1991), Souza (1993), Rodríguez (1997), Leite e Espíndola (2002), Argenton (2004), Motheo (2005), Delello (2008) e Luzia (2009).

O trabalho de Tundisi (1977) utilizando dados de 1972 e 1973 contempla umas das primeiras caracterizações da represa, encontrando um ambiente bem preservado, com alta concentração de oxigênio dissolvido durante todo o ano e baixas concentrações de fosfato inorgânico, fósforo total, nitrato e nitrito, classificando o reservatório com meso-oligotrófico. Nesse estudo foi observada, do ponto de vista das variáveis ambientais e produção primária do fitoplâncton, a ocorrência de gradientes horizontais, dividindo o ecossistema em alta represa e baixa represa. Esse padrão foi confirmado por vários trabalhos seguintes (Moraes, 1978; Calijuri, 1985; Whitaker, 1987; Rietzler, 1991; Souza, 1993; Rodríguez, 1997), com a alta represa caracterizando a parte superior do reservatório, de entrada de nutrientes pelos tributários e a baixa represa, região posterior ao limite de distribuição das macrófitas, com condições relativamente constantes devido à função “tampão” da alta represa.

No trabalho de Moraes (1978), foi citada uma contaminação provavelmente oriunda do esgoto da cidade de Itirapina, bem como de um abatedouro desta mesma cidade, para a explicação de valores mais altos da concentração de nitrato no rio Itaqueri, uma vez que os solos formadores da bacia são caracterizados pela alta pobreza de nutrientes. O rio Itaqueri era a principal fonte de nitrato da represa e o ponto próximo a sua desembocadura apresentava altos valores de concentração desse nutriente, mas que já sofria uma diminuição acentuada próximo ao ponto de desembocadura do córrego do Geraldo, distante apenas 1 km do ponto anterior. Segundo esse autor, 62% do nitrato que chegava dos afluentes era utilizado nos processos biológicos, fazendo com que a região próxima à barragem apresentasse concentrações bem baixas de nitrato. Fosfatos totais (fósforo total) e dissolvidos apresentaram maiores valores no ponto próximo ao córrego do Geraldo, devido provavelmente a uma pequena contribuição do solo turfoso característico deste local.

Os estudos de Calijuri (1985) e Whitaker (1987) também demonstraram baixa contaminação e boas condições de preservação da represa do Broa, apesar de Whitaker (1987) e Oishi (1990) já ressaltarem o aumento, nos últimos anos até seus estudos, dos impactos das atividades humanas na bacia, tais como: desmatamento, reflorestamento com *Eucalyptus* sp e *Pinus* sp, atividade e deposição de areia por mineradora no rio Itaqueri, incremento nas atividades de recreação e povoamento ao redor do reservatório. De acordo com estes estudos a pobreza nutricional dos solos, somado à alta capacidade

de filtração dos nutrientes exercida pelas macrófitas e pela mata ciliar, conseguia manter o reservatório com boas condições da água.

As primeiras alterações foram registradas por Rietzler (1991), apresentando aumento nos valores de clorofila *a*, enriquecimento de nutrientes na parte inferior da represa (baixa Represa), redução de 1/5 da transparência da água e modificações na composição e abundância relativa da comunidade zooplanctônica. Essas alterações foram relacionadas ao funcionamento da mineradora à montante da represa. Os maiores valores de clorofila *a* e o aumento significativo dos Cyclopoida em relação aos Calanoida são indicativos de alterações tróficas na represa.

Esse impacto gerado pelas atividades da mineradora foi um episódio temporário e no estudo de Souza (1993) já foi observada a correção desse efeito, mantendo a represa com condições de conservação, com classificação de mesotrófica na alta represa e oligotrófica na baixa represa, que se manteve até o trabalho de Rodríguez (1997).

Os primeiros indícios de eutrofização e aumentos significativos nas concentrações de nutrientes foram observados por Leite e Espíndola (2002), que foram relacionados ao pequeno porte do reservatório, ao lançamento de efluentes domésticos, à falta de planejamento urbano em suas margens e ao turismo desordenado.

Nos anos posteriores, a preocupação com o aumento dos impactos antrópicos na região e o crescente processo de eutrofização esteve presente em vários trabalhos. Argenton (2004) e Luzia (2009), por exemplo, observaram que o ponto próximo à desembocadura do rio Itaqueri apresentou, em alguns períodos, condição eutrófica, enquanto que Delello (2008) encontrou condições eutróficas próximo à barragem e ao córrego do Geraldo. Após três anos do trabalho de Delello (2008), observou-se um avanço do processo de eutrofização no presente estudo. O uso de um sistema de classificação do estado trófico de lagos e reservatório não só tem um interesse científico mas também uma aplicação de gestão, uma vez que os usos desejáveis do ambiente são estreitamente dependentes do estado trófico e da qualidade da água (Salas e Martino, 1991). Para a melhor visualização das condições tróficas dos ecossistemas foram propostos diversos Índices de Estado Trófico, que é uma importante ferramenta que pode proporcionar uma abordagem simples e rápida para a estimativa do estado trófico, investigação sobre o progresso da eutrofização, gestão da qualidade da água e prevenção e controle da eutrofização.

O Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977) é um dos mais utilizados para se estimar o estado trófico dos sistemas aquáticos lacustres e relacionam as concentrações de fósforo total, clorofila *a* e a transparência da água para avaliar a situação trófica do ambiente. Entretanto, esse índice foi proposto para lagos de regiões temperadas e devido principalmente a diferenças na assimilação de nutrientes e grau de produtividade, este índice não se aplica para regiões tropicais (ESTEVEZ, 1988).

Neste intuito, foram elaborados alguns índices de estado tróficos específicos para ecossistemas tropicais. Toledo et al (1983) propuseram modificações no Índice de Carlson (1977) e essas alterações foram feitas através dos dados levantados em um reservatório tropical (Barra Bonita, São Paulo), onde foram determinados os coeficientes de sedimentação e exportação do fósforo a partir de seu balanço de massa. A partir da redefinição das cargas críticas permissíveis e excessivas para as quatro variáveis (fósforo total, clorofila *a*, transparência da água e ortofosfato) foi feita uma nova classificação limnológica do estado trófico.

Salas e Martino em 1991 também propuseram um novo índice de estado trófico para lagos tropicais, utilizando um modelo simplificado baseado nas concentrações de fósforo total. Segundo esses autores, a concentração de fósforo é o fator limitante para a maioria dos lagos tropicais estudados.

Outro índice de estado trófico bastante utilizado nas regiões tropicais, inclusive pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), foi proposto por Lamparelli (2004). Este índice utiliza os resultados de fósforo total, como medida do potencial de eutrofização, e resultados de clorofila *a*, como medida de resposta do corpo hídrico. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo (CETESB, 2009).

De acordo com os três índices de estado tróficos calculados, a maioria dos pontos de coleta da represa foi enquadrada como eutrófica ou hiper/supereutrófica, muito diferente dos trabalhos anteriores. Pode-se observar também que o Índice de Estado Trófico de Lamparelli (2004) foi o que apresentou a maior amplitude das classificações tróficas, variando de mesotrófico à supereutrófico, mostrando uma maior sensibilidade às mudanças no grau de trofia.

Quanto à variação horizontal, apesar do ponto de coleta R2 (próximo a desembocadura do ribeirão do Lobo) apresentar valores um pouco mais baixos que os demais, pode-se observar, em geral, homogeneidade entre os mesmos, diferentemente dos estudos anteriores que dividiam o reservatório em alta represa (parte superior mais eutrófica) e baixa represa (parte inferior menos eutrófica). Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que o aumento de impactos diretos à represa, como recreação, construções de condomínios no entorno, aumento da atividade de turismo, e não só a poluição advinda do rio Itaqueri, afete de uma forma mais ampla o corpo da represa.

Além disso, devido ao aumento dos impactos antrópicos na região que provocaram diminuição da mata ciliar e provável aumento na entrada de nutrientes, possivelmente ultrapassaram a capacidade suporte da represa, que mantinham as condições mais preservadas. Segundo Costa et al (2003), cada corpo d'água possui, até certo ponto, capacidade de neutralização da matéria poluidora através dos processos de diluição, sedimentação e estabilização química. O equilíbrio do ambiente está diretamente relacionado à capacidade de o corpo d'água assimilar os lançamentos, não conflitando com sua utilização.

O uso de indicadores físicos e químicos da qualidade da água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas no ecossistema. Dentre as variáveis físicas e químicas, a condutividade elétrica, a concentração de oxigênio dissolvido, material em suspensão e clorofila *a* podem ser relacionados com o processo de eutrofização e poluição dos ambientes aquáticos. Dessa forma, águas mais poluídas apresentam maior condutividade elétrica, devido ao aumento do conteúdo mineral (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003); baixa concentração de oxigênio dissolvido, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos; maior concentração de material em suspensão, por ter origem, além de outros processos, em fontes antrópicas como despejos domésticos e industriais (ESTEVES, 1988) e maiores concentrações de clorofila *a*, esta considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos (NOGUEIRA, 1991).

Para melhor avaliação dessas variáveis, a resolução CONAMA 357/05 e a CETESB delimitaram os valores máximos e mínimos admitidos para os corpos d'água de acordo com seus usos. Sendo assim, o limite para ambientes classificados como

Classe II, é de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para condutividade elétrica, para a concentração de oxigênio dissolvido é de 5,0 mg/L e para a concentração de clorofila *a* é de 30 $\mu\text{g}/\text{L}$.

Os resultados físicos e químicos da represa do Lobo também indicam o avanço da eutrofização do sistema, ultrapassando os limites propostos, principalmente da concentração de clorofila *a*. O ponto R1 apresentou maiores valores de condutividade elétrica e uma tendência a menores valores de oxigênio dissolvido, com valor abaixo de 5,0 mg/L, indicando que apesar da maior homogeneidade observada pelos índices de estado trófico, o rio Itaqueri parece ainda ser a maior fonte de poluição da represa. Nos meses em que foram observados maiores graus de trofia, também pôde ser observado menores concentrações de oxigênio dissolvido (janeiro/2010) e maior concentração de clorofila *a* (outubro/2010).

A eutrofização é o processo de enriquecimento dos ambientes aquáticos por nutrientes, principalmente pelo nitrogênio e fósforo. Portanto, a análise das concentrações desses nutrientes e suas formas reduzidas e oxidadas são de suma importância. O nitrogênio chega aos ambientes aquáticos principalmente devido às atividades antrópicas, podendo ser proveniente de culturas agrícolas, sendo escoado superficialmente até o corpo d'água e também pode ser resultante da decomposição da matéria orgânica de lavouras, esgoto sanitário e industrial (ESTEVES, 1988; BAIRD, 2002).

O nitrogênio pode ser encontrado em formas reduzidas (amoniacal e orgânica) e oxidadas (nitrito e nitrato) e, dependendo da relação entre suas concentrações, pode-se aferir a etapa no processo de degradação orgânica em que este ambiente se encontra. Quando a forma de nitrogênio orgânico é predominante no ambiente é indicativo de grande quantidade de material orgânico, ainda em estágio complexo, que será potencialmente decomposto, normalmente é um ponto logo após o lançamento de esgoto no curso d'água. Por outro lado, a maior predominância da forma amoniacal evidencia que os microorganismos estão mais adaptados a nova condição de degradação, passando a desempenhar ativamente suas funções de decomposição. Como consequência, a qualidade da água atinge seu estágio mais deteriorado. A predominância de nitrito indica o estágio de recuperação do ambiente, enquanto que a predominância de nitrato indica águas limpas (CETESB, 2004).

Dentre as formas de nitrogênio, a forma orgânica foi predominante na grande maioria dos pontos de coleta e períodos amostrados (Figura 39), evidenciando que este ambiente está no primeiro estágio do processo de autodepuração, ou seja, de recebimento de material orgânico ainda em estágio complexo. Além da concentração de nitrogênio orgânico total, as concentrações de nitrato e íon amônio também não apresentaram heterogeneidade espacial, enquanto que os valores de nitrito foram significativamente maiores no ponto de coleta R1 e menores em R6 e, assim como os resultados de condutividade e oxigênio dissolvido, indicam que o rio Itaqueri continua sendo a maior fonte de enriquecimento do reservatório.

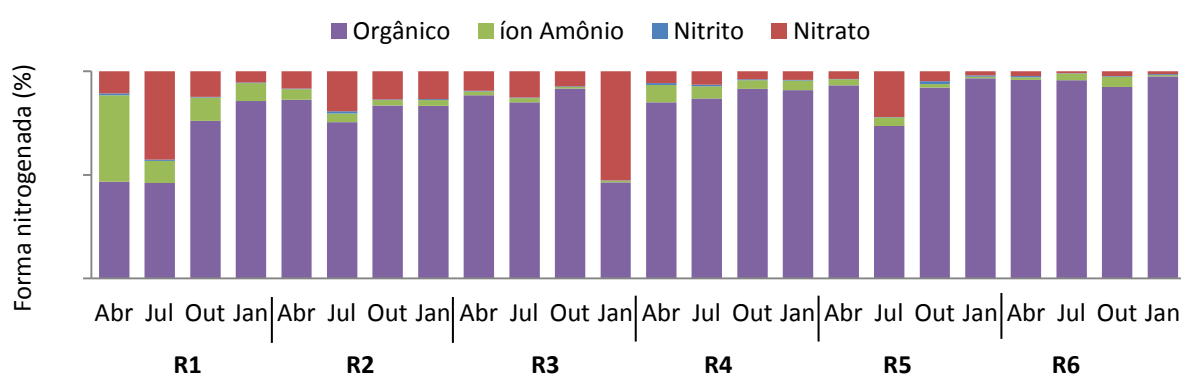


Figura 39. Porcentagem das concentrações das diferentes formas nitrogenadas nos pontos de coleta da represa durante os períodos de coleta.

O fósforo é um fator determinante para o crescimento algal nos ambientes aquáticos (REYNOLDS, 1978), sendo considerado o maior responsável pelo processo de eutrofização. O fósforo em ambientes aquáticos normalmente ocorre na forma oxidada como fosfato, podendo estar na fração inorgânica, geralmente como ortofosfato, ou orgânica. Esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera são as principais fontes artificiais desse nutriente (ESTEVEZ, 1988).

De acordo com os resultados das concentrações de fósforo e suas demais formas, observam-se valores homogêneos espacialmente, sem variações significativas entre os pontos de coleta. A alta concentração de fósforo total, acima do limite de 30 µg/L estabelecido pelo CONAMA, em todos os pontos, evidencia o aumento do processo da eutrofização em toda a represa.

Não é possível fazer uma comparação exata das concentrações de nutrientes e clorofila *a* com os trabalhos anteriores, devido principalmente as diferenças metodológicas. Porém, mesmo considerando essa limitação, é visível a alteração dessas variáveis no ano de estudo. Com exceção das concentrações de nitrito e nitrogênio total, todas as outras variáveis apresentaram aumento expressivo nas suas concentrações, principalmente a concentração de nitrato e clorofila *a*.

As entradas de nutrientes no reservatório, particularmente compostos de nitrogênio e fósforo, influenciam significativamente o aumento da abundância e biomassa dos produtores primários, sendo que o desequilíbrio entre a produção e decomposição, bem como o processo de eutrofização acelerada leva à deterioração da qualidade da água (SALMASO, 2001). A relação entre nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, e a biomassa de diferentes grupos de algas aponta não apenas a qualidade de água atual, mas também a tendência de seu desenvolvimento futuro (KARADŽIĆ, 2010).

Diferentemente do processo natural de eutrofização, cuja escala é geológica, o fenômeno de aceleração antrópica do processo de eutrofização pode ser observado em uma escala de tempo mais curta, como em décadas, e é mundialmente conhecido (LAMPARELLI, 2004). A eutrofização dos corpos d'água é o principal problema ambiental de lagos e reservatórios (IMTEAZ et al, 2003) e causam menor qualidade de água refletidas pela floração de algas, déficit de oxigênio, maus odores e excessivo crescimento de macrófitas (KARADŽIĆ, 2010).

Esse processo tem sido apontado como um sério obstáculo para o uso da água como recurso, resultando em grandes perdas para o meio ambiente e economia (IMTEAZ et al, 2003). Pretty et al (2003) analisaram os altos custos associados à eutrofização, e encontrou uma correlação positiva entre a eutrofização e os custos associados ao tratamento das águas, bem como as conseqüências negativas, para outros usos dos corpos d'água.

A exploração de água de reservatórios requer condições químicas e microbiológicas específicas para seu uso. Para o uso de recreação e de abastecimento público, um dos principais efeitos negativos da eutrofização é a tendência de aumento, em número e biomassa, de cianobactérias (SALMASO, 2001). Estes organismos são capazes de produzir uma grande variedade de compostos tóxicos, que tornam as

condições das águas impróprias, portanto o conhecimento desse fenômeno é um passo essencial para uma correta gestão dos recursos hídricos.

Segundo Matthews et al (2002), a determinação da condição trófica do ambiente é um passo importante na avaliação científica, devido à grande capacidade de previsão que podem descrever as relações abióticas e bióticas uma vez que o estado trófico é estabelecido. Sendo assim, a caracterização e o monitoramento do grau de eutrofização dos ambientes aquáticos é uma importante ferramenta para o estabelecimento de estratégias de manejo e de recuperação da qualidade dos recursos hídricos, além de fornecer bases para a compreensão da dinâmica ambiental e da estrutura das comunidades locais (LIND et al, 1993).

Devido à preocupação internacional com a qualidade da água, muitos países têm adotado diversas medidas para a recuperação dos ambientes aquáticos. Como exemplo, tem-se as recentes diretrizes da Comunidade Européia que tiveram por objetivo reduzir significativamente as fontes de nitrogênio e fósforo, para ambientes aquáticos, além disso, muitos países baniram ou controlaram o uso de polifosfatos em detergentes, uma das fontes responsáveis pelo enriquecimento dos corpos d'água. (LAMPARELLI, 2004).

Dessa forma, após os resultados obtidos nesse trabalho, é observada a necessidade de estratégias de manejo e de medidas para o controle e diminuição da poluição na bacia em que está inserida a represa do Lobo (Broa). Dentre os principais impactos que a bacia hidrográfica do Lobo vem sofrendo, destaca-se os usos destinados às atividades turísticas, a pesca predatória, atividades da mineradora, a construção de condomínios e aumento da urbanização, o desmatamento em áreas de preservação permanente, o plantio de *Eucaliptus* e *Pinus*, a expansão do cultivo de cana-de-açúcar e de pastagens. Essas atividades precisam de planejamento e fiscalização para que haja uma diminuição dos efeitos negativos nos ambientes aquáticos da bacia, incluindo o reservatório.

6.2. Heterogeneidade ambiental na bacia hidrográfica

6.2.1. Variáveis limnológicas

A represa do Lobo (Broa) apresentou homogeneidade espacial em relação à maioria das propriedades analisadas, tanto as variáveis limnológicas quanto as concentrações de nutrientes e metais. Por sua vez, nos tributários, pode-se observar uma diferenciação de algumas variáveis limnológicas e concentrações de nutrientes e metais entre os pontos de coleta. O ponto mais divergente foi o AB/L2, apresentando características que o classificam como o mais crítico de poluição. Em relação à variação temporal, a maioria das variáveis limnológicas, concentrações de nutrientes e metais, apresentaram diferenças significativas entre os meses, tanto analisando os pontos de coleta do reservatório quanto dos sistemas lóticos.

Dentre as variáveis limnológicas, a mensuração do pH é importante pois este influencia diretamente a comunidade zooplanctônica através da seleção de espécies tolerantes aos diferentes valores de pH encontrados, como indiretamente, através das modificações nas concentrações e especiações químicas dos nutrientes e gases do sistema (ESTEVES, 1988). Os valores de pH da água são influenciados pelas concentrações de sais, ácidos e bases do meio (ESTEVES, op. cit.). Sendo assim, o aporte de material alóctone, trazendo ácidos orgânicos e inorgânicos para o meio, influencia diretamente o pH. Uma vez que os pontos de coleta R1 e R2 recebem maior aporte de material alóctone via tributários, Itaqueri e ribeirão do Lobo, apresentam águas mais ácidas que os pontos de coleta da parte inferior do reservatório.

Em relação às águas dos sistemas lóticos, os pontos de coleta I2, L1, G1 e G2, de uma forma geral, apresentaram valores de pH menores que os demais. A presença de vegetação ripária, no caso constituída principalmente por *Pinus*, pode explicar os menores valores de pH encontrados nos pontos L1, G1 e G2, pois a maior cobertura vegetal presente nesses pontos de coleta pode aumentar o aporte de material alóctone (constituintes vegetais) nesses ambientes. Por sua vez, o ponto de coleta I2, pode ter sofrido influência da mineradora de areia que se encontra a jusante do ponto de coleta.

Foi observada a influência da sazonalidade na variável pH dos sistemas lóticos, onde os meses de outubro/2010 e janeiro/2011 apresentaram maiores valores de pH. Nesses meses característicos do período chuvoso, o maior volume de água pode ter causado um efeito diluidor nas concentrações de sais e ácidos do meio.

A condutividade elétrica constitui uma das variáveis mais importantes por fornecer informações sobre o metabolismo dos ambientes aquáticos e sobre fenômenos

que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVEZ, 1988). Os valores dessa variável podem estar associados às maiores concentrações de nutrientes e sólidos totais (AKINYEMI; NKWANKWO, 2007) e seu aumento, em geral, está associado ao aumento da atividade antrópica (AKAISHI et al, 2006).

No reservatório, os maiores valores de condutividade foram encontrados no ponto de coleta R1, que pode ser explicado pela entrada das águas do rio Itaqueri, com condições de degradação, principalmente devido ao recebimento de efluentes domésticos. O ponto R2, com menores valores de condutividade elétrica, sugere melhores condições do ribeirão do Lobo, e em relação às concentrações de nutrientes e sólidos totais, melhores condições que o rio Itaqueri.

Nos tributários, os maiores valores de condutividade foram encontrados mais próximos da nascente (I1, RL1 e AB1) e no ponto de coleta de junção do córrego Água Branca e Limoeiro (AB/L2). A alta condutividade na região do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo mais distantes da represa já foram observados por Matheus e Tundisi (1988) que associou a alta condutividade ao aumento de eletrólitos na água pela presença de resíduos de animais devido a atividade pecuária nessas regiões, bem como pelo maior poder de erosão e dissolução de rochas, devido à maior turbulência das águas neste local. Por sua vez, os altos valores de condutividade elétrica encontrados no ponto de coleta AB/L2 podem ser explicados pela alta carga de efluentes domésticos derivada do esgoto do município de Itirapina, que aumenta a concentração de nutrientes e sólidos totais. A redução da condutividade nos pontos de coleta mais próximos da represa pode ser explicada pela presença da vegetação que exerce um efeito de absorção de íons dissolvidos (MATHEUS; TUNDISI, 1988).

Um dos gases de maior importância nos ambientes aquáticos é o oxigênio dissolvido, uma vez que influi decisivamente nas comunidades aquáticas (SCHAFER, 1984). A concentração desse gás é mantida pela troca com a atmosfera, que é determinada pela temperatura e pressão atmosférica. Além disso, processos biológicos como a fotossíntese e respiração, influenciam na concentração desse gás, sendo que a fotossíntese eleva a concentração desse gás e a respiração apresenta efeito inverso (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Além do processo de respiração, a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido pode estar associada a perdas para a atmosfera, oxidação de íons dos metais

Ferro e Magnésio, e a decomposição de matéria orgânica (ESTEVEES, 1988). Dessa forma, áreas sob influência de atividade antrópica apresentam redução nas concentrações de oxigênio, devido à alta atividade biológica de decomposição dos compostos orgânicos (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Essa redução de oxigênio relacionada à poluição pode ser observada em AB/L2, local mais impactado, e que apresentou concentrações de oxigênio dissolvido menores que os demais pontos de coleta analisados. Esse ponto de coleta ficou abaixo do limite de concentração de 5 mg/L proposto pela resolução CONAMA 357/05 em 3 dos 4 meses amostrados, mostrando que os impactos causados pelo despejo dos efluentes do sistema de tratamento de esgoto de Itirapina e de outras atividades, estão causando a degradação desse ambiente, impossibilitando os usos destinados a ambientes classificados como Classe 2.

Apesar de não ser observada uma variação espacial significativa na represa, o ponto de coleta R1 foi o único que apresentou, no mês de janeiro/2010, concentração de oxigênio dissolvido menor que o limite proposto pelo CONAMA 357/05, sugerindo que este, por receber águas oriundas do rio Itaqueri, apresenta piores condições de águas.

Nos pontos de coleta da represa, foi observada variação temporal, com os meses de abril e julho/2010, característicos do período de seca e intermediário, com maiores concentrações de oxigênio dissolvido. No período de estiagem, há uma menor entrada de material alóctone, conseqüente menor decomposição de matéria orgânica e menor consumo de oxigênio dissolvido do meio. Além disso, nesse período, houve menor concentração de clorofila *a*, indicando uma menor taxa de fotossíntese, processo que eleva a concentração de oxigênio dissolvido.

A temperatura é o fator mais influente no metabolismo dos seres vivos, pois afeta a velocidade de suas reações metabólicas, exercendo um importante papel sobre o tempo de desenvolvimento, a alimentação, o movimento, as taxas de reprodução e a longevidade dos animais, alterando suas taxas de crescimento populacional (WINBERG, 1971). Há ainda uma influência na composição de espécies, uma vez que existem espécies com tolerância a temperaturas mais baixas enquanto outras necessitam de uma temperatura maior para se desenvolverem (SAINT-PAUL, 1985).

A temperatura superficial da água é influenciada por características climáticas da região, tais como latitude, altitude e estação do ano (COSTA; STRIPARI, 2008), dessa forma, foi observada maior valores de temperatura durante o verão, meses de outubro/2010 e janeiro/2011.

A concentração de clorofila *a* é representante da biomassa fitoplânctonica (WETZEL, 2001) e é influenciada tanto por fatores internos do meio, como a concentração de nutrientes, temperatura, transparência da água, predação e competição; como por fatores externos como a incidência de radiação solar, precipitação e sombreamento.

Não foi observada variação espacial na biomassa algal nos pontos de coleta amostrados da represa, mas pode-se notar altas concentrações de clorofila *a* na maioria que, com exceção do ponto de coleta R2, apresentou em algum mês valores acima do limite estipulado pela resolução 357 do CONAMA. Esse resultado sugere o estabelecimento da eutrofização da represa como um todo, uma vez que essa variável está intimamente relacionada ao grau de trofia do ambiente.

De uma forma geral, foram observadas menores concentrações de clorofila *a* nos pontos de coleta amostrados nos tributários em relação aos amostrados no reservatório, sendo que isso ocorre em decorrência da elevada turbidez e fluxo d'água nos sistemas lóticos que podem reduzir as densidades da comunidade fitoplanctônica (ANDRADE, 2003). Porém, diferentemente da maioria dos pontos de coleta dos sistemas lóticos, o ponto de coleta JG, à jusante da represa, apresentou altas concentrações de clorofila *a*. A construção de uma barragem implica em diversas modificações nas características limnológicas das áreas represadas e a jusante das mesmas. Dessa forma, à jusante da barragem pode apresentar características diferenciadas dos outros pontos de coleta dos sistemas lóticos analisados (LANSAC-TÔHA et al, 2007).

Em relação à variação sazonal, os meses de outubro/2010 e janeiro/2011, característicos do período chuvoso e intermediário, apresentaram maiores concentrações de clorofila *a*. O aumento da precipitação pode causar um efeito positivo na comunidade algal, através do aumento do aporte de material alóctone, conseqüentemente, aumento da concentração de nutrientes para o fitoplâncton (ALEMEIDA et al, 2007).

O material em suspensão pode ter origem em vários processos, como a intemperização das rochas, do solo, escoamento superficial de áreas marginais e fontes antrópicas (despejos domésticos e industriais) (ESTEVES, 1988) e segundo Tundisi (1999), o aumento do material em suspensão, está entre os cinco impactos mais comuns relacionados com a contaminação de águas superficiais.

Foi observada homogeneidade espacial da concentração de material em suspensão entre os pontos da represa e entre os pontos dos sistemas lóticos. Por sua vez, quando comparada a média da concentração da represa com a média dos sistemas lóticos, foi observada maiores concentrações nos tributários, que pode ser explicada pela menor profundidade nesses sistemas, que intensifica as interações com o sedimento e a ação dos ventos, aumentando os aportes de material em suspensão (PANOSSO, 2000; ROLAND, 2000).

Em relação a proporção de material em suspensão orgânico e inorgânico, também foi observada uma diferenciação entre os sistemas lóticos e o reservatório. Esse resultado também foi encontrado no estudo de Argenton (2004), com maiores valores da fração orgânica encontrada na maioria dos pontos de coleta da represa, e maiores valores da fração inorgânica na maioria dos pontos de coleta dos tributários. Trindade (1980), menciona que as áreas alagadas e os bancos de macrófitas na porção superior da represa, apresentam um sedimento rico em matéria orgânica e, o solo hidromórfico dessa região, pode perder muito nitrogênio para a coluna d'água sob a forma de amônia.

A sazonalidade também foi observada na concentração de material em suspensão, com valores mais elevados encontrados no mês de janeiro/2011, característico do período chuvoso. Esse resultado também foi encontrado no trabalho de Henry e Curi (1983) no rio Pardo. Segundo Baccaro (1999), a intensidade das chuvas é determinante no volume do escoamento pluvial e na quantidade de material em suspensão.

A análise das concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, é essencial para o entendimento dos processos que ocorrem nos ambientes aquáticos. O nitrogênio está presente em ambientes aquáticos em diferentes formas que dependem de sua fonte e das condições do ambiente. As formas mais comuns são nitrogênio orgânico, na forma dissolvida ou particulada, e inorgânico, na forma de íon amônio, nitrito e nitrato (USGS, 2002 *apud* LAMPARELLI, 2004). Dentre essas formas, a concentração

de nitrito em sistemas aquáticos normalmente é baixa e raramente é maior que 1 mg/L. Altas concentrações de nitrito são geralmente indicativas de efluentes industriais e são frequentemente associadas com qualidade microbiológica insatisfatória da água (CHAPMAN, 1996).

As fontes de nitrogênio nos sistemas aquáticos incluem a decomposição de material orgânico (plantas e animais), além dos efluentes urbanos e industriais, bem como a aplicação de amônia como fertilizante (HEM, 1989). Além disso, algumas espécies de cianobactérias e outras bactérias presentes em ecossistemas aquáticos são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, sendo que este é um processo que ocorre predominantemente na presença de luz e oxigênio e implica em maior gasto de energia para o organismo (WETZEL, 2001).

Dos pontos e coleta amostrados da represa, o ponto de coleta R1 apresentou a maior concentração de nitrito e nos tributários, a maior concentração foi encontrada no ponto de coleta AB/L2. As altas concentrações encontradas nesses pontos de coleta indicam o efeito do despejo de efluente urbano.

O nitrito é rapidamente oxidado em nitrato nos ambientes aquáticos. As fontes naturais de nitrato incluem as rochas ígneas, drenagem dos solos e detritos de plantas e animais. Além disso, as concentrações de nitrato podem ser reforçadas por águas residuais municipais e industriais, incluindo lixiviados dos locais de eliminação de resíduos e aterros sanitários, e em áreas rurais e suburbanas, o uso de fertilizantes podem representar uma fonte significativa (CHAPMAN, 1996).

As concentrações de nitrato, assim como nitrito, encontradas nesse estudo estavam dentro dos limites estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/05 para ambientes de Classe II. Não foi observada variação espacial significativa de nitrato entre os pontos de coleta da represa e entre os tributários. Em relação a variação temporal, os meses de outubro/2010 e janeiro/2011 apresentaram menores concentrações de nitrato tanto na represa quanto nos tributários.

Outra forma nitrogenada encontrada em ambientes aquáticos é o íon amônio, que existe em equilíbrio com a forma não ionizada de amônia nas soluções aquosa. A concentração dessas duas formas é dependente da temperatura, pH e concentração total de amônia (CHAPMAN, 1996). Segundo Andrade (2003), altas concentrações de íon

amônio também podem indicar indício de poluição no sistema (entrada de matéria orgânica).

O efeito da sazonalidade foi observado nas concentrações de íon amônio no reservatório e nos sistemas lóticos, com maiores valores no mês de abril/2010. Entretanto, mesmo nesse mês, não foi observado valores acima dos limites estipulados pela resolução CONAMA 357/05 para ambientes de Classe II.

Quando a concentração das formas inorgânicas de nitrogênio diminuem ou se esgotam, a forma orgânica passa a ser aproveitada (ESTEVES, 1988). O nitrogênio orgânico consiste principalmente de substâncias protéicas (aminoácidos, ácidos nucleicos e uréia) e produtos de processos bioquímicos. Aumento das concentrações desse nutriente pode indicar poluição do corpo de água (CHAPMAN, 1996).

Assim como a concentração de nitrato e íon amônio, a concentração de nitrogênio total orgânico foi menor nos meses característicos do período chuvoso e intermediário, em relação aos meses característicos do período seco e intermediário com menor taxa de precipitação. O nitrogênio orgânico e suas formas inorgânicas estão naturalmente sujeitas às flutuações sazonais das comunidades biológicas, pois são formadas principalmente pelo fitoplâncton e bactérias, e cicladas dentro da cadeia alimentar, dessa forma, pode-se observar uma relação inversa entre os compostos nitrogenados e a concentração de clorofila *a* no sistema.

O fósforo é um importante nutriente para os organismos aquáticos devido à sua participação nos processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e estruturação da membrana celular, além de constituir o principal fator limitante da produtividade da maioria das águas continentais (ESTEVES, 1988). Nos sistemas aquáticos, o fósforo ocorre principalmente como fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e fósforo orgânico total. Mudanças entre essas formas ocorrem continuamente, e o equilíbrio entre essas diferentes formas é determinada pelos valores de pH em águas puras (CHAPMAN, 1996).

As fontes naturais de fósforo são principalmente advindas do intemperismo de rochas e da decomposição de matéria orgânica, e as fontes artificiais são oriundas das águas residuais domésticas, principalmente as que contém detergentes, efluentes industriais e fertilizantes (ESTEVES, 1988).

Na represa do Lobo foi observada homogeneidade espacial de todas as formas fosfatadas, enquanto que nos tributários foi observada variação espacial, com valores maiores no ponto AB/L2 para fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido. Uma vez que o fósforo é considerado o maior responsável pela eutrofização artificial dos ecossistemas aquáticos (ESTEVEZ, 1988), as maiores concentrações dos nutrientes fosfatados é mais um indício da maior degradação do ponto AB/L2.

De acordo com a resolução CONAMA 357/05, para ambientes classificados como Classe II, a concentração de fósforo total deve ser abaixo de 0,050 mg/L para ambientes lóticos e de 0,030 mg/L em ambientes lênticos. Todos os pontos de coleta em algum período ultrapassaram esse limite, evidenciando o processo de eutrofização do sistema. As concentrações das outras formas fosfatadas estão dentro dos limites da resolução.

A sazonalidade foi marcante nas concentrações das três formas de fósforo encontradas nos sistemas analisados, com maiores concentrações dos nutrientes encontradas nos meses de outubro/2010 e janeiro/2011. A maior concentração de fósforo no período chuvoso pode ser explicada pelo maior carreamento pela chuva de material alóctone contendo fósforo para os corpos de água.

A sílica é um elemento essencial para certas plantas aquáticas e algas, principalmente as diatomáceas, uma vez que é incorporada durante o crescimento celular e liberada durante a decomposição dessas algas (CHAPMAN, 1996). A principal forma dissolvida de silício consiste no ácido silícico, cujas fontes são oriundas de atividades humanas, como o lançamento de efluentes urbanos, e de fontes naturais, como o intemperismo de rochas (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

As concentrações de silicato foram menores nos meses de outubro/2010 e janeiro/2011 nos pontos de coleta da represa e nos tributários no mês de outubro/2010 foi significativamente menor que no mês de julho/2010. Isso indica uma diluição desse nutriente pelo maior volume de água devido ao aumento da precipitação nos meses de outubro/2010 e janeiro/2011.

A capacidade de um corpo d'água suportar a vida aquática, bem como a sua adequação para outros usos, depende de muitos elementos traço. Dentre estes, temos alguns metais, que são importantes para as funções fisiológicas dos tecidos vivos e

regulam muitos processos bioquímicos. Entretanto, estes mesmos ou outros metais, em concentrações aumentadas podem causar efeitos toxicológicos graves no ecossistema aquático e nos seres humanos (CHAPMAN, 1996).

As fontes naturais de metais nos ambientes aquáticos são o intemperismo de rochas e o carreamento de partículas de solos ricos nessas substâncias. Além dessas, existem as fontes antrópicas, como efluentes sólidos de atividades industriais lançados na atmosfera e líquidos despejados em corpos d'água, mineração, efluentes domésticos e escoamento superficial em áreas agrícolas (ESTEVES, 1988).

A maioria dos programas de avaliação da qualidade da água avaliam a concentração de metais, sendo que os dez metais incluídos no Sistema de Monitoramento de Meio Ambiente (SMMA) são: Alumínio, Cádmio, Cromo, Cobre, Ferro, Mercúrio, Manganês, Níquel, Chumbo e Zinco. Dentre estes dez metais, sete foram avaliados no presente estudo, além dos metais Magnésio e Cobalto.

Os metais Cádmio, Cobre e Cromo não foram detectados em nenhum ponto analisado da bacia hidrográfica do Lobo. Segundo Esteves (1988), com exceção do Cobre, que é fundamental em doses baixas para plantas e animais, ou outros dois metais não possuem função biológica conhecida, e estão ligados a diversas fontes de atividades antropogênicas, principalmente industriais.

Os metais Cobalto e Manganês apareceram em poucos pontos de coleta da bacia hidrográfica do Lobo e em concentrações bem baixas. Esses elementos, mesmo que em pequenas concentrações, participam de processos fisiológicos dos organismos, sendo essenciais ao metabolismo aquático (ESTEVES, 1988).

Dos metais detectados, o chumbo é um dos metais mais tóxicos que se acumulam nos tecidos animais, gerando alterações biológicas (ANDRADE, 2003). Segundo Chapman (1996), uma das formas do chumbo entrar no ciclo hidrológico é através da deposição atmosférica, uma vez que esse metal é ainda amplamente utilizado como aditivo no petróleo para automóveis e é emitido para a atmosfera em seus gases de escape. Além disso, o chumbo tem ampla aplicação industrial, como na fabricação de baterias, tintas, esmaltes, inseticidas, vidros e ligas metálicas (CETESB, 2009).

Foi observada homogeneidade espacial na concentração desse metal entre os pontos de coleta da represa e entre os dos sistemas lóticos, com concentrações elevadas

e acima dos limites estipulados pela resolução CONAMA 357/05, na grande maioria dos pontos de coleta analisados. As concentrações do Chumbo na represa foram maiores que as encontradas nos sistemas lóticos, alcançando valores 9 vezes maiores que os permitidos pelo CONAMA. De acordo com Esteves (1988), há um maior acúmulo de metais em ambientes lênticos devido às suas características deposicionais, podendo atingir níveis de contaminação bem elevados.

O níquel não tem função biológica conhecida (ESTEVES, 1988) e, em altas concentrações, podem causar efeitos tóxicos às comunidades biológicas dos ambientes aquáticos, como em peixes, que pode causar asfixia e morte (ANDRADE, 2003). Altas concentrações desse elemento são encontradas em áreas de mineração, além dessa atividade, as principais fontes antrópicas do níquel são: queima de combustíveis, fundição de metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição, fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados (CETESB, 2009). Apesar de não ter sido observada variação espacial na concentração de Níquel nos pontos de coleta da represa, os pontos de coleta R1 e R6 foram os únicos que não ultrapassaram os limites da concentração desse metal estipulado pelo CONAMA para ambientes de Classe II. Por outro lado, nos tributários os pontos de coleta RL1, RL2, L1, AB1 e AB/L2, estavam dentro do valor permitido.

As concentrações de Chumbo e Níquel apresentaram maiores concentrações no período de estiagem, Chumbo com maiores concentrações nos meses de abril e julho/2010, e Níquel no mês de julho/2010. Assim como observado em outras variáveis analisadas, a chuva pode ter causado um efeito diluidor na concentração desses elementos.

O ferro é primordial no metabolismo dos sistemas aquáticos, uma vez que está presente no processo de cadeia respiratória (ESTEVES, 1988). A ocorrência de ferro em solução aquosa é dependente das condições ambientais, especialmente das reações de oxidação e redução. O ferro é originado pela solução em sítios de redução de hidróxidos de ferro ou da oxidação de sulfeto ferroso e o processo é fortemente influenciado pela atividade microbológica (CHAPMAN, 1996). Algumas atividades humanas, como metalurgia e siderurgia, fabricação de ímãs, tintas, abrasivos e compostos para polimento e soldagem de metais, são fontes de ferro em corpos d'água (CETESB, 2009).

As concentrações de Ferro encontradas na bacia hidrográfica do Lobo foram bem elevadas, e com exceção do ponto G1, todos os pontos apresentaram valores maiores que os permitidos para ambientes de Classe II, segundo o CONAMA 357/05. O solo da bacia hidrográfica do Lobo é caracterizada por alto teor de ferro e de alumínio (RIO, 2003), e conforme Brigante e Espíndola (2003), o ferro é abundante no meio aquático em algumas bacias hidrográficas devido às características do solo na área de drenagem.

A maioria dos pontos de coleta analisados da bacia hidrográfica do Lobo também apresentaram altas concentrações do metal Zinco sendo que os valores dos pontos de coleta R2, R3, R4, R5, R6 na represa e RL1, L1, AB/L2 e JG nos tributários foram maiores que os exigidos para ambientes de Classe II, conforme a resolução CONAMA 357/05. O zinco é importante em diversos processos fisiológicos e funções enzimáticas como, por exemplo, nas sínteses protéicas, no metabolismo de carboidratos e na divisão e crescimento das células (ESTEVES, 1988; NASCIMENTO, 2002). É encontrado em águas naturais associado a sulfetos de outros metais, como chumbo, cádmio, cobre e ferro (ANDRADE, 2003). A concentração de zinco no meio aquático está relacionada à diversas atividades antropogênicas como, mineração, produção de aço e ligas metálicas, queima de carvão, produção de tintas brancas, cerâmicas e borracha, preservação de madeira, pigmentação de tecido e fabricação de medicamentos e de papel para fotografias (CETESB, 2009).

De uma forma geral, pôde ser observada homogeneidade na distribuição dos metais entre os pontos de coleta da represa e entre os dos tributários. Entretanto, o metal magnésio apresentou variação significativa entre os pontos dos sistemas lóticos da bacia, com os pontos I1, RL1, AB1 e AB/L2 com as maiores concentrações e os pontos G1 e CP com as menores concentrações. O magnésio é um elemento essencial em ambientes aquáticos, pois participa da formação da clorofila, pigmento necessário à realização da fotossíntese pelos produtores primários (ESTEVES, 1988).

Assim como observado no tópico anterior sobre eutrofização, não foi observada heterogeneidade espacial referente aos índices de estado trófico e a maioria dos pontos da represa foi enquadrada como eutrófica ou hiper/supereutróficas. Em relação aos pontos dos tributários, de uma forma geral, foi observada maior variação entre os

pontos, com os pontos I1, RL1, AB1, AB/L2 e JG, apresentando os maiores valores dos índices analisados.

A variação sazonal foi claramente observada nos resultados tanto na represa quanto nos tributários. Os meses de outubro/2010 e janeiro/2011, característicos dos períodos, intermediário e chuvoso, apresentaram maiores valores do índice de estado trófico que os meses de julho e abril/2010, na grande maioria dos pontos. Isso pode ser explicado em função do incremento de nutrientes e da qualidade do material em suspensão (LANSAC-TÔHA et al., 2005). Além disso, as altas temperaturas e a insolação intensiva, características desse período, potencializam os processos bioquímicos que causam maior proliferação de algas (KARADŽIĆ, 2010).

6.2.2. Comunidade zooplanctônica

- Composição

A represa do Lobo (Broa) apresentou um total de 64 espécies zooplanctônicas, riqueza maior que a média (35 espécies) observada em um levantamento realizado por Rocha et al (1995). De acordo com esse estudo, o número de espécies zooplanctônicas encontradas em reservatórios brasileiros, incluindo a bacia amazônica e do Paraná, varia de 14 a 81 espécies.

Das 64 espécies encontradas, 43 são representantes do grupo Rotifera. Os rotíferos possuem de uma forma geral, corpos relativamente pequenos, ciclo de vida curto e taxas reprodutivas elevadas (STELZER, 2005), características essas que os enquadram como organismos r-estrategistas, capazes de se adaptar rapidamente a condições de estresse hidrodinâmico, comum em reservatórios (MATSUMURA-TUNDISI, 2007). Além disso, Matsumura-Tundisi et al (1990) relaciona a predominância desse grupo nos ambientes artificiais devido à origem lótica desses ambientes onde espécies de rotíferos são encontradas com maior abundância do que as de outros grupos do zooplâncton.

Outra característica que contribui para o sucesso do grupo Rotifera nesses ambientes é a sua plasticidade alimentar, uma vez que a dieta dos rotíferos demonstra ser extremamente diversa, havendo uma grande variedade de alimentos aceitáveis por

cada espécie (Pourriot, 1977). De acordo com Dumont (1977), esta característica somada à baixa pressão de predação, devido ao seu predominantemente, pequeno tamanho, proporciona vantagens competitivas.

A dominância desse grupo é observada na maioria dos ambientes tropicais, tanto em condições eutróficas, quanto oligotróficas (DUNCAN; GULATTI, 1981; DUNCAN, 1984; PINTO-COELHO, 1987; ESTEVEZ-SENDACZ, 1988; MASUNDIRE, 1989; MATSUMURA-TUNDISI et al, 1990; PAGGI; JOSÉ DE PAGGI, 1990; PIYASIRI; JAYAKODY, 1991; ROCHA et al, 1995; NOGUEIRA; MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

No reservatório do Lobo, as famílias do grupo Rotifera que apresentaram maior número de táxon foram Brachionidae (10), Lecanidae (8) e Trichocercidae (5). Esse mesmo resultado foi encontrado em outros estudos em ambientes brasileiros (MATSUMURA-TUNDISI et al, 1990; ROLLA et al, 1990; OLIVEIRA-NETO, 1993; MORENO, 1996; LOPES et al, 1997; LANSAC-TÔHA et al, 2007; TAKAHASHI et al, 2009)

Dentre os rotíferos encontradas, os gêneros constantes foram: *Brachionus*, *Kellicottia*, *Keratella*, *Conochilus*, *Ptygura*, *Hexarthra*, *Polyarthra*, *Trichocerca* e *Filinia*. Alguns desses gêneros (*Brachionus*, *Keratella*, *Trichocerca* e *Polyarthra*) adicionada ao gênero *Lecane* compõem uma típica associação encontrada em muitos ecossistemas brasileiros (ABRA, 2008; BONECKER et al, 1997). Nogueira (2001), também encontrou a predominância dos gêneros *Polyarthra*, *Keratella*, *Trichocerca* e *Conochilus*, e associou ao fato desses gêneros apresentarem alta abundância em extensa distribuição espacial. Moreno (1996), no reservatório de Balbina, encontrou elevadas densidades dos gêneros *Polyarthra*, *Ptygura* e *Trichocerca*, enquanto que os gêneros *Keratella* e *Conochilus* também foram numericamente importantes em outros ambientes aquáticos continentais brasileiros (BOZELLI, 1994; LANSAC-TÔHA et al, 1997).

A comunidade zooplanctônica da represa do Broa também foi composta, apesar de em menor riqueza de espécies comparada aos rotíferos, do grupo Cladocera. A baixa riqueza de espécies de cladóceros é uma característica comum em reservatórios e pode ser relacionada a baixa estabilidade, devido aos mecanismos de funcionamento, e menor quantidade de habitats quando comparado a ambientes naturais (PIYASIRI; JAYAKODY, 1991). Adicionalmente, Fernando e Kanduru (1984) chamam atenção no

fato de que nos trópicos existem poucas espécies de Cladocera limnéticas principalmente do gênero *Daphnia* e uma completa ausência de formas carnívoras como Polyphemidae e Leptodoridae que compõe grande parte dos Cladocera limnéticos de regiões temperadas.

Das 16 espécies de cladóceros encontradas no reservatório, oito foram consideradas constantes: *B. tubicen*, *Disparalona dadayi*, *Daphnia gessneri*, *Ilyocryptus spinifer* e *Diaphanosoma birgei*. Algumas espécies como *Diaphanosoma birgei*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *C. cornuta* e *Bosmina hagmanni* também foram encontradas em alta abundância no reservatório de Jurumirim (NOGUEIRA, 2001).

Além de espécies verdadeiramente planctônicas, foram encontradas espécies bentônicas, mas que têm ocorrência freqüente no plâncton, como a espécie *Ilyocryptus spinifer* (LANSAC-TÔHA et al, 2007). A ocorrência de espécies não planctônicas em reservatórios está associada ao incremento de espécies carreadas pelos tributários (LANSAC-TÔHA et al, 2007; PANARELLI et al, 2003).

Em relação ao maior número de táxons, as famílias mais representativas foram Chydoridae, Bosminidae e Daphniidae. A família Chydoridae também apresentou maior número de táxons no reservatório de Corumbá, no trabalho de Lansac-Tôha et al (2007), enquanto que no reservatório de Corumbá, Bosminidae e Daphniidae estavam entre as famílias mais representativas (TAKAHASHI et al, 2005).

O grupo composto pelo menor número de espécies foi o grupo Copepoda, com apenas 5 espécies encontradas. A menor representatividade desse grupo foi encontrada em muitos ecossistemas tropicais (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1994; LOPES et al, 1997). A única espécie do grupo Copepoda considerada constante na represa do Broa foi *Mesocyclops ogunnus*, que também foi encontrada como dominante do grupo Cyclopoida na maioria dos reservatórios do Rio Médio Tietê (MATSUMURA-TUNDISI et al, 1990).

Comparando a composição da comunidade zooplanctônica encontrada no presente estudo com a de estudos anteriores, pode-se observar diversas alterações, tanto no aparecimento quanto no desaparecimento de espécies. Segundo Tilman (1976) e Kalff e Knoechel (1978), a eutrofização provoca diversas mudanças que levam a uma ruptura nas condições de equilíbrio entre as espécies ali existentes. Portanto, espera-se

que a eutrofização altere vários dos atributos da estrutura das comunidades tais como a riqueza de espécies, a equitabilidade e a dominância, além de suas abundâncias (KRENITZ et al, 1996; NESTERUK, 1996). Essas mudanças podem também levar a exclusão de determinadas espécies e a um elevado crescimento populacional de outras (WATSON et al, 1997), fazendo com que as espécies que são ausentes em sistemas oligotróficos sejam encontradas em sistemas eutróficos.

Em um dos primeiros trabalhos realizados na represa do Broa, quando esse reservatório apresentava condições oligotróficas, foram encontradas 15 espécies do grupo Rotifera, com maior frequência dos gêneros *Ptygura*, *Conochiloide* e *Filinia*. Outros gêneros como *Brachionus*, *Conochilus*, *Monostila*, *Collotheca*, *Trichocerca* e *Asplanchna* foram citados como também presentes porém em pequeno número e frequência (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 1976).

Comparando com o trabalho atual, pode-se observar um aumento da riqueza de espécies. Dumont (1977), relacionou o maior número de táxons em amostras de ambientes eutróficos, com o aumento na variedade de tamanho das partículas alimentares disponíveis, que permite a presença de organismos com especializações de acordo com as dimensões do alimento.

A alta representatividade do gênero *Brachionus* encontrada no presente trabalho também é um exemplo de modificações na composição zooplanctônica que indica o aumento do grau de trofia da represa, uma vez que a alta abundância deste gênero é considerado indicativo de ambientes eutrofizados (GANNON; STEMBERGER, 1978; SLÁDECEK, 1983; MAEMETS, 1983; UKU; MAVUTI, 1994).

O desaparecimento da espécie *Bosmina coregoni* e o aparecimento de *Moina micrura*, são exemplos de alterações no grupo Cladocera que podem ser relacionadas ao processo de eutrofização. Hasler (1947) também observou o desaparecimento de *Bosmina coregoni* após a eutrofização do lago por dejetos urbanos. Segundo Rocha e Güntzel (1999) a espécie *Moina micrura* é característica de ambientes poluídos.

Quanto aos copépodos, os subgrupos Calanoida e Cyclopoida constituem indicativos do estado de trofia dos sistemas aquáticos, porém essa relação é vista principalmente em relação a proporção da densidade de cada grupo. Quanto a composição desse grupo, Domingos (1993) e Caleffi (1994), observaram alterações nas

espécies da represa do Guarapiranga, com o aparecimento de *Notodiptomus iheringi* e *Argyrodiptomus furcatus*, devido à crescente eutrofização. Essas espécies também foram bem representativas da atual composição da represa do Broa. O aparecimento da espécie *N. iheringi* também foi associada anteriormente à um impacto antrópico na represa do Broa. Rietzler (1991), observou o aparecimento de *N. iheringi* e o desaparecimento de *A. furcatus*, e associou ao funcionamento da mineradora à montante da represa, e quando o problema foi minimizado, a espécie *A. furcatus* voltou a constituir a comunidade zooplanctônica do reservatório.

Apesar das alterações observadas na composição da comunidade zooplanctônica da represa do Broa e o uso dessa comunidade como bioindicadora ser defendido por muitos autores, outros acreditam que essa comunidade não representa um bom bioindicador de gradiente trófico, uma vez que muitas vezes apresentam respostas contraditórias ou de difícil interpretação durante o processo de eutrofização (RAVERA, 1996). A composição zooplanctônica pode mudar com o enriquecimento do ambiente, porém outros fatores, como a relação predador-presa, provocam mudanças mais rápidas do que as causadas pelas alterações nas concentrações de nutrientes e às condições do fitoplâncton (WELCH, 1980 *apud* MATSUMURA-TUNDISI, 2007).

A comunidade zooplanctônica da represa apresentou heterogeneidade espacial nos índices de diversidade, riqueza, equitabilidade e dominância. O ponto de coleta R2 foi o que apresentou maior riqueza de espécies e o ponto de coleta R1 maior diversidade e equitabilidade. O maior número de espécies na zona fluvial, pode ser relacionada ao incremento por espécies não planctônicas oriundas da vegetação marginal e da ressuspensão de organismos do sedimento, devido ao maior fluxo nessa região (LANSAC-TÔHA et al, 1999). Outro fator que pode explicar a heterogeneidade na distribuição dos organismos zooplanctônicos é a ação de predadores (NOGUEIRA, 2001). De acordo com Masundire (1989) há uma menor intensidade de predação de peixes nas regiões superiores dos reservatórios devido a dificuldade de encontrar a presa em águas com condições turbidas.

Entretanto, o que é comumente encontrado é um efeito negativo na diversidade zooplanctônica nas regiões fluviais do reservatório (NOGUEIRA, 2001). Em ambientes com maior velocidade de corrente, como os da zona fluvial, a taxa de perda de organismos é frequentemente superior a taxa reprodutiva, impedindo o desenvolvimento

da população (TAKAHASHI et al, 2005). Além disso, a região superior dos reservatórios são frequentemente caracterizadas por águas turbidas devido a presença de maiores concentrações de material em suspensão trazidos pelos tributários. Em geral, é considerado que partículas suspensas podem afetar negativamente o zooplâncton, diretamente através de efeitos mecânicos ou indiretamente pela diminuição da penetração de luz e a produção fitoplanctônica (PAGGI; JOSÉ DE PAGGI, 1990)

Sazonalmente também foi observado variação entre os resultados dos índices biológicos analisados. No mês de janeiro/2011, período com maior taxa de precipitação, foi encontrado maior diversidade, riqueza e equitabilidade e o menor índice de dominância. A resuspensão do sedimento no período da chuva pode ser o fator do aumento de espécies encontradas nesse período, uma vez que aumenta a disponibilidade de detritos na coluna da água, favorecendo o aparecimento de espécies que utilizam este recurso. Segundo Nogueira (2001) no período de chuvas, além das conseqüências físicas, o zooplâncton pode também ser afetado indiretamente por meio das mudanças causadas na comunidade fitoplanctônica e nas condições químicas do ambiente, gerando novas condições ambientais que podem causar a eliminação de algumas espécies menos adaptadas e o estabelecimento de outras. Além disso, conforme Lansac-Tôha et al (2005), no período chuvoso há uma forte influência de efeitos hidráulicos na determinação de riqueza de espécies, devido ao incremento de espécies provenientes de outros compartimentos (região litorânea e sedimento) causados pelo aumento da descarga e nível do reservatório.

A comunidade zooplanctônica dos sistemas lóticos da bacia hidrográfica apresentaram um total de 93 espécies. Esse alto valor, inclusive maior que a riqueza encontrada na represa do Broa, é por representar a análise de 11 pontos diferentes distribuídos em sete ambientes lóticos diferentes, rio Itaqueri, ribeirão do Lobo, córrego do Limoeiro, Água Branca, Geraldo, das Perdizes e Jacaré-Guaçu, sistema à jusante do reservatório. Além disso, assim como no estudo de Mwebaza-Ndawula et al (2005), os pontos de amostragem, sempre que possível, foram escolhidos em regiões com menor velocidade de corrente, o que favorece o estabelecimento dos organismos zooplanctônicos. Adicionalmente a essas explicações, valores elevados de riqueza e diversidade da comunidade zooplanctônica são encontrados nos sistemas lóticos, e são associados à grande variedade de refúgios naturais existentes nos diversos segmentos de um rio (Henry, 2003).

Das 93 espécies encontradas nos tributários, 68 são representantes do grupo Rotifera, 21 do grupo Cladocera e 4 do grupo Copepoda. Alguns grupos com reprodução rápida, como os rotíferos, apresentam taxa de reposição suficiente para sustentar populações em sistemas lóticos (LAIR, 2006). No entanto, organismos zooplânctônicos de grande porte, como os copépodos, precisam do ingresso de recrutas de habitats lênticos e semi-lênticos fora do canal do rio para manter suas populações (HAVEL et al, 2009). Dessa forma, áreas de retenção hidráulica, como piscinas e remansos, podem sustentar populações que fornecem o recrutamento de organismos zooplânctônicos não típicos de sistemas lóticos para o canal principal do rio (THORP et al, 1994). Além disso, os rios que apresentam pulsos de inundação podem receber plâncton de lagos de várzea ou áreas alagadas durante as cheias sazonais (SAUNDERS; LEWIS, 1988).

Das 93 espécies, 10 foram consideradas constantes: *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella tropica*, *Platyas quadricornis*, *Lecane bulla*, *Lecane lunaris*, do grupo Rotifera, *Acroperus tupinamba*, *Alona guttata*, *Disparalona dadayi*, *Ilyocryptus spinifer*, do grupo Cladocera e *Mesocyclops ogunnus*, do grupo Copepoda.

As espécies do grupo Rotifera consideradas constantes, são espécies que possuem lóricas, característica que permite o crescimento desses organismos mesmo em condições de fluxo de água, sendo predominantes em ambientes lóticos (PICARD; LAIR, 2003). O gênero *Lecane* é comum em ambientes aquáticos tropicais, e apresentam grande representatividade em ambientes lóticos, como na planície de inundação do alto rio Paraná (JOKO et al, 2008).

Do grupo Cladocera, o maior número de espécies da família Chydoridae é um padrão comum em sistemas lóticos, uma vez que esses organismos estão mais bem adaptados ao tipo de alimentação detritívora. Adicionalmente, esses organismos são típicos de regiões litorâneas e geralmente estão associados à vegetação marginal ou a banco de macrófitas aquáticas, onde buscam proteção contra predadores e local para reprodução (SERAFIM-JÚNIOR et al, 2003). Da família Ilyocryptidae, *Ilyocryptus spinifer* é uma espécie bentônica, com ocorrência freqüente no plâncton, por isso possuem importância tanto nas regiões fluvial e de transição dos reservatórios, como nos tributários (LANSAC-TÔHA et al, 2007).

A composição da comunidade zooplanctônica foi diferenciada nos diferentes pontos amostrados. O ponto JG, ponto à jusante do represamento, foi o que apresentou maior riqueza de espécies. De acordo com Zurek e Dominicka (1989) e Sabri et al (1993), organismos zooplanctônicos característicos de ambientes lênticos podem resistir à jusante da barragem. Os principais fatores responsáveis por esse fato são a taxa de descarga e a menor intensidade de predação sobre a comunidade (LANSAC-TÔHA et al, 2007).

Não foi observada grande influência da sazonalidade nos índices biológicos analisados nos sistemas lóticos amostrados.

- Abundância relativa

Na represa do Broa, os pontos de coleta da região de desembocaduras do principais tributários (R1 e R2) e do córrego do Geraldo (R3) apresentaram maior abundância de rotíferos. Esse fato pode ser associado aos eventos de cheias nos principais tributários e o conseqüente aumento da turbidez e outros fatores que contribuem para a maior abundância de rotíferos devido sua alta taxa de reprodução e maior tolerância a turbidez (HART, 1990). Os copépodos foram mais abundantes nos pontos R4 (abril/2010 e janeiro/2011), R5 (janeiro/2011) e R6 (abril/2010). Casanova e Henry (2004), observaram relação negativa entre o grupo Copepoda e a velocidade da corrente e concentração de material em suspensão, características encontradas na parte superior do reservatório.

Temporalmente, foi observada maior abundância do grupo Rotifera no período seco (julho/2010), onde o grupo foi dominante em cinco dos seis pontos amostrados. Esse resultado foi o oposto do observado no reservatório de Jurumirim, onde foi encontrada maior abundância de rotíferos no verão e associou esse resultado a maior competitividade desses organismos em condições de alto fluxo (NOGUEIRA, 2001). Por sua vez, o grupo Copepoda apresentou maior abundância no período chuvoso (janeiro/2011) e assim como observado por Nogueira (op. cit.), apesar do período inverso, coincidiu com o declínio dos rotíferos.

Dos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo analisados, observa-se que o ponto AB/L2, ponto com maior grau de trofia, foi o único que apresentou maior abundância do grupo Rotifera em todos os períodos analisados. Geralmente, se associa a dominância de rotíferos com o aumento do grau de trofia do ambiente, devido sua capacidade de ingerir pequenas partículas, como bactéria e detritos orgânicos, que são abundantes em sistemas eutróficos (MARGALEF, 1983; ORCUTT; PACE, 1984; PACE, 1986).

Diferentemente do encontrado na represa do Broa, a maior abundância do grupo Copepoda foi encontrada no mês de outubro/2011 (primavera) associada ao decréscimo da abundância do grupo Rotifera, mesmo resultado observado por Nogueira (2001). Nos outros períodos analisados (abril, julho/2010 e janeiro/2011), o grupo mais abundante foi o Rotifera.

- Densidade

A densidade total da comunidade zooplanctônica não diferiu significativamente entre os pontos de coleta e entre os períodos. Porém, observa-se uma tendência para maiores densidades em R6, na zona lacustre, mais próxima a barragem. O padrão de aumento da abundância zooplanctônica em águas lenticas é comumente descrito na literatura (PANARELLI et al., 2003) e pode ser explicado pelo maior tempo de retenção da água que propicia um maior desenvolvimento das comunidades planctônicas.

Este resultado é diferente dos encontrados anteriormente na represa do Lobo (Broa) que têm demonstrado distribuição com maiores densidades na cabeceira do reservatório em relação à barragem. Tundisi (1977) encontrou maior taxa de produtividade primária na cabeceira da represa e, da mesma forma, Seixas (1981) verificou maior abundância das espécies do grupo Cladocera nessa mesma zona do reservatório. Essa alteração na distribuição espacial da densidade zooplanctônica, possivelmente pode indicar que a disponibilidade alimentar, proveniente do influxo de nutrientes dos principais afluentes (rio Itaqueri e ribeirão do Lobo) e a decomposição de macrófitas localizadas na região superior da represa (WHITAKER; TUNDISI, 1988), não seja mais o fator predominante na estruturação da comunidade zooplanctônica.

De acordo com Marzolf (1990), há três padrões de distribuição da comunidade zooplanctônica ao longo do eixo longitudinal: aumento não linear da abundância em direção à barragem, com uma assíntota antes da zona de transição; redução exponencial da abundância do zooplâncton em direção à barragem e maior abundância do zooplâncton na zona de transição. Esses padrões são determinados pelos processos predominantes que atuam no reservatório, assim, quando os processos hidrodinâmicos são predominantes ocorre uma maior abundância zooplanctônica na região lacustre do reservatório; quando a disponibilidade de recursos alimentares é o fator preponderante ocorre uma maior abundância na zona de rio; e quando os dois processos influenciam em conjunto, ocorre uma maior abundância na zona de transição.

Diferentemente do encontrado na represa, os sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo apresentaram diferenças significativas na densidade zooplanctônica entre os pontos de coleta. O ponto de coleta à jusante da represa (JG) apresentou maior densidade, devido a entrada de organismos zooplanctônicos oriundos da represa, como explicado anteriormente para a maior riqueza também encontrada nesse ponto, e também pode-se relacionar a maior concentração de clorofila *a* nessa região. A biomassa fitoplânctônica representa uma importante fonte de alimento para o zooplâncton (BATISTA, 2007). Maiores valores de biomassa algal e aumento da densidade zooplanctônica em sistemas lóticos também foi observado por Frutos (1998).

Os pontos de coleta RL2 e G1 apresentaram as menores densidades, que pode ser associado ao fato de esses terem apresentado menor grau de trofia que os outros. Segundo Watson et al (1997), há uma relação positiva e bem estabelecida entre o aumento do nível de nutrientes e a produtividade em lagos. Desta forma, ambientes com menor grau de trofia apresentam densidades zooplanctônicas menores, devido a menor produtividade desses ambientes. Além disso, diferentemente dos ambientes eutrofizados, onde a taxa reprodutiva dos organismos zooplanctônicos é tão alta que a predação não apresenta grande impacto na densidade, influenciando mais a composição de espécies, em ambientes oligotróficos, a predação afeta não só a composição, mas também a densidade do zooplâncton (HALL et al, 1970).

Em relação ao regime climático, muitos estudos indicam uma relação negativa entre o aumento da precipitação e a densidade zooplanctônica. Essa diminuição na densidade é comumente associada à mudanças nas condições físicas, químicas e

biológicas do meio (TALAMONI, 1995), bem como a um efeito de diluição que provoca uma diminuição da concentração de nutrientes no meio (PANARELLI et al, 2003; SENDACZ et al, 2006). Entretanto, no presente estudo foram encontradas maiores densidades zooplanctônicas no período chuvoso (mês de janeiro/2011) e também maiores concentrações de fósforo nesse período.

Estudos que encontraram maior densidade no período chuvoso relacionam esse resultado ao aumento da produção primária do sistema, bem como do maior aporte de material em suspensão, parte de origem orgânica, que pode ser utilizado diretamente pelo zooplâncton (NOGUEIRA, 2001), como também favorece o desenvolvimento de bactérias que são de grande importância como fonte alimentar alternativa para as populações zooplanctônicas (MELÃO, 1999).

7. CONCLUSÕES

- O processo de degradação da represa do Lobo (Broa) foi observado tanto nos índices de estado trófico, como nas variáveis físicas, químicas e biológicas. Muitas variáveis apresentaram valores superiores aos limites determinados pelo CONAMA 357/05, para ambientes de Classe II.
- Diferentemente dos trabalhos anteriores, os resultados atuais mostraram uma maior homogeneidade espacial, com condições eutróficas em todos os pontos de coleta do reservatório. Entretanto, o ponto de coleta R1 apresentou maiores valores de condutividade elétrica e menores valores de oxigênio dissolvido, indicando que o rio Itaqueri parece ainda ser a maior fonte de poluição da represa.
- A comunidade zooplancônica da represa do Broa foi composta por 64 espécies, sendo o grupo Rotifera o mais representativo. Além disso, foram observadas alterações na composição zooplancônica quando comparados com trabalhos anteriores, como a maior riqueza de espécies, maior representatividade de *Brachionus*, o desaparecimento de *Bosmina coregoni* e o aparecimento de *Moina micrura*.
- Apesar dos 40 anos de esforços científicos realizados para o maior entendimento do ecossistema Broa, o ambiente está em crescente processo de eutrofização, evidenciando o distanciamento entre o meio científico e as tomadas de decisão.
- Os sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo apresentaram diferenças significativas em muitas variáveis analisadas. O ponto de coleta AB/L2 foi o mais divergente, com condições características de ambientes bem poluídos. O ponto de coleta JG também apresentou diferenças dos demais tributários, mostrando o efeito de descontinuidade nos ambientes lóticos pelo represamento.
- Nos sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Lobo foram encontradas 93 espécies zooplancônicas. O grupo dominante também foi o Rotifera, com a maior constância de espécies que possuem lorica. Além dos rotíferos, a família Chydoridae foi considerada constante nesses sistemas.

- A maior precipitação encontrada nos meses de outubro/2010 e janeiro/2011 causou um efeito de diluição devido ao maior volume de água e a maior entrada de material alóctone.

- De uma forma geral, foi observado um agrupamento dos meses de outubro/2010 e janeiro/2011, com maiores graus de trofia, concentrações de formas fosfatadas e densidade zooplancônica, e os meses de abril e julho/2010, apresentando características relacionadas ao menores graus de trofia, concentração de clorofila *a* e maiores concentrações de oxigênio dissolvido.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRA, J. **Variação sazonal da composição, abundância e diversidade de rotíferos na Lagoa do Coqueiral, lateral ao Rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa Jurumim, SP.** 88p. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2008.

AKAISHI, F.; SATAKE, N.; OTAKI, M.; TOMINAGA, N. Surface water quality and information about the environment surrounding Inle lake in Myanmar. **Limnology**, v. 7, p. 57-62, 2006.

AKINYEMI, S.A.; NWANKWO, D.I. Effect of seasons on phytoplankton of the Asejire Reservoir (Nigeria). **International Journal on Algae**, v. 9, n. 1, p. 81-89, 2007.

ALEMEIDA, C.G.; PINESE, O.P.; PINESE, J.F. Variação sazonal da comunidade de Cladocera no Lago do Parque do Sabiá, (Uberlândia-MG). In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007, Caxambu. **Anais**. 2007.

ALLAN, J.D. **Stream Ecology: Structure and function of running waters.** London: Chapman & Hall, 1997. 388p.

ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Sream Ecology: Structure and function of running waters.** 2nd ed. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2007. 436p.

ANDRADE, C.A. **Estudo ecotoxicológico no trecho médio da bacia do Rio Doce-MG.** 195p. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination water and wastewater.** 19th ed. Washington: APHA/AWA, 1995. 1368p.

_____. **Standard methods for examination water and wastewater.** 20th ed. Washington: APHA/AWA, 1998. 1325p.

ARCIFA, M.S. Zooplankton composition of ten reservoirs in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 137-145, 1984.

ARGENTON, E.C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP.** 146p. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

BACCARO, C.A.D. Processos erosivos no domínio cerrado. In: GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Eds.). **Erosão e conservação dos solos: Conceitos, temas e aplicações.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 195-227, 1999.

BAIRD, C. **Química Ambiental.** 2nd ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p.

BARRELA, W.; PETRERE JR., M.; SMITH, W.S.; MONTAG, L.F.A. As relações entre as matas ciliares, rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.

(Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, p. 187-207, 2000.

BATISTA, C.A. **Estrutura da comunidade zooplanctônica e qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília – DF**. 104p. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

BICUDO, C.E.M.; RAMÍREZ, R.J.J.; TUCCI, A.; BICUDO, D.C. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: o lago das Garças, São Paulo. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: Fundibio, p. 449-508, 2007.

BINI, L.M.; TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNSI, T.; MATHEUS, C.E. Spatial variation of zooplankton groups in a tropical reservoir (Broa Reservoir, São Paulo State-Brazil). **Hydrobiologia**, v. 357, p. 89-98, 1997.

BONECKER, C. C., LANSAC-TÔHA, F. A. and BINI, L. M. Composition of zooplankton in different environments of the Mato Grosso Pantanal, Mato Grosso, Brazil. In: VIII SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 1997, São Carlos. **Anais**, p. 1123-1135, 1997.

BOZELLI, R.L. Zooplankton community density in relation to water level fluctuations and inorganic turbidity in an Amazonian lake, “Lago Batata”, State of Pará, Brazil. **Amazoniana**, v. 13, n. 1-2, p. 17-32, 1994.

BOZELLI, R.L.; HUSZAR, V.L.M. Comunidades fito e zooplanctônicas continentais em tempo de avaliação. **Limnotemas**, n. 3. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2003. 32p.

BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blücher/CETESB, 1977. 185p.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia Fluvial: Um estudo de caso no rio Mogi- Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003. 278p.

BURGIS, M.J. Case studies of lake ecosystems at different latitudes: the tropics. The Lake George ecosystem. **Verhandenrigen der Internationales Vereirrigurig Fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 20, p. 1139-1152, 1978.

CALEFFI, S. **A represa de Guarapiranga: estudo da comunidade zooplanctônica e aspectos da eutrofização. São Paulo**. 123p. Dissertação de Mestrado – Faculdade da Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

CALJURI, M.C. **Curvas de Luz-Fotossíntese e fatores ecológicos em ecossistema artificial e não estratificado – Represa do Broa (Lobo) – São Carlos – SP**. 220p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1985.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

CASANOVA, S.M.C.; HENRY, R. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 11-26, 2004.

CHAPMAN, D. **Water quality assessment: a guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring**. 2nd ed. London: Chapman & Hall, 1996. 650p.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo – São Paulo**. In: CETESB – (Série Relatórios/ Secretaria de Estado do Meio Ambiente), v. 1, 237p, 2004.

_____. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. (Série Relatórios/ Secretaria de Estado do Meio Ambiente), v. 1, 310p. 2009.

CHALAR, G.; AROCENA, R.; PACHECO, J.P.; FABIÁN, D. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 362-369, 2011.

CONAMA – Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **DOU**. Brasília, 07 mai. 2004.

COSTA, I.A.S.; DUARTE, M.A.C.; MEDEIRO, F.B.B.; FREIRE, V.M.; BEZERRA, F.M. Prevalência de cianobactérias e microcistinas em mananciais de abastecimento público no Estado do Rio Grande do Norte. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 2003, Juiz de Fora. **Anais**. 2003.

COSTA, L.O.; STRIPARI, N.L. Distribuição da comunidade zooplanctônica em um trecho do médio Rio Grande no município de Passos (MG), Brasil. **Ciência ET Práxis**, v. 1, n.1, p. 53 -58, 2008

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. São Paulo: Vozes, 1973. 472p.

DE FILIPPO, R.; GOMES, E.L.; LENZ-CÉSAR, J.; SOARES, C.B.P.; MENEZES, C.F.S. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa – GO. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: Fundibio, p. 321-346, 2007.

DELELLO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP**. 145p. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DOMINGOS, M.D. **Heterogeneidade espacial (horizontal) da represa de Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplanctônica**. 156p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo. 1993.

DUMMONT, H.J. Biotic factors in the population dynamics of rotifers. **Archiv Für Hydrobiologie**, v. 8, p. 98-122, 1977.

DUNCAN, A. Assessment of factors influencing the composition, body size and turnover rate of zooplankton of Parakrama Samudra, in irrigation reservoir in Sri Lanka. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 201-215, 1984.

DUNCAN, A.; GULATTI, R. Parakrama Samudra (Sri Lanka) Project, a study of a tropical lake ecosystem. Composition, density and distribution of the zooplankton in 1979. **Verhandenrigen der Internationales Vereirrigurig Fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 21, p. 1007-1014, 1981.

EDMONDSON, W.T. **Freshwater Biology**. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1959. 1248p.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997. 156p.

ESKINAZI SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; PANOSSO, R.F., ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J.L. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 410-421, 2007.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2a ed. Rio de Janeiro: Interciência – FINEP, 1998; 602p.

ESTEVEZ, K.E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 2, p. 587-604, 1988.

FEITOSA, M.F.; NOGUEIRA, M.G.; VIANA, N.C. Transporte de nutrientes e sedimentos no Rio Paranapanema (SP/PR) e seus principais tributários nas estações seca e chuvosa. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.) **Ecologia de reservatórios – impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMA, p. 435-459, 2006.

FERNANDO, C.H.; KANDURU, A. Some remarks on the latitudinal distribution of Cladocera in the Indian subcontinent. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 69-76, 1984.

FRUTOS, S.M. Densidad y diversidad Del zooplancton em los rios Salado y Negro – Planicie Del Río Paraná – Argentina. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 3, p. 431-444, 1998.

GANNON, J.E.; STEMBERG, R.S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Transations of the American Microscopical Society**, v. 97, n. 1, p. 16-35, 1978.

GOLTERMAN, H.L. **Methods for chemical analysis of freshwaters**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1969. 166p.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. **Methods for chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Scientific , 1969. 171p.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for chemical and physical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Scientific, 1978. 213p.

HALL, J.D.; COOPER, W.; WERNER, E. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. **Limnology and Oceanography**, v. 15, p. 839-928, 1970.

HANEY, J.F.; HALL, D.J. Sugar-coated Daphnia: a preservation technique of Cladocera. **Limnology and Oceanography**, v.18, p.331-339, 1973.

HART, R.C. Zooplankton distribution in relation to turbidity and related environmental gradients in a large subtropical reservoir: patterns and implications. **Freshwater Biology**, v. 24, p. 241-263, 1990.

HARVEY, H.W. Measurement of phytoplankton population. **Journal of Marine Biological Association**, b. 19, p. 761-773, 1934.

HASLER, A.D. Eutrophication of lakes by domestic drainage. **Ecology**, v. 28, p. 383-395, 1947.

HAVEL, J.E.; MEDLEY, K.A.; DICKERSON, K.D.; ANGRADI, T.R.; BOLGRIEN, D.W.; BUKAVECKAS, P.A.; JICHA, T.M. Effect of main-stem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). **Hydrobiologia**, v. 628, p. 121-135, 2009.

HEM, J.D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters**. 3rd ed. Washington D.C.: U.S. Geological Survey, 1989. 263p.

HENRY, R. O crescimento potencial do fitoplâncton da Represa de Ponte Nova (Rio Tietê – SP): uma comparação sazonal dos efeitos de enriquecimento artificial em amostras de seus tributários. **Ciência e Cultura**, v. 38, n. 9, p. 1553-1563, 1986.

_____. Estudo de aplicação entre lagoas marginais ao Rio Paranapanema na zona de desembocadura na Represa do Jurumirim. In: HENRY, R. (Ed.). **Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: Conceitos, tipos, processos e importância**. São Carlos: RiMa, p. 1-28, 2003.

HENRY, R.; CURI, P.R. Estudos ecológicos na represa do rio Pardo (Botucatu, SP, Brasil), a distribuição horizontal e variação anual do material em suspensão. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 43, n. 4, p. 311-316, 1993.

IMTEAZ, M.A.; ASAEDA, T.; LOEKINGTON, D.A. Modeling the effects of inflow parameters on lake water quality. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 8, n. 8, p. 63-70, 2003.

JOKO, C.Y.; LANSAC-TÔHA, F.A.; MURAKAMI, E.A.; BONECKER, C.C. Novas ocorrências de *Lecane* no plâncton de distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, n. 2, p. 165-171, 2008.

JOSÉ DE PAGGI, S.B. Variaciones temporales y distribución horizontal Del zooplancton em algunos cauces secundários del rio Paraná Medio. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 16, p. 185-199, 1981.

JULIO JUNIOR, H.F.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios** – padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima, ch. 1, p. 1-16, 2005.

KALFF, J; KNOECHER, R. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 9, p. 475-495, 1978.

KARADŽIĆ, V.; SUBAKOV-SIMIĆ, G.; KRIZMANIĆ, J.; NATIĆ, D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). **Desalination**, v. 255, p. 91-96, 2010.

KIMMEL, B.L.; LIND, O.T.; PAULSON, L.J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley e Sons, ch. 6, p. 133-194, 1990.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis**. Verlag. Chemie. Weinheim., p. 117-181, 1976.

KOSTE, W. **Rotatoria**. Die Radertiere Mitteleuropas. I Texband. Gebruder Borntraeger, Berlin: Stuttgart. 1978. 673p.

KRIENITZ, L.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R. Long term study on the influence of eutrophication, restoration and biomanipulation on the structure and development of phytoplankton communities in Feldberg Haussee (Blatic Lake District, Germany). **Hydrobiologia**, v. 330, p. 89-110, 1996.

LAIR, N. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. **River Research and Applications**, v. 22, p. 567-593, 2006.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoriamento**. 207p. Tese de Doutorado – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANSAC-TÔHA, F.A.; LIMA, A.F.; HAHN, N.S.; ANDRIAN, I.F. Composição da dieta alimentar de *Hypophthalmus edentatus* SPIX, 1882 (Pisces, Hypophthalmidae) no reservatório de Itaipu e no rio Ocoí. **Revista Unimar**, v. 13, n. 2, p. 147-162, 1991.

LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M.; LIMA, A.F. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HANH, N.S. (Eds.). **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: Ed. da UEM, p. 117-155, 1997.

LANSAC-TÔHA F.A.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M. Estrutura da comunidade zooplânctônica em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.;

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios** – padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima, ch. 9, p. 115-127, 2005.

LANSAC-TÔHA, F.A.; ZIMMERMANN-CALLEGARI, M.C.; VELHO, L.F.M.; ALVES, G.M.; FULONE, L.J. Species richness and geographic distribution of testate amoebae (Rhizopoda) in Brazilian freshwater environments. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 29, n., 2, p. 185-195, 2007.

LEITÃO, A.C.; FREIRE, R.H.; ROCHA, O.; SANTAELLA, S.T. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 451-468, 2006.

LEITE, M.A.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Análise do processo de eutrofização entre os reservatórios de Salto Grande (22°44'S e 47°15'W) e do Lobo (22°10'S e 47°57'W). In: **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**, Série Ciências da Engenharia Ambiental – Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental – CRHEA – SHS – EESC – USP. São Carlos: RiMa, p. 107-116, 2002.

LIND, O.T.; TERREL, T.T.; KIMMEL, B.L. Problems in reservoir trophic state classification and implications for reservoir management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Netherlands, NL, Kluwer Academic, p. 57-67, 1993.

LOPES, M.R.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VALE, R.; SERAFIM-JÚNIOR, M. Comunidade zooplancônica do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Eds.) **Reservatório de Segredo: Bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997. 387p.

LUZIA, A.P. **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico**. 169p. Tese de Doutorado – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

MACKERETH, H.F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Associations**, v. 36, 117p. 1978.

MÄEMETS, A. Rotifers as indicators of lake types in Estonia. **Hydrobiologia**, v. 104, p. 357-361, 1983.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 951p.

MARZOLF, G.R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley & Sons, ch7, p. 195-208, 1990.

MASUNDIRE, H. Zooplankton composition and abundance in relation to water transparency and predation in Lake Kariba, Zimbabwe. **Archiv für Hydrobiologie - Beiheft Ergebnisse Limnologie**, v. 33, p. 513-520, 1989.

MATHEUS, C.E.; TUNDISI, J.G. Estudo físico-químico e ecológico dos rios da Bacia Hidrográfica do Ribeirão e Represa do Lobo. In: TUNDISI, J.G. (Ed.). **Limnologia e**

manejo de represas. (Série: monografias em Limnologia). São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACIESP, v.1, p. 419-447, 1988.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu: Fundibio, p. 39-54, 2007.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. **Oecologia**, v. 25, p. 265-270, 1976.

_____. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**, v. 500, p. 231-242, 2003.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, S.N.; AGUENA, L.S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da Represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de rotífera. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 923-935, 1990.

MATTHEWS, R.; HILLES, M.; PELLETIER, G. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. **Hydrobiologia**, v 468, p. 107-121, 2002.

MATTOS, S.P.; ESTUQUI, V.R.; CAVALCANTI, C.G.B. Lake Paranoá (Brazil): limnological aspects with emphasis on the distribution of the zooplankton community (1982 to 1994). **Verhandenrigen der Internationales Vereirrigurig Fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 26, pt. 2, p. 542-547, 1997.

MEHNER, T.; BENNDORF, J. Eutrophication – a summary of observed effects and possible solutions. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua**, v. 44, n. 1, p. 35-44, 1995.

MELÃO, M.G.G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. In: POMPÊO, M.L.M. (Ed.) **Perspectivas na Limnologia do Brasil**, p. 1 – 13, 1999.

MORAES, E.M. **Ciclo sazonal, distribuições horizontal e vertical e inter-relação ecológicas de nutrientes na Represa do Lobo (Brotas-Itirapina-SP).** 153p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1978.

MORENO, I.H. **Estrutura da comunidade planctônica do reservatório da UHE-Balbina (Floresta úmida – Amazonas) e sua relação com as condições limnológicas apresentadas na fase de enchimento e pós-enchimento (1987-1990).** 237p. Tese de Doutorado – Universida Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

MORETTO, E.M; NOGUEIRA, M.G. Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita reservoir (São Paulo – Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 1, p. 27-39, 2003.

MOTHEO, D.F. **Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas-SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa.** 103p. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

MWEBAZA-NDAWULA, L.; SEKIRANDA, S.B.K.; KIGGUNDU, V. Variability of zooplankton community along a section of the Upper Victoria Nile, Uganda. **African Journal of Ecology**, v. 43, n. 3, p. 251-257, 2005.

NASCIMENTO, S.C. **Influência de resíduos sólidos contendo Mn, Zn, Cu, Cr e Pb na qualidade do sistema água/ solo/ sedimento do córrego da Anta – São José do Rio Preto – SP**. 88p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

NESTERUK, T. Species composition dominance structure of Gastrotrich (Gastroiricha) assemblage in water bodies of different trophic status. **Hydrobiologia**, v. 339, p. 141-148, 1996.

NOGUEIRA, V.P.Q. **Qualidade da água em lagos e reservatórios**. In: Hidrologia Ambiental, Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, p. 165-200, 1991.

NOGUEIRA, M.G. **Comparação, abundância e distribuição espaço temporal das populações planctônicas e das variáveis físico-químicas na represa de Jurumirim, Rio Paranapanema – SP**. 439p. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

_____. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumin reservoir (Paranapanema River) São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.

NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, n. 1, p. 149-168, 1996.

NUSCH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Archiv Für Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1983. 434p.

OISHI, M.K. **Determinação do potencial trófico das águas dos componentes da bacia hidrográfica da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP) através de ensaio algal**. 131p. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1990.

OLIVEIRA-NETO, A.L. **Estudo da variação da comunidade zooplanctônica com ênfase na comunidade de Rotíferos, em curtos intervalos de tempo (variações diárias e nictemerais) na represa do Lobo (Broa)**. 254p. Dissertação de Mestrado – Zoologia, Universidade de São Paulo. 1993.

ORCUTT, J.D.; PACE, M.L. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomitic lake with a note on rotifer sampling techniques. **Hydrobiologia**, v. 119, p. 73-80, 1984.

PACE, M.L. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. **Limnology and Oceanography**, v. 31, p. 45-55, 1986.

PAGGI, J.C.; JOSÉ DE PAGGI, S.B. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná Médio. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 685-719, 1990.

PAGIORO, T.A.; ROBERTO, M.C.; THOMAZ, S.M.; PIERINI, S.A.; TAKA, M. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios** – padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima, ch. 3, p. 39-46, 2005.

PANARELLI, E. A., CASANOVA, S. M. C., NOGUEIRA, M. G., MITSUKA, P. M. and HENRY, R. A comunidade zooplancônica ao longo de gradientes longitudinais no Rio Paranapanema/ Represa Jurumim (São Paulo). In Henry, R. (Ed.). **Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**: Conceitos, tipos, processos e importância. São Carlos: RiMa, 2003, p. 129 - 160.

PANOSSO, R. Considerações geográficas e geomorfológicas. In: BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (Eds.) **Lago Batata**: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: UFRJ/SBL, p. 37-54, 2000.

PAYNE, A.L. **The ecology of tropical lakes and rivers**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 301p.

PEREIRA, J.M.A. **A atividade pesqueira na represa do Lobo-Broa (Itirapina, Brotas – SP)**: caracterização e composição da captura. 124p. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PELÁEZ-RODRÍGUEZ, M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at the shallow tropical reservoir (Broa reservoir, SP, Brazil) in a short time. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 01-09, 2000.

PICARD, V.; LAIR, N. Laboratory approach of the growth of rotifers sampled in Middle Loire (France) under turbulence. **Journal de Recherche Oceanographique**, v. 28, p. 196-199, 2003.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Willey-Interscience, 1975. 165p.

PINTO-COELHO, R.M. Flutuações sazonais e de curta duração na comunidade zooplancônica do lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 47, p. 17-29, 1987.

_____. 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, 1998.

PIYASIRI, S.; JAYAKODY, J.K.U. Ecology of zooplankton in Victoria Reservoir, Sri Lanka: I. Composition and population structure of the zooplankton. **Verhandenrigen der Internationales Vereirrigurig Fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 24, p. 1430-1436, 1991.

POURRIOT, R. Food and feeding habits of Rotifera. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 8, p. 243-260, 1977.

PRETTY, J.N.; MASON, C.F.; NEDWELL, D.B.; HINE, R.E; LEAF, S.; DILS, R. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. **Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 201-208, 2003.

RAVERA, O. Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes. **Memorie Istituto Italiano di Idrobiologia**, v. 54, p. 195-212, 1996.

REID, J.W. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, Universidade de São Paulo, v. 9, p. 17-143, 1985.

REYNOLDS, C.S. Phosphorus and the eutrophication of lakes – a personal view. In: PORTER, R.; FITZSIMON, D.W. (Eds.). **Phosphorus in the Environment: its chemistry and biochemistry** – Ciba Foundation Symposium 57. 1st ed. Amsterdam: Elsevier, p. 201-228, 1978.

RIETZLER, A.C. **Estudo da dinâmica de populações de Copepoda-Calanoidea na represa do Lobo (Broa)**. 196p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.

RIETZLER, A.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Life cycle, feeding and adaptative strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa reservoir (SP, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 62, n. 1, p. 93-105, 2005.

RIO, C.M.G. **Modelagem da circulação de um reservatório tropical polimítico**. 196p. Tese de Doutorado – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

ROBERTSON, A.L.; LANCASTER, J.; HILDREW, A.G. Stream hydraulic and distribution of microcrustacea: A role for refugia? **Freshwater Biology**, v. 33, p. 469-484, 1995.

ROCHA, O. **Flutuação sazonal e distribuição da população de *Diaptomus furcatus*, Sars (Copepoda, Calanoidea) na Represa do Lobo (Broa)**. 147p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1978.

ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. Crustáceos Branchiópodos. In: JOLY, C.A.; BICUDO, C.E.M. (Eds.) **Biodiversidade do Estado de São Paulo: Síntese do conhecimento ao final do século XX**, 4: Invertebrados de água doce. São Paulo: FAPESP, p. 109-120, 1999.

ROCHA, O.; DENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, E. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 151-166, 1995.

RODRÍGUEZ, M.P. **Análise da dinâmica e produção de espécies dominantes de Rotifera da represa do ribeirão do Lobo (Broa), SP no período seco (inverno)**. 86p. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

- ROLAND, F. Produção primária fitoplanctônica. In: BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (Eds.) **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Rio de Janeiro: UFRJ/SBL, p. 105-117, 2000.
- ROLLA, M.E.; DABÉS, M.B.G.S.; FRANÇA, R.C.; FERREIRA, E.M.V.M. Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/ São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 219-244, 1990.
- ROLLA, M.E.; DABÉS, M.B.G.S.; FRANÇA, R.C.; FERREIRA, E.M.V.M. Inventário limnológico do rio Grande na área de influência da futura Usina Hidrelétrica (UHE) de Igarapava. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 4, p. 139-162, 1992.
- SABRI, A.W.; ALI, Z.H.; SHAWKAT, S.F.; THEJAR, L.A.; KASSIM, T.I.; RASHEED, K.A. Zooplankton population in the river Tigris: effects of Samarra impoundment. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 8, p. 237-250, 1993.
- SAINT- PAUL, U. The neotropical Serrasalmid *Collossoma macropomum*, a promising species for fish culture in Amazônia. **Animal Research and Development**, v. 22, p. 7-35, 1985.
- SALAS, H.J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 1341-1350, 1991.
- SALMASO, N. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. **Journal of Limnology**, v. 61, n. 1, p. 95-115, 2001.
- SAUNDERS, J.F.; LEWIS, W.M. Zooplankton abundance in the Caura River, Venezuela. **Bitropica**, v. 20, n. 3, p. 206-214, 1988.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS, p. 159-216, 1984.
- SEGERS, H.; DUMONT, H.J. 102+ rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP, Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. **Hydrobiologia**, v. 316, p. 183-197, 1995.
- SEIXAS, M.H. **Aspectos ecológicos das populações de Cladocera (Crustácea) na represa do Lobo (“Broa”), São Carlos-SP**. 156p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1981.
- SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M.A. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, n. 1, p. 187-207, 1985.
- SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n1B, p. 337-350, 2006.

SERAFIM-JUNIOR, M.; BONECKER, C.C.; ROSSA, D.C. Rotifers of the upper Paraná River floodplain: additions to the checklist. **Brazilian Journal of Biology.**, v. 63, n. 2, p. 207-212, 2003.

SHANNON, C.E.; WIENER, W. **The mathematical theory of communication.** Urbana: University of Illinois, 1963. 173p.

SILVA, C.F.; SUZUKI, M.S.; SIQUEIRA, V.C.; OVALLE, A.R.C. Bloom de Algas no Rio Paraíba do Sul: Um Estudo de Caso. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 2003, Juiz de Fora. **Anais.** 2003.

SILVA, D.A. Levantamento do meio físico das Estações Ecológica e Experimental de Itirapina, São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 17, n. 1, p. 113-128, 2005.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688-688, 1949.

SLÁDECK, V. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 169-201, 1983.

SOUZA, D.A. **Bacia do Ribeirão e Represa do Lobo: bases ecológicas para o planejamento regional, manejo e conservação.** 182p. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

STELZER, C. P. Evolution of rotifer life histories. **Hydrobiologia**, v. 546, p. 335 – 346, 2005.

STRASKRABA, M., TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. E DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 213-288, 1993.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. A Manual of seawater analysis. **Bulletin of Fisheries Research Board Canada**, v. 125, p. 1-187, 1960.

_____. A practical handbook of seawater analysis. 2nd ed. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada**, v. 167, p. 1-311, 1968.

TAKAHASHI, E.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. Longitudinal distribution of cladocerans (Crustacea) in a Brazilian tropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 257-265, 2005.

TAKAHASHI, E.M.; LANSAC-TÔH, F.A.; DIAS, J.D.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M. Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. **Maringá**, v. 31, n. 3, p. 227-234, 2009.

TALAMONI, J. L. B. **Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagos de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos.** 305p. Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 1995.

TALLING, J.F. The incidence of vertical mixing and some biological and chemical consequences in Tropical Africa. **Verhandenrigen der Internationales Vereirrigurig Fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 17, p. 998-1012, 1969.

THORNTON, K.W. Sedimentary processes. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (Eds). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley & Sons, ch. 3, p. 43-69, 1990.

THORP, J.H.; DELONG, M.D. The riverine productivity model: a heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. **Oikos**, v. 70, p. 305-308, 1994.

TILMAN, D. Ecological competition between algae: experimental confirmation of resource-based competition theory. **Science**, v. 192, p. 463-465, 1976.

_____. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academic of Sciences**, v. 96, p. 5995-6000, 1999.

TOLEDO, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12, 1983, Camboriú. **Anais**. p. 1-34, 1983.

TRAINA, S.J.; LAPERCHE, V. Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. **Proceedings of the National Academic of Sciences**, v. 96, p. 3365-3371, 1999.

TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas – Itirapina)**. 219p. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1980.

TRUSH, W.J.; MCBAIN, S.M.; LEOPOLD, L.B. Attributes of an alluvial river and their relation to water policy and management. **Proceedings of the National Academic of Sciences**, v. 22, p. 11858-11863, 2000.

TUNDISI, J.G. **Produção primária, standing-stock, fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial (Represa do Broa, São Carlos)**. 409p. Tese de Livre Docência - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 1977.

_____. Limnologia de Represas Artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento**. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, v. 11, p. 1-46, 1986.

_____. Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J.G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. (Série: monografias em Limnologia). São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACIESP, v.1, t.1, p. 165-204, 1988.

_____. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 937-955, 1990.

_____. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: IIE, 24p. 1999.

_____. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – estudos de caso e perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.) **Ecologia de reservatórios** – impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Botucatu. RiMA, p. 1-21, 2006.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Plankton diversity in a warm monomictic lake (Dom Helvécio, Minas Gerais) and a polymictic reservoir (Barra Bonita): A comparative analysis of the intermediate disturbance hypothesis. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, n. 1, p. 15-28, 1994.

_____. The Lobo-Broa ecosystem research. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.) **Limnology in Brazil**, p. 219-243, 1995.

TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. Ecological basis for the application of ecotechnologies to watershed/reservoir recovery and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 5, p. 49-72, 1994.

TUNDISI J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; LUIZ, S. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e Lobo e da represa da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos: IIE; IIEGA. 72p, 2003.

TUNDISI, T.M. **Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo**. In: Workshop Bases para a Conservação da Biodiversidade no Estado de São Paulo, São Paulo, Brasil. 1997.

UKU, J.N.; MAVUTI, M.K. Comparative limnology, species diversity and biomass relationship of zooplankton and phytoplankton in five freshwater lakes in Kenya. **Hydrobiologia**, v. 272, p. 251-275, 1994.

VALDERRAMA, J. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 1009-1022, 1981.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D. AND BARTELL, S.M. (Eds.) **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor Science, Ann Arbor., p. 29-42, 1983.

WATSON, S.B.; MACCAULEY, E.; DOWNING, J.A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of different nutrient status. **Limnology and Oceanography**, v. 42, p. 487-495, 1997.

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and river ecosystems**. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006p.

WETZEL R.G; LIKENS G.E. **Limnological Analyses**. 20th ed. New York: Springer-Verlag., 1991. 391 p.

WHITAKER, V.A. **Ciclo sazonal das espécies químicas do ferro no reservatório do Lobo (Broa)**. 152p. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1987.

WHITAKER, V.A.; TUNDISI, J.G. Ciclo sazonal do ferro na Represa do Lobo (Broa) e tributários. In: TUNDISI, J.G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. (Série:

monografias em Limnologia). São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACIESP, v.1, t.1, p. 165-204, 1988.

WINBERG, G.G. **Methods for the estimation of production of aquatic animals**. New York: Academic Press, 1971. 175p.

ZANATA, L.H. **Heterogeneidade ambiental no reservatório de Salto Grande (Americana/SP), com ênfase na distribuição das populações de Cladocera**. 203p. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

ZUREK, R.; DUMNICKA, E. The fate of zooplankton in a river after leaving a dam reservoir. **Archiv für Hydrobiologie - Beiheft Ergebnisse Limnologie**, v. 33, p. 549-561, 1989.

APÊNDICES

Tabela 1: Média mensal das variáveis climatológicas (precipitação, temperatura do ar e velocidade dos ventos) na região da bacia hidrográfica do Lobo. Fonte: Estação Climatológica (CRHEA/EESC/USP).

	Precipitação (mm)	Temperatura do ar (°C)	Vel. dos ventos (m/seg)
Março/2010	172.1	23.82	6.35
Abril/2010	82.6	21.63	7.39
Maio/2010	24.1	18.51	6.01
Junho/2010	29.4	17.44	6.29
Julho/2010	30.7	19.26	6.52
Agosto/2010	0	19.3	7.88
Setembro/2010	54.8	22.24	8.85
Outubro/2010	91.6	21.6	9.39
Novembro/2010	143.4	23.03	7.63
Dezembro/2010	234.8	24.21	8.12
Janeiro/2011	543.8	24.13	6.11
Fevereiro/2011	214.9	24.21	6.04

Tabela 2: Valores de pH dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	6.19	5.52	5.6	5.51	5.76	5.67	5.73	5.01	4.99	4.77	3.92	5.16	5.31	3.7	4.48	5.5	5.34
2ª coleta	5	4.61	4.96	4.96	5.45	5.61	5.78	4.63	5.93	4.85	3.99	5.04	5.49	3.96	4.84	4.55	4.86
3ª coleta	5.04	4.13	5.54	5.71	6.9	6.15	5.76	4.28	5.8	4.6	4.58	5.97	5.89	5.08	4.38	5.19	5.45
4ª coleta	4.88	4.9	5.71	5.69	6.09	5.45	6.13	-	6.35	-	-	6.24	6.03	-	5.01	5.75	5.22

Tabela 3: Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	17	10	10.5	11.83	10.25	12.18	26	15	43	8.3	2	28.7	42	3	6	2	13
2ª coleta	15.33	7	8.75	10.5	9.67	9.12	30.67	10	37.33	6.33	2	28	43	2	6	2	11.33
3ª coleta	20.33	6.75	10.25	11	11.5	11.18	38.67	11.33	48.67	6	2.33	35.67	55	2.33	6	3	13
4ª coleta	9	8	11.75	11.56	13	12.09	21.67	-	26.67	-	-	22.67	23.33	-	7	4.33	12.33

Tabela 4: Valores de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	5.78	7.96	8.67	6.915	9.18	4.16	8.53	7.64	6.61	8.29	7.81	5.75	3.43	8.07	7.61	8.08	6.78
2ª coleta	5	8.54	9.65	9.56	10.28	8.72	10.23	9.16	7.78	8.66	9.56	8.77	4.74	8.73	8.33	9.6	8.9
3ª coleta	-	-	-	-	-	-	5.32	7.72	5.86	8.25	7.91	8.34	3.55	8.07	7.17	8.1	7.75
4ª coleta	2.54	6.25	7.4	5.69	7.735	5.23	7.28	-	7.67	-	-	8.83	5.42	-	7.42	7.93	8.62

Tabela 5: Valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	23.2	22.23	24.125	23.8	24.275	22.32	20.1	21	21	21	21.9	24	22.9	21.7	21.4	24.8	23.5
2ª coleta	15.03	15.57	16.725	18.64	19.97	18.79	12.73	15.83	14.2	15.6	16.3	18.07	18.03	18.83	18.07	18.27	19.33
3ª coleta	17.7	18.1	19.25	20.02	20.325	20.47	16.5	19.57	16.53	18.9	20.1	20.6	19.7	20.5	21.13	23.67	21.7
4ª coleta	22.4	22.57	25.8	25.68	26.22	24.71	26.1	-	24.9	-	-	24	24.3	-	23.1	26.1	24.6

Tabela 6: Valores de transparência da água (m) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
1ª coleta	1.05	1.2	1.1	1.7	1.3	2.4
2ª coleta	1.1	1.2	1.4	1.9	1.1	3.1
3ª coleta	0.75	1.2	0.75	0.85	0.8	0.9
4ª coleta	0.2	0.3	0.9	1.25	1.3	1.45

Tabela 7: Valores de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	25.51	9.96	25.11	34.88	19.53	19.07	2.6	17.07	2.39	2.44	11.72	1.99	1.05	1.12	0.56	2.79	22.32
2ª coleta	21.92	7.57	39.86	49.76	23.72	43.25	0	0.98	2.39	1.74	2.79	6.38	4.88	1.4	1.4	0.84	35.22
3ª coleta	67.89	20.46	67.89	81.38	73.94	74.87	3.35	1.31	2.79	0.35	2.51	14.75	6.98	4.46	1.95	3.07	64.17
4ª coleta	7.67	26.51	23.72	21.62	20.33	22.72	4.46	-	2.09	-	-	22.32	2.33	-	1.4	2.23	13.49

Tabela 8: Valores de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	4.92	3.72	2.55	2.46	2.57	3.69	4.2	4.43	4.8	5.77	3.16	6.51	93.8	5.97	4.68	2.59	5.78
2ª coleta	3.56	4.1	3.67	2.81	2.61	1.47	4.65	4.59	3.85	4.35	4.02	6.95	88.23	3.58	3.34	2.44	2.75
3ª coleta	4.1	2.85	2.13	1.07	1.09	0.99	4.18	6.51	3.14	3.52	2.12	4.28	95.61	4.15	2.81	3.04	1.64
4ª coleta	6.58	5.08	3.19	1.89	1.92	3.03	9.89		8.92			6.84	21.3		4.64	4.4	4.83

Tabela 9: Valores de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	52.35	259.24	105.92	59.95	104.43	72.07	112.15	105.92	48.61	58.67	52.22	200.5	588.76	77.21	320.57	90.27	579.18
2ª coleta	145.76	121.72	104.21	154.89	82.17	852.64	154.74	189.36	88.62	255.39	140.89	181.49	726.89	129.64	280.62	70.27	680.56
3ª coleta	24.98	24.79	22.12	19.54	20.48	111.21	85.1	63.08	49.68	58.02	29.07	78.78	313.99	31.59	106.22	25.82	22.26
4ª coleta	21.79	17.14	12.4	9.66	11.64	12.97	33.16		32.91			32.85	62.11		33.92	13.07	20.86

Tabela 10: Valores de íon amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	204.93	64.02	97.09	94.56	63.28	15.67	73.79	54.32	51.11	30.1	63.31	153.47	445.63	56.47	108.1	90.27	290.82
2ª coleta	26.47	25.05	20.19	24.86	9.11	13.03	19.2	9.28	7.55	12.82	7.03	120.31	128.43	8.99	6.96	6.7	18.65
3ª coleta	36.35	22.19	23.01	21.43	15.87	20.74	60.24	18.33	36.84	28.64	37.27	96.76	361.25	36.99	31.1	23.25	30.67
4ª coleta	7.55	5.85	7.13	32.78	25.25	5.46	17.05		19.05			0.21	128.15		11.2	48.85	0.33

Tabela 11: Valores de fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	12.64	6.32	5.45	5.13	3.72	5.5	11.51	12.99	9.16	11.35	5.26	4.85	126.61	6.47	8.29	5.59	11.63
2ª coleta	11.7	5.8	5.28	5.8	6.17	6.42	12.25	14.61	14.69	12.71	12.16	10.22	155.65	17.14	11.45	7.14	3.96
3ª coleta	51.96	46.79	43.2	42.74	41.63	42.43	49.78	51.31	58.67	48.51	43.1	44.97	214.54	46.43	42.15	43.62	45.92
4ª coleta	57.02	38.18	20.85	20.73	20.62	20.65	39.76		39.86			38.9	93.47		4.61	20.79	21.23

Tabela 12: Valores de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	23.1	14.07	14.26	9.22	12.1	13.44	20.11	20.74	15.72	16.59	9.33	13.18	151.25	9.61	18.1	11.14	18.25
2ª coleta	16.68	11.44	13.3	16.32	13.25	14.26	21.68	15.48	17.32	13.01	13.53	14.45	184.19	17.85	13.11	10.18	11.97
3ª coleta	65.75	56.22	54.71	53.25	52.88	55.17	59.95	56.71	66.02	56.53	47.04	56.57	231.6	53.26	50.5	49.04	53.21
4ª coleta	84.11	63.69	43.8	43.58	43.76	43.78	84.7		84.31			64.06	119.99		25.38	43.23	44.06

Tabela 13: Valores de silicato (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	1.25	1.09	2.19	2.44	2.12	1.12	6.82	1.75	7.92	2.17	0.4	2.86	2.24	1.26	0.4	0.41	1.69
2ª coleta	2.26	2.39	2.26	2.28	2.14	2.12	9.55	2.32	8.83	1.63	1.35	3.15	3.02	1.39	1.58	1.44	2.04
3ª coleta	0.46	0.55	0.71	0.51	0.3	0.42	1.77	0.65	1.92	0.36	0.12	0.57	0.76	0.32	0.54	0.58	0.32
4ª coleta	0.47	0.35	0.21	0.09	0.09	0.15	0.36	-	0.36	-	-	36.13	0.22	-	0.21	0.22	38.88

Tabela 14: Valores de nitrogênio orgânico total (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0.23	0.28	0.65	0.93	1.07	0.28	0.7	0.28	0.28	0.89	0.33	0.42	1.07	0.84	0.42	0.79	0.61
2ª coleta	0.89	0.75	0.98	1.03	1.03	0.75	0.7	0.37	0.61	0.93	0.65	0.7	1.35	0.79	0.33	0.33	0.79
3ª coleta	0.37	0.33	0.51	0.42	0.51	0.37	1.49	0.47	0.56	0.37	0.51	0.37	0.37	0.51	0.61	0.61	0.51
4ª coleta	0.42	0.79	0.51	0.98	0.47	0.84	0.51	-	0.42	-	-	0.56	0.75	-	0.42	0.47	0.37

Tabela 15: Valores de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)material em suspensão (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	61.94	43.76	50.37	48.68	41.17	41.98	58.44	51.29	42.57	50.43	34.77	54.23	201.93	26.49	47.94	26.58	47.17
2ª coleta	54.38	36.07	47.82	49.1	34.97	36.69	54.94	37.02	85.89	41.8	27.62	54.53	242.43	27.62	66.6	34.14	40.73
3ª coleta	84.13	64.3	139.35	128.66	135.46	145.57	365.3	70.52	64.49	52.05	75.96	144.8	83.94	167.16	198.27	74.21	63.71
4ª coleta	286.66	222.55	191.66	180.71	182.46	180.33	301.82	-	285.62	-	-	275.18	321.55	-	169.65	171.69	190.86

Tabela 16: Valores de material em suspensão (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

Pontos de coleta	1ª coleta			2ª coleta			3ª coleta			4ª coleta		
	Total	%MSO	%MSI	Total	%MSO	%MSI	Total	%MSO	%MSI	Total	%MSO	%MSI
R1	5.66	63.64	36.36	4.26	67.79	32.21	10.83	65.69	34.31	35.78	21.52	78.48
R2	4.06	52.46	47.54	2.86	44.5	55.5	5.27	65.82	34.18	23.7	24.16	75.84
R3	6.33	57.56	42.44	5.9	74.82	25.18	8.62	78.53	21.47	7.05	71.28	28.72
R4	5.24	61.31	38.69	6.48	77.63	22.37	9.07	77.94	22.06	4.43	91.53	8.47
R5	4.23	67.91	32.09	3.88	76.82	23.18	8.73	80.15	19.85	3.96	91.34	8.66
R6	5.36	49.6	50.4	3.82	82.97	17.03	8.23	80.16	19.84	4.21	67.8	32.2
I1	9.66	18.49	81.51	3.36	28.97	71.03	14.35	16.17	83.83	79.02	12.76	87.24
I2	6.39	36.59	63.41	3.28	37.28	62.72	2.99	62.99	37.01	-	-	-
RL1	40.57	3.63	96.37	3.93	33.82	66.18	3.44	35.27	64.73	51.53	18.44	81.56
RL2	15.51	31.43	68.57	2.25	45	55	9.85	36.29	63.71	-	-	-
L1	3.18	50.63	49.37	1.54	59.09	40.91	3.82	36.13	63.87	-	-	-
AB1	4.16	57.73	42.27	3.63	47.24	52.76	5.2	47.8	52.2	38.3	19.78	80.22
AB/L2	33.7	38.72	61.28	2.93	58.97	41.03	6.21	42.05	57.95	34.02	25.38	74.62
G1	3.52	46.02	53.98	1.82	48.9	51.1	2.2	56.36	43.64	-	-	-
G2	3.02	50	50	11.89	38.1	61.9	4.25	47.29	52.71	2.8	58.93	41.07
CP	1.91	76.96	23.04	1.21	85.95	14.05	2.16	82.35	17.65	13.1	37.25	62.75
JG	4.34	50.43	49.57	5.05	62.87	37.13	9.26	73.55	26.45	8.5	51.57	48.43

Tabela 17: Valores de Chumbo (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0.42	0.39	0.55	0.93	0.82	0.91	0.01	0.12	0.07	0.2	0.52	0.24	0.34	0.13	0.17	0.51	0.43
2ª coleta	0.1	0.36	0.16	0.18	0.26	0.24	0	0.02	0	0	0	0.17	0.03	0.03	0.04	0	0.07
3ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	0	0.01	0

Tabela 18: Valores de Níquel (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.001	0	0	0	0	0	0.023
2ª coleta	0	0.078	0.037	0.036	0.037	0	0.029	0.048	0	0	0	0.024	0	0.036	0.079	0.03	0.037
3ª coleta	0	0.002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4ª coleta	0.007	0	0	0.071	0	0.005	0.005	-	0.019	-	-	0	0	-	0	0	0

Tabela 19: Valores de Ferro (mg.L^{-1}) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0.465	0.661	0.588	0.612	0.408	1.646	2.11	1.581	2.104	2.595	0.239	1.095	4.125	0.212	1.349	0	1.19
2ª coleta	0.085	0.238	0.16	0.033	0.059	0	0.603	0.664	1.189	0.091	1.189	0.733	0.929	0.127	3.472	0	0.185
3ª coleta	0	0	0	0	0	0	1.544	0.191	0.505	0	0	0.185	0	0	0	0	0
4ª coleta	4.332	1.197	0	0	0	0	4.82	-	4.869	-	-	1.366	0.759	-	0	0.622	0

Tabela 20: Valores de Magnésio (mg.L⁻¹) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0.465	0.471	0.442	0.481	0.454	0.529	1.33	0.759	2.135	0.556	0.05	0.654	0.567	0.113	0.258	0.092	0.482
2ª coleta	0.402	0.32	0.36	0.394	0.361	0.397	1.529	0.477	1.947	0.274	1.947	0.647	0.523	0.107	0.261	0.091	0.387
3ª coleta	0.478	0.329	0.406	0.42	0.416	0.427	1.874	0.507	2.307	0.234	0.114	0.812	0.618	0.066	0.293	0.125	0.415
4ª coleta	0.487	0.426	0.299	0.399	0.36	0.378	1.069	-	1.521	-	-	0.59	0.53	-	0.228	0.159	0.373

Tabela 21: Valores de Manganês (mg.L⁻¹) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0.026	0.028	0	0.002	0.027	0	0.011	0	0
2ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.026	0	0
3ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	0	0	0

Tabela 22: Valores de Zinco (mg.L⁻¹) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0.143	0.13	0.072	0.103	0.046	0.083	0.073	0	0.013	0	0.049	0.097	0	0	0.07	0.016	0.043
2ª coleta	0.1	0.271	0.216	0.226	0.255	0.203	0.109	0.151	0.19	0.104	0.19	0.097	0.191	0.09	0.084	0.156	0.347
3ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4ª coleta	0	0	0	0	0	0.295	0	-	0	-	-	0.054	0.146	-	2.622	0	0

Tabela 23: Valores de Cobalto (mg.L⁻¹) dos pontos amostrados da bacia hidrográfica do Lobo.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	I1	I2	RL1	RL2	L1	AB1	AB/L2	G1	G2	CP	JG
1ª coleta	0	0	0.032	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.004	0	0
2ª coleta	0.023	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4ª coleta	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	0	0	0

Tabela 24: Densidades das espécies zooplantônicas nos pontos da represa e períodos avaliados.

	R1				R2				R3				R4				R5				R6			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
Filo: ROTIFERA																								
Classe: EUROTATORIA																								
Ordem: PLOIMA																								
Brachionidae																								
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	125	0	0	0	111	0	0	0	0	0	67	333	0	0	0	0
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	0	0	0	0	0	0	0	111	0	0	0
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	625	0	5917	0	0	0	125	0	125	0	200	0	1111	0	571	0	190	0	333	0	889	0	0	1000
<i>Brachionus variabilis</i> (Hempel, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	0	1750	233	0	0	0	0	0	0	150	95	444	0	381	167	48	0	333	222	6333	0	167	103750
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	31500	56	0	0	1214	0	0	0	19500	0	0	95	21667	0	0	0	10571	556	0	111	4556	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1750	222	3667	0	643	91	750	583	125	667	3550	667	111	2000	1762	750	333	0	1867	1000	0	222	750	750
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0	0	83	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platyias leloupi</i> (Gillard, 1967)	0	56	0	67	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	125	0	0	300	0	0	0	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collothecidae																								
<i>Collotheca</i> sp	2250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5556	0	0	0	2429	778	0	0	0	0	0	0
Conochilidae																								
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	1500	556	333	0	357	2455	333	1000	375	0	450	810	0	0	714	167	0	0	1133	0	0	0	583	0
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1333	2950	0	556	2750	3619	917	95	222	4467	667	111	0	6917	0
Euchlanidae																								
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	33	0	0	0	167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	125	0	0	33	0	0	0	83	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	33	0	0	0	167	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Flosculariidae																								
<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	0	11556	2500	0	500	6818	1417	333	3250	36833	10050	429	2222	25750	9619	167	5095	27111	13600	1111	3556	26556	16583	250
Hexarthridae																								
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	250	0	0	100	214	0	0	17583	875	0	0	9619	1000	0	0	7000	333	333	0	3444	556	0	0	3750
Lecanidae																								
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	375	0	167	333	0	182	250	500	125	0	0	95	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	125	0	0	333	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	67	0	0	0	167	0	0	0	95	0	0	0	0	0	0	0	222	0	0	0	0
<i>Lecane ohioensis</i> (Herrick, 1885)	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lecane proiecta</i> (Hauer, 1956)	0	0	0	0	71	0	0	0	0	0	0	0	5000	250	0	0	238	0	0	0	2667	222	0	0
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	0	0	83	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepadellidae																								
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	0	0	167	33	0	0	42	667	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mytilinidae																								
<i>Lophocaris salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	500	0	0	0	0	0	0	0	250	167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	83	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommatidae																								
<i>Monommata maculata</i> (Myers, 1930)	0	0	0	33	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Proalidae																								
<i>Proales</i> sp	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	67	0	0	0	0	0
Synchaetidae																								
<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	35250	4056	167	0	15929	19909	250	2917	29750	7500	250	1524	5000	11625	238	3667	7286	11000	467	3222	222	778	333	0
Testudinellidae																								
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	250	0	0	333	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella tridentata</i> (Smirnov, 1931)	0	0	0	0	0	91	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0
Trichocercidae																								
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	0	0	0	0	357	91	125	0	5000	1000	800	0	4111	875	810	83	619	111	1600	0	0	111	2667	0
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	250	0	0	0	0	364	0	4167	0	1333	0	6143	556	3500	238	3917	333	222	67	11556	333	1556	0	2000
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	1250	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1167	0

<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	9750	167	417	0	1000	0	0	0	2125	0	0	0	1000	375	0	0	95	111	67	0	0	111	83	0
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	2625	389	0	0	0	0	0	0	500	0	100	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0
Trichotriidae																								
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trochosphaeridae																								
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	250	0	0	0	71	0	42	0	125	0	0	4714	111	0	95	7667	95	0	200	6333	667	0	83	41750
<i>Filinia pejeri</i> (Hutchinson, 1964)	0	0	0	0	0	0	0	9750	0	0	0	1095	0	0	0	500	0	0	0	0	111	0	0	5750
Filo: ARTHROPODA																								
Classe: BRANCHIOPODA																								
Ordem: DIPLOSTRACA																								
Bosminidae																								
<i>Bosmina hagmanni</i> (Stingelin, 1904)	2125	778	667	0	786	182	2333	917	5125	4167	900	190	12556	16875	1190	833	2714	20000	1400	3556	2444	25556	2917	1250
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	875	56	0	0	286	0	0	250	125	0	0	0	9667	0	0	167	857	111	0	0	1000	0	0	250
Chydoridae																								
<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	0	0	0	0	0	0	167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	250	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	0	56	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	0	0	0	33	0	91	83	250	625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200	111	111	0	0	0
<i>Graptoleberis occidentalis</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0
<i>Oxyurella longicaudis</i> (Birge, 1910)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	222	0	0	0	0	0	0
Daphniidae																								

<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	1500	3111	2417	0	286	455	1458	6083	3250	9000	2150	3762	1444	15500	3762	8750	381	1778	4200	22000	1889	22111	10083	7250
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	750	0	0	0	214	0	0	1417	4250	0	0	3905	5556	0	0	6750	190	0	0	3444	4333	0	0	3500
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	0	167	0	0	0	273	0	83	1250	1833	0	286	3556	2500	0	3333	0	0	0	222	6444	222	0	15000
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	0	0	0	0	0	0
Ilyocryptidae																								
<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	125	56	0	667	0	91	42	250	0	0	0	143	0	0	0	250	0	0	467	0	0	0	0	0
Macrothricidae																								
<i>Macrothrix flabelligera</i> (Smirnov, 1992)	0	0	0	0	0	0	0	167	125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moinidae																								
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	0	0	0	67	214	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sididae																								
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	10000	222	500	0	5929	455	458	3167	5125	333	250	3190	4444	875	286	3667	524	222	133	111	2222	111	2417	500
Filo: ARTHROPODA																								
Classe: MAXILLOPODA																								
Ordem: CALANOIDA																								
náuplio	5125	389	5417	0	3500	1091	2292	10167	4750	1667	5000	13714	5556	9875	3952	20750	2381	1556	5400	26000	2222	1333	8083	8000
copepodito	125	0	2250	33	143	0	417	3917	500	167	1900	10048	1444	4250	4143	14333	190	2333	1467	2667	0	333	8917	11000
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	0	0	1917	0	0	0	0	0	0	0	0	333	0	0	0	667	0	0	0	0	111	0	0	0
<i>Notoflaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	1250	111	16083	0	1571	727	708	3833	0	833	750	2286	2667	6000	3143	6667	0	0	933	667	556	111	4583	2500

Ordem: CYCLOPOIDA																								
náuplio	19500	4389	2917	1000	4857	727	6417	4250	3250	667	2250	1524	21333	1625	1286	500	2381	222	1200	889	86444	556	2500	500
copepodito	2625	0	0	67	0	0	0	0	2000	0	300	190	13556	375	190	0	667	111	133	111	34778	0	250	0
<i>Mesocyclops ogunnus</i> (Onabamira, 1975)	13125	944	333	167	6786	1182	542	83	3375	833	300	333	0	500	333	167	333	667	67	0	0	1333	750	250
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0	167	167	0	286	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	9556	0	0	0	0	0	0	0	25889	0	0	0

Tabela 25: Densidades das espécies zooplantônicas nos pontos dos tributários e períodos avaliados.

	II - 1	II - 2	II - 3	II - 4	I2 - 1	I2 - 2	I2 - 3	I2 - 4	RL1 - 1	RL1 - 2	RL1 - 3	RL1 - 4	RL2 - 1	RL2 - 2	RL2 - 3	RL2 - 4	L1 - 1	L1 - 2	L1 - 3	L1 - 4	AB1 - 1	AB1 - 2	
Filo: ROTIFERA																							
Classe: EUROTATORIA																							
Ordem: PLOIMA																							
Asplanchnidae																							
<i>Asplanchna</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachionidae																							
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1938)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1915)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	10	0	0	0	30	0

<i>Brachionus patulus</i> (Müller, 1786)	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	0	0	70	0	10	0	0	20	0	0	0	0	40	0	0	10	0	0	0	190	2140	
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	50	60	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	1810
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	20	30	0	0	10	0	10	0	0	50	0	0	10	10	0	0	40	0	10	0	100	180	
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notholca cornuta</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platylas leloupi</i> (Gillard, 1967)	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	520	90	20	0	90	0	0	0	20	830	0	0	20	0	10	0	0	0	0	0	0
Collothecidae																							
<i>Collotheca</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Conochilidae																							
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epiphanidae																							
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	0	0	90	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euchlanidae																							
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	10	50	0	0	0	0	0	0	170	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	0	110	0	0	0	10	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis triquetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

(Ehrenberg, 1838)																						
Flosculariidae																						
<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gastropodidae																						
<i>Gastropus</i> sp	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Hexarthridae																						
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecanidae																						
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0	0	250	60	10	20	110	0	0	60	30	300	0	20	60	0	0	0	0	0	0	40
<i>Lecane crepida</i> (Harring, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0	0	30	80	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	10	0	20	0	20	80	0	0	0	0	0	60	0	0	10	0	0	0	40	0	0	30
<i>Lecane proiecta</i> (Hauer, 1956)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepadellidae																						
<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)	10	0	0	0	50	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
<i>Lepadella minuta</i> (Weber & Montet, 1918)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	40	0	310	0	10	0	40	0	30	0	30	10	10	0	20	0	10	0	0	0	0	50

<i>Squatina mutica</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mytilinidae																							
<i>Lophocaris salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommatidae																							
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	10	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalodella exigua</i> (Gosse, 1886)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalodella hyalina</i> (Myers, 1924)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalodella mucronata</i> (Myers, 1924)	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monommata maculata</i> (Myers, 1930)	10	0	80	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notommata copeus</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Proalidae																							
<i>Proales</i> sp	10	0	20	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Synchaetidae																							
<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1240
Testudinellidae																							
<i>Testudinella parva</i> (Ternez, 1892)	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0	0	0	0	70	10	20	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	20	10
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella tridentata</i> (Smirnov,	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

1931)																							
Trichocercidae																							
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	30	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	10
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	130
<i>Trichocerca tigris</i> (Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichotriidae																							
<i>Macrochaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	10	0	360	0	30	20	10	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trochosphaeridae																							
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia pejeri</i> (Hutchinson, 1964)	0	0	0	330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Filo:																							
ARTHROPODA																							
Classe:																							
BRANCHIOPODA																							
Ordem:																							
DIPLOSTRACA																							
Bosminidae																							
<i>Bosmina hagmanni</i> (Stingelin, 1904)	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	250	0	30	10	0	0	0	0	0	0	0	3130
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	50	0	0	0	150
Chydoridae																						
<i>Acroperus tupinamba</i> (Sinev & Elmoor- Loureiro, 2010)	0	0	0	20	0	10	20	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	0	10	40	0	0	20	0	0	0	10	120	10	30	0	140	0	20	20	40	0	0	20
<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	90	0	30	0	110	0	20	30	0	0	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	430	0	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus pubescens</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	0	0	10	20	40	30	190	0	30	0	10	0	0	0	60	0	0	0	40	0	0	120
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	0	0	0	0	0	20	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leydigiopsis ornata</i> (Daday, 1905)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0
Daphniidae																						
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	270
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Ilyocryptidae																						
<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	0	0	50	0	0	0	90	0	0	0	30	20	0	0	20	0	370	40	10	0	0	10
Macrothricidae																						
<i>Macrothrix flabelligera</i> (Smirnov, 1992)	0	0	10	0	0	10	0	0	0	0	90	50	10	0	0	0	0	30	0	0	0	0

Moinidae																							
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	510
Sididae																							
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> (Hansen, 1899)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Filo: ARTHROPODA																							
Classe: MAXILLOPODA																							
Ordem: CALANOIDA																							
náuplio	0	0	1250	0	10	10	60	0	30	0	120	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	
copepodito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Notofiatomus iheringi</i> (Wright, 1935)	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ordem: CYCLOPOIDA																							
náuplio	20	90	950	190	20	30	20	0	20	110	1060	440	30	0	60	0	90	260	60	0	180	200	
copepodito	20	20	410	30	30	10	0	0	10	10	50	50	0	0	0	0	10	60	0	0	30	30	
<i>Mesocyclops ogunnus</i> (Onabamira, 1975)	20	40	1350	170	0	0	0	0	20	40	350	650	0	0	20	0	10	20	10	0	200	60	
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0	0	0	20	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	90	0	0	110	0	

Tabela 25: Continuação.

	AB1 - 3	AB1 - 4	ABL2 - 1	ABL2 - 2	ABL2 - 3	ABL2 - 4	G1 - 1	G1 - 2	G1 - 3	G1 - 4	G2 - 1	G2 - 2	G2 - 3	G2 - 4	CP - 1	CP - 2	CP - 3	CP - 4	JG - 1	JG - 2	JG - 3	JG - 4	
Filo: ROTIFERA																							
Classe: EUROTATORIA																							
Ordem: PLOIMA																							
Asplanchnidae																							
<i>Asplanchna</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachionidae																							
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1938)	0	222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1915)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	0	222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	580	13000
<i>Brachionus patulus</i> (Müller, 1786)	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	68222	10	330	0	134333	0	0	0	0	0	120	0	210	0	0	0	359	280	0	120	203000	
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	0	444	0	160	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	700	333	
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0	0	30	10	10	0	10	10	0	0	0	20	0	0	0	10	0	0	0	111	20	0	
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Notholca cornuta</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platylas leloupi</i> (Gillard, 1967)	0	0	20	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	222	0	0	70	333	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	10	0	
Collothecidae																							
<i>Collotheca</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1333	
Conochilidae																							
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	
Epiphanidae																							
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barros & Daday, 1894)	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5111	70	0
Euchlanidae																							
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	100	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1444	20	0
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis triquetra</i> (Ehrenberg, 1838)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Flosculariidae																							
<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	640	0
Gastropodidae																							
<i>Gastropus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hexarthridae																							
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	667
Lecanidae																							
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	40	0	720	300	1260	667	0	0	10	0	40	80	10	50	40	10	10	103	20	778	40	0	
<i>Lecane crepida</i> (Harring, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	140	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	10	0	190	30	10	3000	0	0	0	0	0	10	0	0	20	10	0	51	10	0	10	0	
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	30	60	0	30	40	10	0	10	10	0	0	10	10	20	0	20	222	10	0	
<i>Lecane proiecta</i> (Hauer, 1956)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	222	20	0	
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	20	0	0	0	10	0	
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepadellidae																							
<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)	0	0	20	10	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella minuta</i> (Weber & Montet, 1918)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	0	0	0	30	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Squatinnella mutica</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	0	0	0	0
Mytilinidae																							
<i>Lophocaris salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	0	24000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	0	0	0	0	0	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	20	280	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommatidae																							
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	667	0	0
<i>Cephalodella exigua</i> (Gose, 1886)	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalodella hyalina</i> (Myers, 1924)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalodella mucronata</i> (Myers, 1924)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Monommata maculata</i> (Myers, 1930)	0	0	0	40	0	333	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notommata copeus</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0
<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	222	0	0
Proalidae																							
<i>Proales</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Synchaetidae																							
<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	50	1333	0	150	0	667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	50	0
Testudinellidae																							
<i>Testudinella parva</i> (Ternetz, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0	0	1140	330	780	0	0	0	0	0	20	280	0	10	0	40	0	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella tridentata</i> (Smimov, 1931)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
Trichocercidae																							
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	0	667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	222	20	333
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	180	0
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	333	30	0
<i>Trichocerca tigris</i> (Müller, 1786)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichotriidae																							

<i>Macrochaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trochosphaeridae																						
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	87000
<i>Filinia pejeri</i> (Hutchinson, 1964)	0	222	0	0	0	333	0	0	0	0	0	0	0	170	0	0	0	51	20	0	0	0
Filo: ARTHROPODA																						
Classe: BRANCHIOPODA																						
Ordem: DIPLOSTRACA																						
Bosminidae																						
<i>Bosmina hagmanni</i> (Stingelin, 1904)	3060	7556	0	40	30	6000	0	0	0	0	0	10	0	20	0	10	0	51	0	2333	480	1333
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	270	0	280	10615	0	0	0	0
Chydoridae																						0
<i>Acroperus tupinamba</i> (Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010)	20	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	10	0	0	90	270	0	0	0	222	40	0
<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	20	1333	0	0	0	333	10	10	20	0	80	20	60	0	50	80	20	0	30	222	30	0
<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	0	0	110	50	0	0	0	0	0	0	0	30	20	0	100	250	40	0	0	333	30	0
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	0	0	20	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	10	30	50	0	0	0	444	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus pubescens</i> (Sars, 1901)	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	10	0	0	10	10	0	0	10	20	0	0	0	0	0	40	240	60	718	0	0	40	0
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	0	0	0	10	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Leydigiopsis ornata</i> (Daday, 1905)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Daphniidae																							
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	0	889	0	0	0	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4333
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5000
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	667	600	13000	
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilyocryptidae																							
<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	0	0	210	30	10	0	0	0	440	0	10	0	0	10	150	170	30	51	10	778	10	0	
Macrothricidae																							
<i>Macrothrix flabelligera</i> (Smirnov, 1992)	10	889	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moinidae																							
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	0	1778	0	0	0	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sididae																							
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> (Hansen, 1899)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	333
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	0	667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	20	0	
Filo: ARTHROPODA																							
Classe: MAXILLOPODA																							
Ordem: CALANOIDA																							
náuplio	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	10	50	570	90	923	10	556	240	1000	
copepodito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120	400	80	1692	20	222	240	7000	
<i>Notofiaptomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	150	960	240	2154	0	111	1420	6000	

<i>iheringi</i> (Wright, 1935)																							
Ordem: CYCLOPOIDA																							
náuplio	80	4889	840	380	140	7333	10	70	290	0	40	270	80	70	100	220	180	154	70	444	500	3667	
copepodito	0	0	50	30	20	333	0	0	60	0	10	0	0	40	20	50	10	103	10	0	10	1000	
<i>Mesocyclops ogunnus</i> (Onabamira, 1975)	10	4222	120	0	70	7333	0	0	120	0	10	50	30	10	40	70	10	821	140	0	230	0	
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0	0	0	20	0	1333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	60	0	0	0	
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	0	1333	0	0	0	667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	