

Universidade Federal de Juiz de Fora
Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Mestrado em Ecologia

Gabriela Linhares Frizzera

**LIMNOLOGIA, DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLÉIA DE
OLIGOCHAETA (ANNELIDA: CLITELLATA) E LARVAS DE
CHIRONOMIDAE (DIPTERA) DO LAGO DOS MANACÁS, MUNICÍPIO DE
JUIZ DE FORA, MG**

Juiz de Fora
2011

Gabriela Linhares Frizzera

**LIMNOLOGIA, DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLÉIA DE
OLIGOCHAETA (ANNELIDA: CLITELLATA) E LARVAS DE
CHIRONOMIDAE (DIPTERA) DO LAGO DOS MANACÁS, MUNICÍPIO DE
JUIZ DE FORA, MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais, área de concentração: Ecologia Aquática, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Roberto da Gama Alves

Juiz de Fora

2011

Frizzera, Gabriela Linhares.

Limnologia, distribuição e composição da fauna de Oligochaeta (Annelida: Clitellata) e larvas de Chironomidae (Diptera) do Lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG / Gabriela Linhares Frizzera. – 2011. -- 83 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais)-Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2011.

1. Ecologia. 2. Recursos naturais. I. Título.

CDU 574.5

Gabriela Linhares Frizzera

**LIMNOLOGIA, DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLÉIA DE
OLIGOCHAETA (ANNELIDA: CLITELLATA) E LARVAS DE
CHIRONOMIDAE (DIPTERA) DO LAGO DOS MANACÁS, MUNICÍPIO DE
JUIZ DE FORA, MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais, área de concentração: Ecologia Aquática, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre.

Aprovada em 28 de março de 2011.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves (Orientador)
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dra. Maria Carolina Silva Soares
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dra. Alice Michiyo Takeda
Universidade Estadual de Maringá

À minha família, que esteve sempre ao meu lado me dando o apoio necessário para enfrentar as dificuldades para a realização deste trabalho. A vocês o meu agradecimento sincero!

AGRADECIMENTOS

_Em primeiro lugar agradeço a Deus por estar sempre comigo, principalmente nos momentos mais difíceis deste trabalho.

_Ao meu pai, minha mãe e minha irmã por acreditarem em mim sem questionamentos, por me darem o suporte emocional e financeiro necessários para a realização deste trabalho e, principalmente, por entenderem as minhas ausências durante todos esses anos da minha formação.

_Aos meus tios e tias, primos e primas pelo incentivo, carinho e força. Vocês sempre serão muito importantes!

_Ao meu orientador Roberto da Gama Alves pela amizade, confiança e por acreditar no meu potencial, abrindo-me grandes oportunidades que foram muito importantes em minha formação e principalmente, por ser um exemplo de profissional.

_Ao programa de Pós-graduação em Ecologia

_Aos colegas do Laboratório de Invertebrados Bentônicos Luciana, Lidimara, Emanuel, Marcos, Felipe e Alex pela amizade, conversas, confraternizações e por estarem sempre prontos para me auxiliar quando necessário. E aqueles que já não fazem mais parte integral dele, mas que foram e continuam sendo colegas muito importantes: Haroldo, Vivian, Beatriz e Renato. Entre estes, agradeço principalmente ao Renato, companheiro dos trabalhos de Oligochaeta, que me ensinou grande parte daquilo que sei hoje sobre este grupo.

_Ao Marcos, Emanuel e Geysa pela grande ajuda durante as coletas de sedimento.

_Aos colegas do Laboratório de Ecologia Aquática: Anderson, Rafael Almeida, Rafael Paiva, Guilherme Bianchi, Felipe, Maíra, Nara, Fran e Gladson por serem pessoas tão prestativas e por toda a ajuda durante as coletas e análise da água. Sem vocês este estudo não poderia ter sido feito!

_Ao Thiago Martins por toda a ajuda para a delimitação dos transectos e pontos de coleta deste estudo e marcação com GPS.

_Ao Márcio Malafaia pela confecção do mapa deste estudo.

_Ao José Hugo, um grande amigo que com muita disposição fez a composição florística da margem do lago dos Manacás.

_Ao José Carlos, secretário da pós-graduação, pelas conversas, amizade e por sempre tentar resolver os problemas que foram surgindo, com grande disposição.

_Aos colegas dos mestrados de Ecologia e de Comportamento Animal pela amizade e troca de experiências.

_Aos amigos (impossível nomear todos aqui) pela maravilhosa convivência de todos os dias, momentos de alegria e amizade sincera.

_À Gláucia, Dani e André, amigos de baladas, estudos, viagens, brincadeiras e conversas de uma graduação inteira e que irão ficar para toda a vida. Sem vocês, os quatro anos de Universidade e os dois anos de mestrado não seriam os mesmos. Vocês são pessoas muito especiais na minha vida!

_Ao Leandro pela amizade, conversas de MSN e caronas para a universidade.

_Ao Reinaldo, grande amigo que pude contar nas melhores e piores horas.

_À Priscila, grande amiga do mestrado, por suas visitas no laboratório, companhia nas aulas de espanhol e conversas durante esses anos.

_Ao Felipe pelo pela amizade de tantos anos.

_À Universidade Federal de Juiz de Fora.

_À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa a mim concedida.

RESUMO

O objetivo do presente estudo foi verificar a existência de variação espacial e temporal das variáveis abióticas e conhecer a estrutura da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta do lago dos Manacás em meses que compõe o período seco e chuvoso e, a partir destas variáveis avaliar a qualidade da água deste ambiente. Foram realizadas três coletas, duas no período seco (agosto/09 e julho/10) e uma no chuvoso (fevereiro/10), em dois transectos, cada um com cinco pontos de coleta. As amostras de sedimento foram obtidas com draga do tipo Petersen em tréplicas, também foram obtidas amostras para a análise da granulometria e matéria orgânica. As amostras de água foram obtidas do fundo com uma garrafa de Van Dorn. Para analisar o estado trófico do ambiente foi calculado o índice de estado trófico (TSI) de Carlson e foi avaliada a presença e abundância de táxons indicadores de poluição. As variáveis limnológicas não apresentaram variações significativas entre os pontos de coleta e entre os transectos. Entretanto foram detectadas diferenças significativas entre as coletas realizadas, com exceção das variáveis oxigênio, carbono orgânico dissolvido e pH. A granulometria foi composta principalmente por sedimento fino e com alta porcentagem de matéria orgânica. A assembléia encontrada foi composta por 25 táxons e 1007 organismos. A maior riqueza e diversidade foi obtida na primeira coleta em agosto de 2009 e as menores densidade número de táxons foi encontrada no período chuvoso em fevereiro de 2010. Os quironomídeos foram os organismos mais abundantes em todo o período de coletas. Os pontos marginais (I e V) diferiram significativamente em relação à assembléia somente em um transecto na primeira coleta, nas demais, as margens foram consideradas iguais. Em agosto de 2009 pode ser observada uma grande quantidade de táxons adominantes. Neste período *Caladomyia ortonii* foi o principal táxon dominante. Em 2010 não foram observados táxons adominantes e *Polypedilum* foi dominante neste período. O índice calculado para determinar o estado trófico do lago dos Manacás classificou este ambiente como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico ao longo do período de coletas. As variáveis abióticas diferiram temporalmente modificando as condições do ambiente e a estrutura da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta. As concentrações de nutrientes aumentaram bastante demonstrando que o lago passa por um processo de alteração da qualidade da água. A baixa abundância de organismos encontrados no lago foi considerada comum, visto que também foi observado em outros locais. Apesar do índice de estado trófico mostrar que a qualidade da água do lago dos Manacás apresenta-se em más condições, a ausência e/ou a baixa densidade dos táxons considerados como indicadores de poluição não confirmam estes dados.

Palavras-chave: variáveis abióticas, assembléia bentônica, estado trófico

ABSTRACT

The aim of this study was to verify the existence of the spatial and temporal variation of abiotic variables and know the structure of Chironomidae and Oligochaeta assemblage of the Manacás lake in months that compound the dry and rainy period and from this variable to evaluate the water quality of the environment. Three collects have been done, two in dry season (august/09 and july/10) and one in the wet season (february/10) in two transects each with five sampling points., Sediment samples has been collected by a bottom sampler Petersen. Three replicates have been made in each sample point for analysis of macroinvertebrates. Sediment samples were also obtained for analysis of particle size and organic matter. Water samples were obtained from the bottom with a bottle of Van Dorn. To analyse of the environment trofic status was calculated the trofic status index (TSI) of the Carlson and the presence and abundance of the pollution indicators taxa. Limnological parameters showed no significant variations among the sampling sites and among transects. However significant differences were detected between samples collected, with the exception of oxygen, dissolved organic carbon and pH. The particle size was mainly composed of fine sediment with a high percentage of organic matter. The assemblage found was composed of 25 taxa and 1007 organisms. The higher richness and diversity was obtained in the first collection in August 2009 and the lower density and number of taxa was found to the rainy season. Chironomids were the most abundant organisms during all period of collection. The marginal points (I and V) differed significantly with respect the assemblage only in transect A in the first collection in the others, the margins were considered equal. In August 2009 could be seen a large number of taxa adominantes. During this period the main dominant taxa was Caladomyia ortonii. In 2010 adominantes taxa were not observed, and Polypedilum were dominant in this period. The index to determine the trophic status of Manacás Lake rated this environment as oligotrophic, mesotrophic and eutrophic during the period of collection. The abiotic variables varied temporally changing environmental conditions and structure of the assemblage of Chironomidae and Oligochaeta. The concentrations of nutrients increased significantly showing that the lake goes through a process of change in water quality. The low abundance of the organisms found in the lake was considered common, already observed on others places. Although the trofic status index to show the water quality of Manacás lake is in bad conditions the absence and/or the low density of taxa considered how pollution indicators do not confirm this data.

Keywords: abiotics variables, benthic assemblage, trofic status

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1: Rede hidrográfica da área do Lago dos Manacás, situado na Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais.....22
- Figura 2: Vista do Lago dos Manacás mostrando a proximidade com o anel viário do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora.....23
- Figura 3: Margem do lago dos Manacás. A marcação em cor amarela demonstra que a margem se restringe a apenas poucos metros em alguns pontos.24
- Figura 4: Mapa batimétrico do lago dos Manacás mostrando os dois transectos (A e B) com os cinco pontos de coleta em cada um (I, II, III, IV e V).....25
- Figura 5: Vista da margem do lago dos Manacás onde se situam os pontos I dos transectos A e B.....26
- Figura 6: Vista da margem do lago dos Manacás onde se situam os pontos I dos transectos A e B, demonstrando a substituição da vegetação arbóreo-arbustiva por gramínea.....26
- Figura 7: Vista da margem do lago dos Manacás onde se situam os pontos V dos transectos A e B.....27
- Figura 8: Variáveis limnológicas, unidade, metodologia e referências utilizadas para a análise da água do lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.....29
- Figura 9: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de nitrato e no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....33
- Figura 10: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de nitrito no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....34
- Figura 11: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio do íon amônio no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....35
- Figura 12: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de DIN no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....35
- Figura 13: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de NOT no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....36

Figura 14: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de nitrogênio total no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....36

Figura 15: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de orto-fosfato no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....37

Figura 16: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) e desvio de fósforo total no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....38

Figura 17: Concentração total (mg/L) e desvio de oxigênio dissolvido no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....38

Figura 18: Concentração total (mg/L) e desvios de COD no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....39

19: Valores de pH e desvios do lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....39

Figura 20: Concentração de alcalinidade ($\mu\text{eq/L}$) no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).....39

Figura 21: Resultado da Análise de componentes principais (PCA) dos pontos amostrais dos transectos A e B do lago dos Manacás e das variáveis físicas e químicas. NT= Nitrogênio total, PT= Fósforo total, OD= Oxigênio dissolvido, pH= pH, COD= Carbono orgânico dissolvido, Alc= Alcalinidade, F= Folhigo, AG= Areia grossa, AM= Areia média, AF= Areia fina, S.A.= Silte e Argila, MO= Matéria orgânica e Prof= Profundidade.....42

Figura 22: Número de organismos presentes em cada coleta (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizada no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.....47

Figura 23: Número de organismos na região marginal e central das três coletas (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizadas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nas três coletas realizadas.....47

Figura 24: Número de organismos Chironomidae e Oligochaeta em cada coleta (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizada no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.....48

Figura 25: Análise de Bray-Curtis para os cinco pontos de coleta dos transectos A e B com base na abundância da assembléia de Chironomidae e

Oligochaeta das três coletas realizadas no lago dos Manacás. Cor. Cof. =
0,9143.....52

LISTA DE TABELAS

- Tabela I: Granulometria do sedimento do lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.....41
- Tabela II: Correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas do lago dos Manacás. $p < 0,05$ (Weatherhead & James) e $p < 0,0001$ (Ruland & Smol, 1998). Os valores marcados são aqueles em que as correlações foram significativas. Em * estão aquelas cujo valor de $p < 0,0001$ 44
- Tabela III: Densidade da assembléia (ind/m^2) de Oligochaeta e Chironomidae presente no Lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nas três coletas realizadas nos transectos A e B.....46
- Tabela IV: Valores dos índices de riqueza, dominância, diversidade e uniformidade obtidos para os pontos de coleta dos transectos A e B nas três coletas (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizadas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.....49
- Tabela V: Dominância de Kownacki calculada para cada táxon dos transectos A e B nas três coletas (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizadas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG. **Dominantes (ID>10)**, subdominantes ($1 < \text{ID} < 10$) e adominantes ($\text{ID} < 1$).....51
- Tabela VI: Correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e os táxons com maior densidade em todas as coletas realizadas nos transectos A e B no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG. $p < 0,05$54
- Tabela VII: Classificação do estado trófico através do índice de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) calculado para os transectos A e B em cada coleta no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.....54

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivos Específicos.....	20
3 HIPÓTESES	21
4 ÁREA DE ESTUDO	22
5 MATERIAL E MÉTODOS	25
5.1 Variáveis físicas e químicas	25
5.1.1 Coletas.....	25
5.1.2 Variáveis Limnológicas.....	27
5.1.3 Granulometria e Matéria Orgânica.....	28
5.1.4 Análises Estatísticas.....	28
5.2 Variáveis bióticas.....	29
5.2.1 Coletas e Identificação.....	29
5.2.2 Análise da Assembléia.....	30
5.2.3 Análise Estatística da Assembléia.....	30
5.3 Diagnóstico do lago dos Manacás.....	31
5.3.1 Análise Estatística.....	31
6 RESULTADOS	33
6.1 Variáveis Físicas e Químicas.....	33
6.1.1 Variáveis Limnológicas.....	33
6.1.2 Granulometria.....	40
6.1.3 Análise de Componentes Principais.....	41
6.1.4 Correlação de Pearson.....	42
6.2 Variáveis Bióticas.....	45
6.2.1 Dominância de Kownacki.....	50
6.2.2 Análise de Cluster.....	51
6.3 Diagnóstico do lago dos Manacás	52
7 DISCUSSÃO	55
8 CONCLUSÃO	67
REFERÊNCIAS	68
ANEXOS	78

1- INTRODUÇÃO

Ambientes aquáticos possuem diversas características que são determinantes para sua classificação. Sistemas lênticos, por exemplo, se diferenciam de lóticos porque suas águas permanecem confinadas em uma depressão por um tempo longo ou indeterminado, desta forma, apresentam fluxo bastante estável em que a mistura da coluna d'água ocorre, principalmente, pela ação do vento e por sua desestratificação (Fonseca; Esteves, 1999; Freire *et al.*, 2009).

Existem no mundo diversos tipos de ambientes com características lênticas. Os mais comuns e abundantes são os lagos, lagoas, tanques e reservatórios utilizados pelo homem para vários propósitos (Kennedy, 1999; Pilipenko *et al.*, 2010) tais como o controle de inundações (Garcia *et al.*, 2009), a produção de energia elétrica (Bonecker *et al.*, 2007; Granado; Henry, 2008), navegação, abastecimento de água (Furey *et al.*, 2006), irrigação e outros fins (Peiró; Alves, 2006) desenvolvidos de acordo com a necessidade da população em que esses ambientes estão situados. Por isso, muitos deles possuem usos múltiplos, tendo a finalidade de atender ao máximo os habitantes locais (Figueiredo; Bianchini Jr, 2008).

Lagos artificiais e naturais não apresentam muitas diferenças entre si quando exibem características físicas semelhantes. Em ambientes com profundidades distintas, por exemplo, as variações das propriedades físicas e químicas da água e da assembléia presente no meio ocorrem por diferentes causas. Em sistemas rasos, a força do vento e a composição do sedimento são fatores que interferem muito nas variáveis limnológicas e na estrutura da biota. O mesmo não ocorre em sistemas profundos em que a estratificação termal é um fator mais influente. Por outro lado, a morfometria, a carga de poluição que chega ao local, o gradiente longitudinal e o tempo de retenção da água tem o mesmo grau de influência entre esses ambientes (Istvánovics; Somlyódy, 1999).

Ecosistemas aquáticos rasos geralmente não apresentam diferenças limnológicas marcantes entre as regiões da superfície e do fundo da coluna d'água na maior parte do ano (Rodrigues *et al.*, 2002; Molisani *et al.*, 2010). Por outro lado, em sistemas muito profundos as características abióticas tem

valores marcadamente distintos entre estas duas regiões, sendo comum a estratificação da coluna por um grande período (Othaka *et al.* 2006; Valério *et al.*, 2009).

No Brasil, os ambientes lênticos são comumente rasos, contendo apenas poucos metros de profundidade (Esteves 1998). Devido a isso, a ação do vento se torna um fator muito importante nestes ecossistemas, pois ressuspende o sedimento do fundo, promovendo a homogeneização da coluna d'água (Rodrigues *et al.*, 2002). Desta forma, as variáveis abióticas do meio são menos susceptíveis a modificações espaciais (Beltrão *et al.*, 2009).

A assembléia dos ambientes aquáticos continentais é composta por diversos organismos entre os quais os invertebrados bentônicos desenvolvem papel importante no fluxo de energia, pois atuam na dinâmica da rede trófica através da competição e predação sobre outros organismos, além de serem utilizados como recursos alimentares por outros animais da cadeia alimentar (Uieda; Motta, 2007), assim como na ciclagem de nutrientes do meio (Liu *et al.*, 2006), se alimentando do detrito orgânico que se acumula no substrato e participando do processo de remineralização da matéria orgânica (Hirabayashi; Wotton. 1999; Solimini, 2006).

Entre os invertebrados bentônicos os Oligochaeta e Chironomidae estão entre os mais freqüentes e abundantes na maioria dos ambientes aquáticos (Pinder, 1986; Roque *et al.*, 2004; Pamplin *et al.*, 2006). O comportamento sedentário, a distribuição agregada (Callisto *et al.*, 2005) e a dependência do substrato para se alimentar e reproduzir faz com que esses animais respondam de forma susceptível às modificações do meio (Lang, 1998).

Em sistemas lênticos estes macroinvertebrados geralmente são bastante comuns (Erman; Erman, 1975), podendo estar presentes em elevada densidade numérica (Pamplin *et al.*, 2005; Callisto *et al.*, 2002). Características distintas desses ecossistemas como a maior disponibilidade de alimento na forma de material orgânico particulado e a estabilidade do fluxo d'água (Brandimarte *et al.*, 2005), e conseqüentemente do substrato, são razões que contribuem para o estabelecimento das larvas de Chironomidae e vermes Oligochaeta.

Modificações na abundância, diversidade e uniformidade da biota entre os períodos do ano e em um mesmo período (Jorcin; Nogueira, 2008) podem ser observadas em diversos ecossistemas. No período seco é possível encontrar diversidade e densidade mais elevadas de organismos por haver maior estabilidade do habitat (Cleto-Filho; Arcifa, 2006). Porém, em muitos locais o período chuvoso oferece condições para o estabelecimento da biota em virtude do aumento do nível da água. Entretanto, diferenças significativas entre esses dois períodos podem não ser encontradas (Peralta *et al.*, 2002). Alguns estudos não percebem a influência dos efeitos sazonais na assembléia porque eles podem ser menores em relação àqueles produzidos pelas variáveis abióticas (Ali *et al.*, 2002).

Nas últimas décadas o número de reservatórios e lagos artificiais no Brasil tem aumentado (Barbosa *et al.*, 1999). A formação destes novos corpos d'água produz modificações nas condições hidrológicas do meio (Zhang *et al.*, 2010) que interferem no habitat da comunidade bentônica presente, proporcionando o aumento da densidade de alguns taxa em razão da redução de outros (Paula; Gomes, 2007). Em consequência das diversas alterações a que são submetidas algumas populações também podem desaparecer e outras encontrarem condições propícias para o seu estabelecimento (Brandimarte *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2010).

Com o aumento da população humana e o uso indiscriminado dos recursos hídricos pelo homem houve a necessidade de se desenvolver tecnologias mais rápidas e eficazes para a obtenção de maior conhecimento a respeito da saúde dos ecossistemas aquáticos, para que, posteriormente, pudessem ser tomadas melhores medidas para seu gerenciamento (Diaz *et al.*, 2004; Rossaro *et al.*, 2006). Isto proporcionou o crescimento dos estudos a respeito da comunidade bentônica nas últimas décadas, tornando-a uma importante ferramenta na análise da qualidade da água de um ambiente (Chapman, 2001; Khulmann *et al.*, 2005). Visto que estes animais respondem de maneira bastante sensível não somente à poluição, mas também a um grande número de impactos antrópicos (Solimini *et al.*, 2006) e que poderiam não ser detectados unicamente com a análise química (Saether, 1979).

Os organismos presentes em uma comunidade não interagem somente entre si, mas também com as variáveis abióticas do ecossistema em

que estão inseridos desenvolvendo uma relação de dependência com elas (Takahashi *et al.*, 2008). A estreita relação existente entre estes animais e o meio em que vivem fez com que diversos autores utilizassem alguns grupos, principalmente as larvas de Chironomidae (Ruse, 2010; Eggermont *et al.*, 2010) e Oligochaeta (Pinel-Alloul, *et al.*, 1996; Collado; Schmelz, 2001; Pamplin; Rocha, 2005), como indicadores do estado trófico do ambiente.

Em ambientes lênticos diversos estudos mostram a intrínseca relação entre os organismos bentônicos com o oxigênio dissolvido (Pamplin *et al.*, 2006), teor de matéria orgânica (Peralta *et al.*, 2002), sedimento (Furey *et al.*, 2006; Lucca *et al.*, 2008), profundidade (Pamplin; Rocha, 2007) e outras variáveis.

Weatherhead e James (2001) mostraram que a composição, abundância e distribuição dos Oligochaeta e Chironomidae de vários lagos da Nova Zelândia foram determinadas diretamente pelo tipo de substrato que, por sua vez, era determinado por outras variáveis como a exposição a atividade das ondas. Cleto-Filho e Arcifa (2006) estudaram um pequeno lago artificial no estado de São Paulo e determinaram que o principal fator que influenciava a biota bentônica era o oxigênio dissolvido enquanto que as demais variáveis medidas exerciam uma menor influência. Por outro lado quando Mousavi (2002) trabalhou com algumas dezenas de lagos da Europa e dos Estados Unidos investigando a influência de algumas variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, profundidade e extensão) sobre a comunidade de Chironomidae pode verificar que todas elas influenciavam de alguma forma a composição e abundância dos organismos.

As formas de utilização dos recursos existentes em um sistema aquático, o grau de degradação a que está submetido e as características da região em que está inserido, são fatores responsáveis pelas particularidades existentes em cada local, fazendo com que algumas variáveis sejam mais determinantes para a assembléia do que outras em um ambiente. Sendo assim, analisar a estrutura biótica e abiótica de um ambiente aquático é importante para que sua dinâmica seja realmente conhecida (Blocksom *et al.*, 2002).

O lago dos Manacás é um ambiente onde alguns estudos limnológicos já foram desenvolvidos. Martins (2009) estudou a decomposição

de duas espécies de macrófitas aquáticas pela assembléia bentônica deste lago e, entre outras observações, pode verificar que o tempo da decomposição das duas plantas é determinado principalmente pelo efeito da ação dos macroinvertebrados bentônicos presentes. Soares *et al.* (2009) estudaram as fases de equilíbrio da espécie de cianobactéria *Limnothrix bicudo* no lago dos Manacás nos anos de 1999 e 2000 e observaram que a abundância desta espécie neste ambiente é influenciada pela temperatura e pelo período sazonal. Estes trabalhos demonstram a necessidade e a importância de que mais estudos sejam realizados neste local para o maior conhecimento sobre sua dinâmica, tanto do ponto de vista limnológico quanto biológico, vindo a contribuir com mais informações a respeito dos ambientes lânticos rasos no Brasil, onde ainda existe uma grande lacuna (Trindade *et al.*, 2009).

2- OBJETIVOS

O objetivo do presente estudo foi verificar a existência de uma possível distinção espacial e temporal das variáveis físicas e químicas da água do lago dos Manacás e conhecer a estrutura e distribuição espacial de larvas de Chironomidae e Oligochaeta em meses que compõem os períodos seco e chuvoso. E, a partir das informações obtidas sobre as variáveis físicas e químicas e da estrutura e composição da fauna, avaliar a qualidade da água do ambiente.

2.1- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- _ Verificar se existe diferença espacial e temporal das variáveis físicas e químicas entre os períodos de coleta;
- _ Conhecer a assembléia de Chironomidae e Oligochaeta do lago dos Manacás e verificar sua distribuição espacial e temporal;
- _ Avaliar se há diferença na dominância, diversidade e riqueza dos táxons entre dois transectos e entre os períodos seco e chuvoso;
- _ Verificar qual(is) variável(is) abiótica(s) mais influencia(m) a estrutura das larvas de Chironomidae e dos Oligochaeta;
- _ Avaliar a qualidade da água através de variáveis abióticas e da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta.

3- HIPÓTESES

_ Existe diferença espacial e temporal entre as variáveis físicas e químicas do lago dos Manacás,

_ Existe diferença das variáveis físicas e químicas entre os transectos A e B e entre seus pontos amostrais,

_ Existe diferença espacial e temporal na abundância da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta,

_ Existe diferença abundância da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta entre os transectos A e B e entre seus pontos amostrais,

_ A maior densidade de Chironomidae e Oligochaeta está presente no período seco.

4- ÁREA DE ESTUDO

O Lago dos Manacás localiza-se no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora, município de Juiz de Fora, Minas Gerais (21° 45' S, 43° 21' W). É um pequeno reservatório artificial circundado por um anel viário, com profundidade máxima de cinco metros e com área de 20.000m².

O lago é abastecido principalmente por um grupo de nascentes intermitentes e uma permanente, localizadas em seu entorno (Figura 1). O solo encontra-se bastante desgastado com compactação dos horizontes, erosão acentuada das camadas superficiais (sulcos, ravinas e voçorocas), características típicas de perturbações antrópicas. Este sistema aquático sofre degradação constante pela perda do solo e o assoreamento das margens (LATUF *et al.*, 2003).

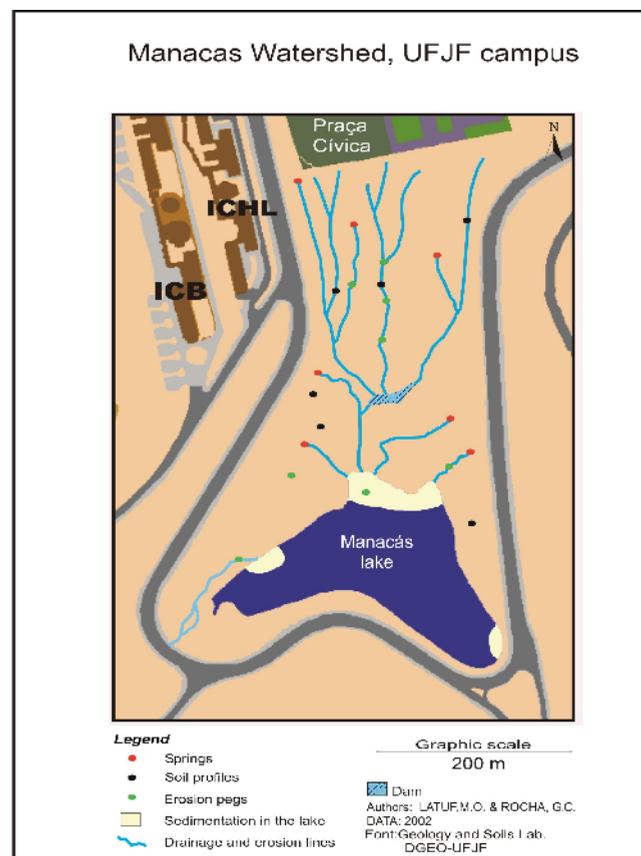


Figura 1: Rede hidrográfica da área do Lago dos Manacás, situado na Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais.

A vegetação em torno do Lago dos Manacás está inserida no domínio da Mata Atlântica. Originalmente a região era coberta por Floresta Estacional Semidecidual, mas durante a construção do campus da UFJF a vegetação original foi suprimida e atualmente encontra-se em estado de regeneração, variando do estágio inicial ao médio. O processo de regeneração natural na área mostra-se comprometido devido a alguns fatores:

- A área continua sofrendo perturbações, devido à proximidade com o anel viário do campus, sendo bastante comum encontrar lixo jogado na região (Figura 2);



Figura 2: Vista do Lago dos Manacás mostrando a proximidade com o anel viário do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora.

- O anel viário também limita a expansão da vegetação, cujo limite é mantido por poda e corte;
- O pequeno tamanho da área e o seu formato, que resulta numa alta relação perímetro/área, aumentam os efeitos de borda (Figura 3);



Figura 3: Margem do lago dos Manacás. A marcação em cor amarela demonstra que a margem se restringe a apenas poucos metros em alguns pontos.

- A presença de espécies exóticas e invasoras é talvez o maior problema. Dentre essas espécies destacam-se *Pinus sp.* (pinheiro) e *Merostachys aurea* (bambu-dourado). Essas duas espécies cobrem grande parte da área e prejudicam o estabelecimento das espécies nativas;
- O solo encontra-se fortemente compactado e com intensos processos erosivos.

Atualmente a vegetação pode ser caracterizada como uma área em regeneração, destacando-se algumas espécies de Melastomataceae, Fabaceae e *Cecropia sp.* (Urticaceae), típicas deste processo. Deve-se destacar também a forte presença das espécies invasoras citadas acima.

5- MATERIAL E MÉTODOS

5.1- Variáveis Físicas e Químicas

5.1.1- Coletas

Foram realizadas três coletas no lago dos Manacás, uma em agosto de 2009 e uma em julho de 2010, compondo o período seco, e uma em fevereiro de 2010, compondo o período chuvoso.

As coletas foram realizadas em dois transectos (A e B), um em cada porção longitudinal do lago. Em cada transecto foram marcados cinco pontos de coleta (I, II, III, IV e V) (figura 4), sendo os pontos I e V localizados nas margens.

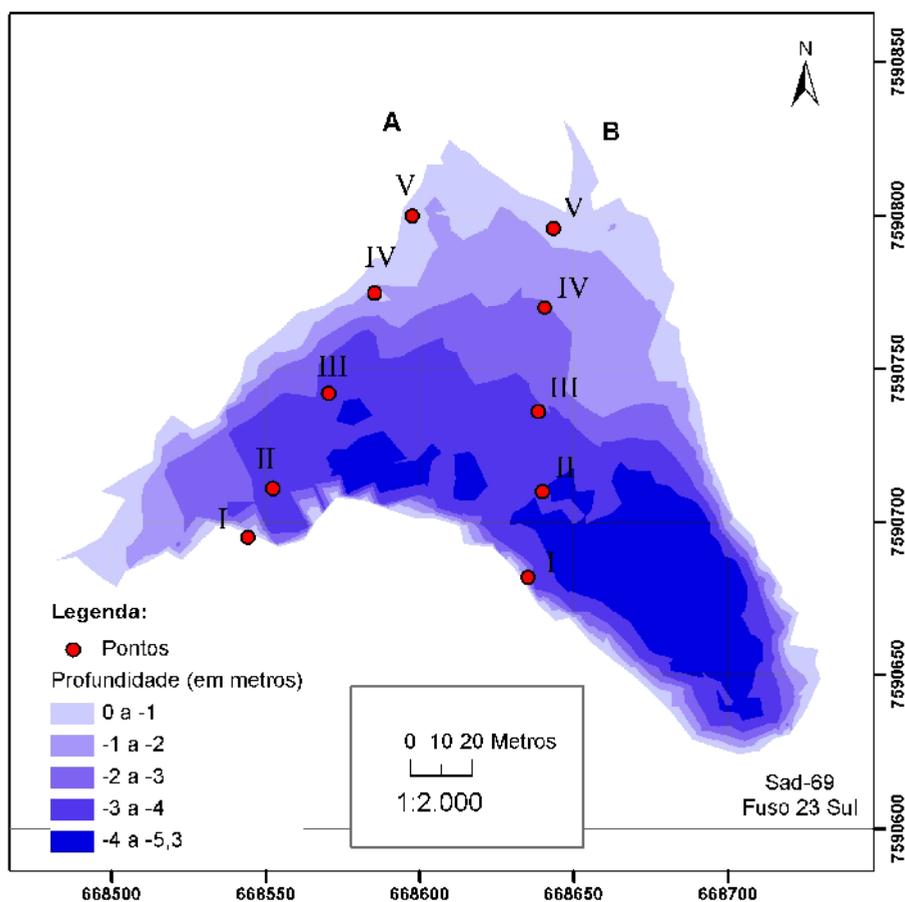


Figura 4: Mapa batimétrico do lago dos Manacás mostrando os dois transectos (A e B) com os cinco pontos de coleta em cada um (I, II, III, IV e V).

A margem onde se localizam os pontos amostrais I dos dois transectos apresenta um número maior abundância de bambu. Possui um dossel descontínuo de aproximadamente 5m de altura (Figura 5). Destaca-se a presença de *Tibouchina* sp. (Melastomataceae), *Alchornea triplinervia* (Euphorbiaceae) e *Cecropia* cf. *pachystachya* (Urticaceae). O estrato herbáceo é bem denso, provavelmente devido à grande chegada de luz próximo ao solo graças a pequena largura da margem e a aberturas no dossel. Do ponto I do transecto A para o ponto I do transecto B pode-se perceber um aumento na densidade de herbáceas e lianas até a súbita substituição desta vegetação por um gramado (Figura 6).



Figura 5: Vista da margem do lago dos Manacás onde se situam os pontos I dos transectos A e B.



Figura 6: Vista da margem do lago dos Manacás onde se situam os pontos I dos transectos A e B, demonstrando a substituição da vegetação arbóreo-arbustiva por gramínea.

Na outra margem onde se situam os pontos V dos transectos A e B encontra-se um solo brejoso. A vegetação se apresenta de forma herbáceo-arbustiva, com cerca de 1,5m de altura. Aparentemente essa área encontra-se mais perturbada, talvez devido à contínua deposição de materiais lixiviados do solo. Há a predominância de uma espécie da família Fabaceae, mas também ocorrem Melastomataceae herbáceas e pteridófitas (Figura 7).



Figura 7: Vista da margem do lago dos Manacás onde se situam os pontos V dos transectos A e B.

Nas três coletas realizadas foi obtida uma amostra de água, com cerca de 2 litros, em cada ponto de cada transecto, totalizando 30 amostras em cada coleta.

As amostras de água foram coletadas do fundo, com o auxílio da garrafa de Van Dorn em profundidades entre 0,5 a 3,5 metros, de acordo com cada ponto amostral. Cada amostra foi colocada em garrafas hermeticamente fechadas e que não permitiam a entrada da luz e levadas ao laboratório para a análise das variáveis limnológicas.

5.1.2- Variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas para cada ponto dos transectos foram medidas no laboratório de Ecologia Aquática da UFJF. No laboratório, logo após a coletas, foram medidas as variáveis oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade. Uma parte da água foi filtrada em filtros Whatman GF/C 47mm e colocada em garrafas para a análise de nitrito, nitrato, orto-fosfato, nitrogênio

amoniaco e carbono orgânico dissolvido e outra parte não filtrada também foi colocada em garrafas para análise de fósforo e nitrogênio total. Todas as amostras foram refrigeradas para que as análises fossem realizadas posteriormente. O quadro abaixo mostra as variáveis analisadas e a metodologia utilizada (Figura 8).

Figura 8: Variáveis limnológicas, unidade, metodologia e referências utilizadas para a análise da água do lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.

Variável	Unidade	Metodologia	Referência
Oxigênio dissolvido (OD)	mg/L	Método de Winkler	Golterman et al. (1978)
pH		Pagâmetro	
Alcalinidade	µeq/L	Método de Carmouze	Carmouze (1994)
Nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) e nitrogênio orgânico total (NOT)	µg/L	Espectrofotometria	Wetzel; Likens (1991)
Orto-fosfato	µg/L	Espectrofotometria	Wetzel; Likens (1991)
Fósforo total	µg/L	Método de digestão com persulfato de potássio	Wetzel; Likens (1991)
Nitrogênio total	µg/L	Método Kjeldahl	
carbono orgânico dissolvido (COD)	mg/L	Espectrofotometria	Wetzel; Likens (1991)

5.1.3- Granulometria e Matéria Orgânica

Para a análise da granulometria foi obtida uma amostra de sedimento em cada ponto de coleta dos transectos A e B. A análise granulométrica do sedimento foi realizado segundo os métodos adotados pela norma da ABNT NBR/7182/1982.

A análise da matéria orgânica foi realizada através da incineração do sedimento a temperatura de 550°C em forno mufla durante quatro horas.

5.1.4- Análises estatísticas

Para verificar se houve diferença significativa das variáveis limnológicas entre os três períodos de coletas foi realizado o teste Kruskal-Wallis para os transectos A e B para cada variável. Para avaliar se houve diferença significativa das variáveis limnológicas entre os transectos foi realizado o teste de Mann-Whitney, entre os transectos A e B, para cada

variável, em cada coleta. Para verificar se houve variação das variáveis entre os pontos amostrais entre as três coletas foi realizado o teste ANOVA utilizando um critério.

Foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para verificar quais variáveis abióticas melhor explicam a ordenação dos pontos amostrais, para isso os dados das variáveis foram logaritmizados utilizando-se $\log(X+1)$ e para que houvesse melhor visualização do resultado não foram utilizadas as variáveis nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico total (soma das concentrações das formas orgânicas de nitrogênio), nitrogênio inorgânico dissolvido (soma das concentrações de nitrato, nitrito e amônio) e orto-fosfato, sendo utilizados somente os valores totais de nitrogênio e fósforo. A correlação entre as variáveis abióticas foi analisada através da correlação de Pearson. As análises foram realizadas utilizando os programas Biostat (versão gratuita 5.0) e Past (versão gratuita 2.02).

5.2- Variáveis bióticas

5.2.1- Coletas e identificação

Para o desenvolvimento do estudo, amostras de sedimento foram obtidas no lago dos Manacás, nos meses de agosto de 2009 e julho de 2010 (período seco) e fevereiro de 2010 (período chuvoso). As coletas foram realizadas em cinco pontos distribuídos em dois transectos (A e B). Em cada ponto dos transectos foram obtidas três amostras de sedimento com amostrador tipo Petersen (área: $0,0189\text{m}^2$) totalizando 30 amostras de sedimento em cada coleta.

As amostras do sedimento foram preservadas em formol a 4% e posteriormente, lavadas em peneira de $210\mu\text{m}$ de abertura de malha. Os organismos retidos na peneira foram triados no Laboratório de Invertebrados Bentônicos da UFJF sob microscópio estereoscópico e colocados em recipientes contendo álcool 70%. Os Oligochaeta e as larvas de Chironomidae foram montados em lâminas semi-permanentes com lactofenol e meio de Hoyer, respectivamente.

A identificação dos organismos ocorreu através de observação sob microscópio de campo claro até o maior nível taxonômico possível com base nos critérios adotados por Righi (1984), Brinkhurst; Marchese (1989), Epler (1992) e Trivinho-Strixino; Strixino (1995).

5.2.2- Análise da assembléia

A estrutura da assembléia presente no lago dos Manacás foi analisada através dos seguintes índices:

Riqueza:

$$R = S$$

S é o número de espécies da amostra e N o número total de indivíduos,

Uniformidade de Pielou (E):

$$E = \frac{H}{\ln S},$$

S é o número total de táxons presentes na amostra e H o valor de diversidade obtido,

Diversidade de Shannon (H'):

$$H' = - \sum p_i \ln p_i,$$

p_i é a proporção da amostra contendo indivíduos da espécie i,

Dominância (D):

$$D = 1 - \sum p_i^2$$

p_i é a proporção da amostra contendo indivíduos da espécie i

Dominância de Kownacki:

Para analisar a dominância dos táxons nas amostras foi calculado o **índice de dominância (ID)**, conforme Kownacki (1971):
dominantes (ID>10), subdominantes (1<ID<10) e adominantes (ID<1).

$$ID = Q \cdot 100 \cdot F / Q$$

Q = número médio de exemplares numa série de amostras.

Q = soma das quantidades médias dos espécimes de todas as espécies

F = n/N, onde n = número de amostras com a sp e N = número total de amostras.

5.2.3- Análise Estatística da Comunidade Bentônica

Para verificar a existência de diferença significativa entre os pontos dos transectos em cada coleta e entre os pontos marginais (I e V) de todas as coletas, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis. Para avaliar se existe diferença

significativa entre os pontos marginais dos dois transectos em cada coleta e entre as coletas de um mesmo período sazonal (primeira e terceira coletas realizadas no período seco) foi realizado o teste de Mann-Whitney.

Para verificar o grau de similaridade entre as estações amostrais com base na abundância da assembléia de Oligochaeta e Chironomidae foi realizada uma análise de agrupamento utilizando o Índice de Bray-Curtis.

Os dados foram analisados utilizando os programas PAST (versão gratuita 2.02).

5.3- Diagnóstico do lago dos Manacás

A obtenção e identificação dos organismos bentônicos e a coleta e análise das amostras de água da água já foram descritas acima.

5.3.1- Análise estatística

Para avaliar o grau de influência das variáveis físicas e químicas sobre a comunidade de Chironomidae e Oligochaeta foi realizada a correlação de Spearman entre os seis táxons que obtiveram maior densidade no período de estudo (*P. americana*, *C. ortoni*, *Chironomus*, *Goeldichironomus*, *Nimbocera* sp3 e *Polypedilum*) e as variáveis abióticas. Não foram utilizadas as variáveis nitrato, nitrito, NOT, DIN e orto-fosfato, sendo utilizados somente os valores totais de nitrogênio e fósforo. Para isso foi utilizado o programa Biostat, versão gratuita 5.0.

Para avaliar as condições tróficas do ambiente através dos organismos Oligochaeta e Chironomidae foi verificada a presença e abundância dos táxons considerados indicadores de poluição: família Tubificidae entre Oligochaeta e o gênero *Chironomus*, principalmente, na família Chironomidae.

Para verificar o grau de eutrofização do lago dos Manacás foi calculado para os transectos A e B o índice de estado trófico (TSI) de Carlson (1977), modificado por Toledo *et al.* (1983) e que se utilizam como referência a concentração de fósforo total na água:

- Índice de estado trófico, modificado de Carlson:

$$\text{TSI (TP)} = 10 \left(6 - \ln \left(\frac{80,32}{\text{TP}} \right) / \ln 2 \right)$$

_ Oligotrófico = $\text{TSI} < 44$

_ Mesotrófico = $44 < \text{TSI} < 54$

_ Eutrófico = $\text{TSI} > 54$

6- RESULTADOS

6.1- Variáveis Físicas e Químicas

6.1.1- Variáveis Limnológicas

As concentrações das variáveis limnológicas do lago dos Manacás apresentaram variações ao longo do período de coleta ($p < 0,05$). A primeira coleta, em agosto de 2009, apresentou os menores valores de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), orto-fosfato, fósforo total e alcalinidade. Por outro lado, também foram observados os maiores valores de nitrogênio orgânico total (NOT) e nitrogênio total. Oxigênio (OD), carbono orgânico dissolvido (COD) e pH não sofreram grandes variações durante o período de coleta ($p > 0,05$) (Tabelas I, II e III em anexo).

As concentrações de nitrato em agosto de 2009 foram máximas no ponto I do transecto A, com $54,96 \mu\text{g/L}$, e no ponto III do transecto B, com $66,27 \mu\text{g/L}$. Em fevereiro e julho de 2010 seus valores foram superiores a $176 \mu\text{g/L}$, com exceção do ponto III do transecto A da última coleta, cujo valor foi de $66,22 \mu\text{g/L}$. A maior concentração de nitrato foi de $409,9 \mu\text{g/L}$, obtida em fevereiro de 2010 no ponto V do transecto B (Figuras 9a e b).

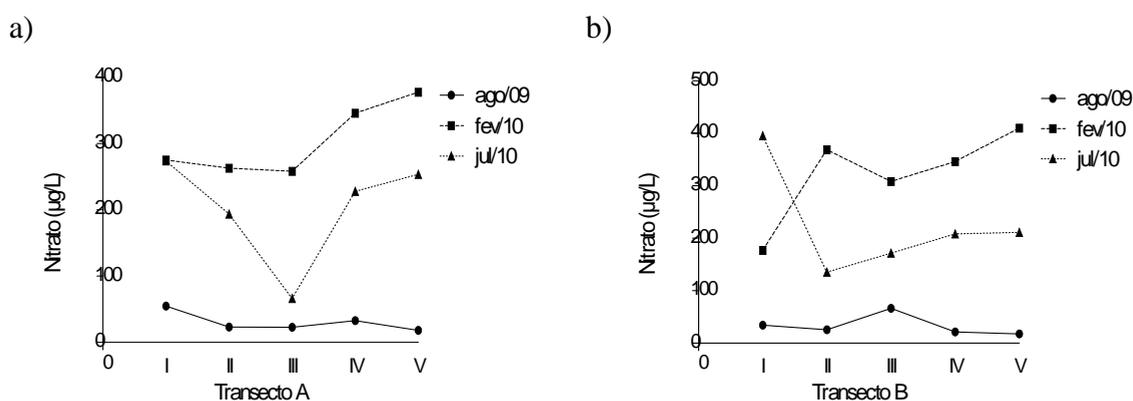


Figura 9: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) de nitrato e no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

O nitrito obteve concentrações mais elevadas nas duas últimas coletas. Em agosto de 2009 o valor médio de nitrito foi de $1,4\mu\text{g/L}$, com mínimo de $0,4\mu\text{g/L}$ no ponto II do transecto A e máximo de $2,5\mu\text{g/L}$ no ponto IV do transecto B. Em fevereiro de 2010 as concentrações estiveram em torno de $4\mu\text{g/L}$ com o máximo de $5,8\mu\text{g/L}$ no ponto II do transecto B e mínimo de $3\mu\text{g/L}$ no ponto III do transecto A. Em julho de 2010, a concentração média foi de $1,8\mu\text{g/L}$, com um mínimo de $0,72\mu\text{g/L}$ no ponto III do transecto B e máximo de $3,11\mu\text{g/L}$ no ponto I deste transecto (Figuras 10a e b).

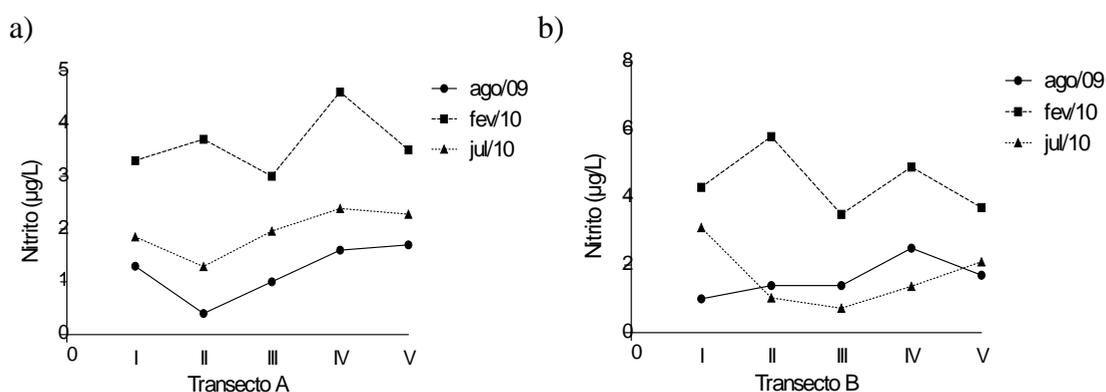


Figura 10: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) nitrito no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

O íon amônio teve valores de concentração muito baixos, $9\mu\text{g/L}$ no ponto V do transecto B em 2009 e altos, acima de $1000\mu\text{g/L}$ como as concentrações de 1230 e $1286\mu\text{g/L}$ nos pontos I do transecto B e III do transecto A de fevereiro e julho de 2010, respectivamente. Em 2009 os valores deste íon estiveram entre 9 e $55,5\mu\text{g/L}$, alcançando concentrações de $596,1$ e $549\mu\text{g/L}$ nos pontos II dos dois transectos. Nas demais coletas os valores do íon amônio estiveram sempre acima de $200\mu\text{g/L}$, alcançando as concentrações máximas nos pontos já citados acima (Figuras 11a e b).

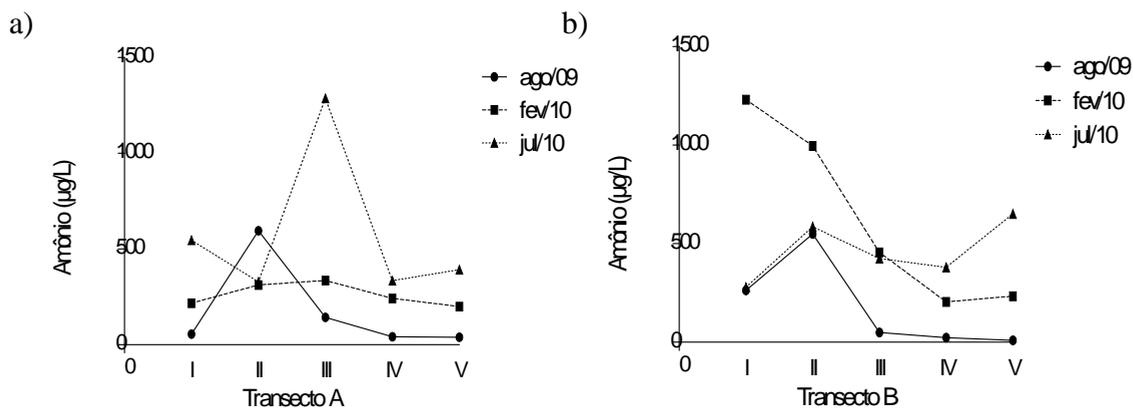


Figura 11: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) do íon amônio no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

Em 2009 o lago dos Manacás apresentou as concentrações mais baixas de DIN, mínimo de $28,49\mu\text{g/L}$ no ponto V do transecto B. Porém, nos pontos II dos transectos A e B foram obtidas altas concentrações iguais a $619,63$ e $576,05\mu\text{g/L}$, respectivamente. No ano de 2010 as quantidades de DIN foram superiores a $495\mu\text{g/L}$, o mínimo obtido, com valores máximos de $1411,5$ e $1370\mu\text{g/L}$ nos pontos I e II do transecto B em fevereiro e de $1354,54\mu\text{g/L}$ no ponto III do transecto A em julho (Figuras 12a e b).

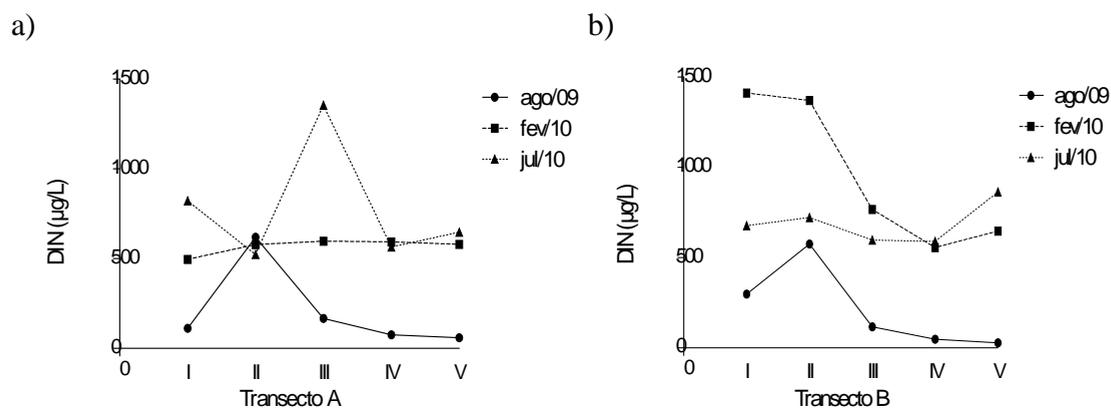


Figura 12: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) de DIN no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

O NOT foi mais elevado em 2009 quando grande parte dos valores obtidos estiveram acima de $1000\mu\text{g/L}$, com exceção do ponto I do transecto A cujo valor foi de $895,6\mu\text{g/L}$. O ponto IV do transecto B apresentou a concentração máxima de $8311,4\mu\text{g/L}$. Em fevereiro de 2010 as quantidades encontradas foram muito menores, estando a maior parte entre 200 e $362\mu\text{g/L}$

e nos pontos I e II do transecto B não foi detectado o NOT. Em julho deste ano, somente nos pontos IV do transecto A e I e V do transecto B puderam ser registradas concentrações de NOT de 163,64, 54,40 e 9,8 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Nos demais pontos não foi verificada a presença de NOT (Figuras 13a e b).

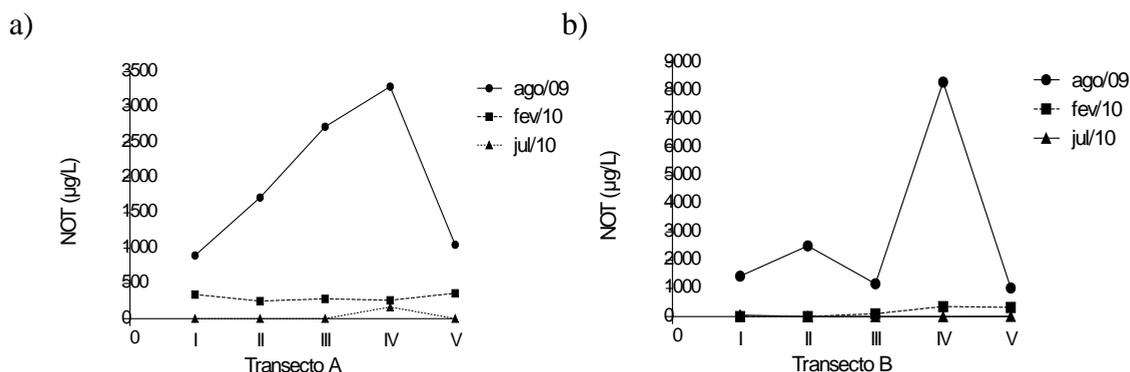


Figura 13: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) de NOT no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

Em 2009 o lago dos Manacás apresentou concentrações de nitrogênio total acima de 1007 $\mu\text{g/L}$, atingindo 8358,93 $\mu\text{g/L}$ no ponto IV do transecto B. Em fevereiro de 2010 os valores das concentrações foram menores, mas estiveram acima de 826 $\mu\text{g/L}$, o mínimo obtido, podendo ser encontradas 1411,5 e 1370 $\mu\text{g/L}$ nos pontos I e II do transecto B. Em julho as concentrações de nitrogênio total estiveram entre 522,66 e 873,2 $\mu\text{g/L}$ e alcançando o máximo de 1354,54 $\mu\text{g/L}$ no ponto III do transecto A (Figuras 14a e b).

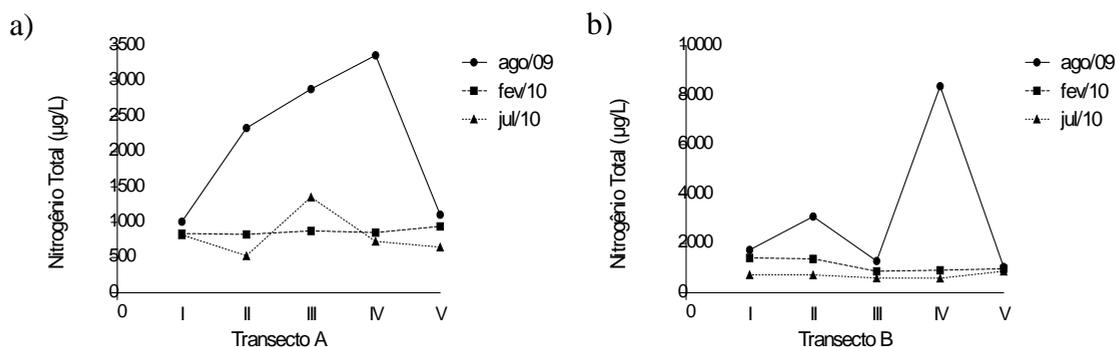


Figura 14: Concentração total ($\mu\text{g/L}$) de nitrogênio total no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

As concentrações orto-fosfato foram mais elevadas em fevereiro de 2010, quando estiveram entre 11,4 e 15,8 $\mu\text{g/L}$, atingindo um máximo de 32,3 $\mu\text{g/L}$ no ponto III e um mínimo de 7,4 $\mu\text{g/L}$ no ponto I do transecto B. Em agosto de 2009 os pontos I e II do transecto A e II do transecto B não apresentaram este nutriente. Nos demais locais os valores obtidos foram baixos, entre 2,6 e 7,5 $\mu\text{g/L}$, com as concentrações mais altas presentes no transecto B. Na última coleta, em julho de 2010, pode-se verificar uma diminuição das concentrações de orto-fosfato com relação a fevereiro, no entanto, elas foram mais elevadas que em 2009, estando entre 4,59 e 9,16 $\mu\text{g/L}$. Neste período em todos os pontos amostrais detectou-se a presença deste nutriente (Figuras 15a e b).

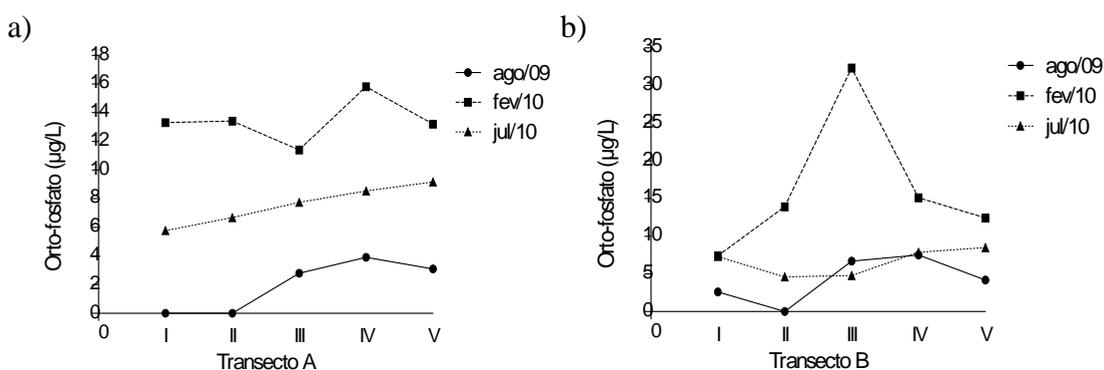


Figura 15: Concentração ($\mu\text{g/L}$) de orto-fosfato no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

A concentração de fósforo total aumentou durante o período de coleta. Em 2009 esteve entre 16,6 e 36,7 $\mu\text{g/L}$, em fevereiro de 2010 os valores estiveram entre 24,9 e 55,8 $\mu\text{g/L}$ e em julho deste mesmo ano foram encontradas concentrações entre 48,47 e 109,48 $\mu\text{g/L}$, com um máximo de 339,2 $\mu\text{g/L}$ no ponto II do transecto B (Figuras 16a e b).

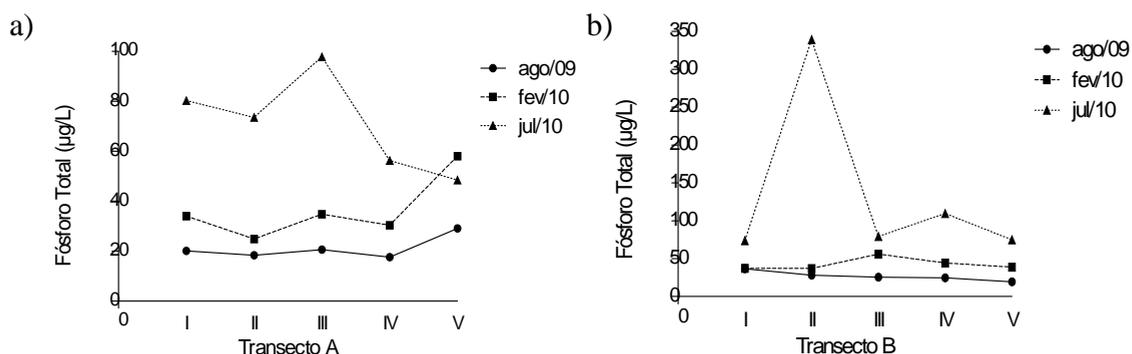


Figura 16: Concentração ($\mu\text{g/L}$) de fósforo total no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

OD, COD e pH não apresentaram acentuadas variações durante o período de coleta. O OD apresentou concentrações iguais a $0,664\text{mg/L}$, no ponto I do transecto B em fevereiro de 2010, e de $1,99\text{mg/L}$, no ponto II do transecto B em agosto de 2009. As maiores concentrações de $8,54$ e $8,67$ foram obtidas em agosto nos pontos I e V do transecto B (Figuras 17a e b). O COD variou entre $2,2$ e $4,2\text{mg/L}$, sendo obtido o valor de $27,7\text{mg/L}$ no ponto IV do transecto B em fevereiro de 2010 (Figuras 18a e b). O pH foi ácido em todas as coletas realizadas. Com exceção do ponto I do transecto A cujo valor foi de $5,57$, nos demais pontos amostrais o pH esteve entre $6,2$ e $6,86$ (Figuras 19a e b).

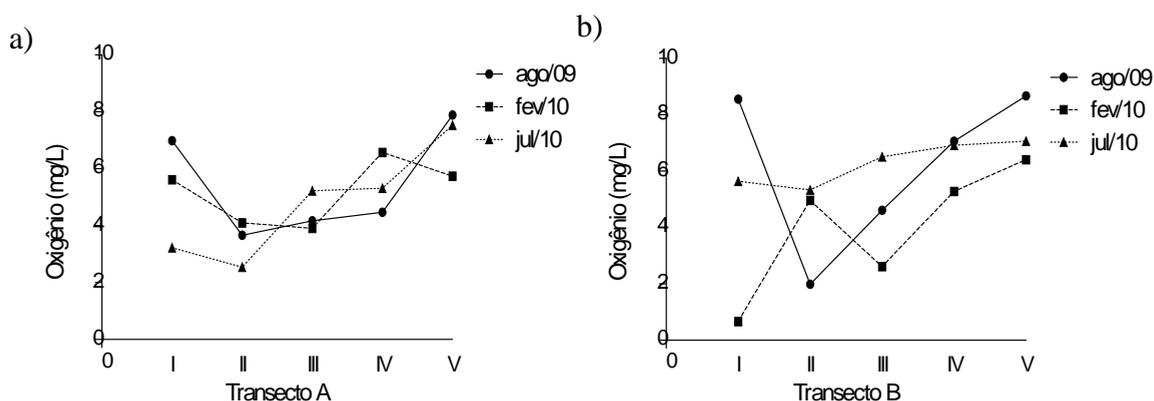


Figura 17: Concentração total (mg/L) de oxigênio dissolvido no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

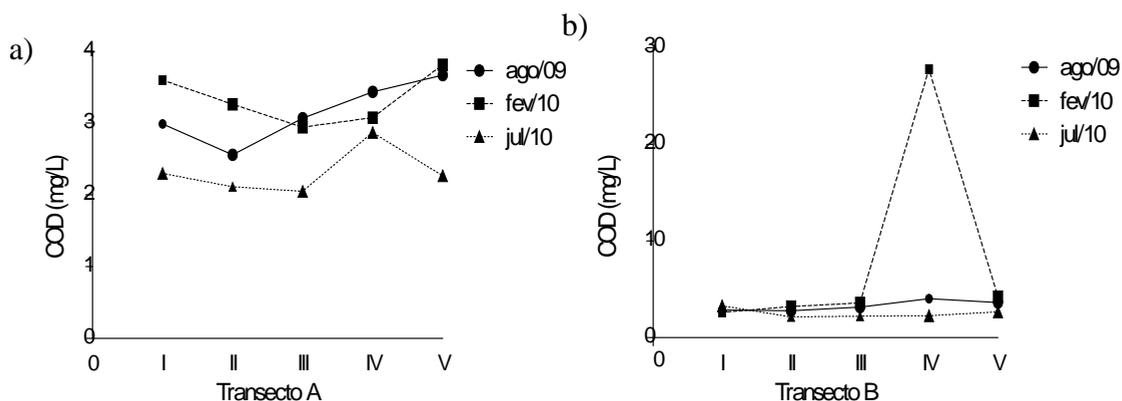


Figura 18: Concentração total (mg/L) de COD no lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

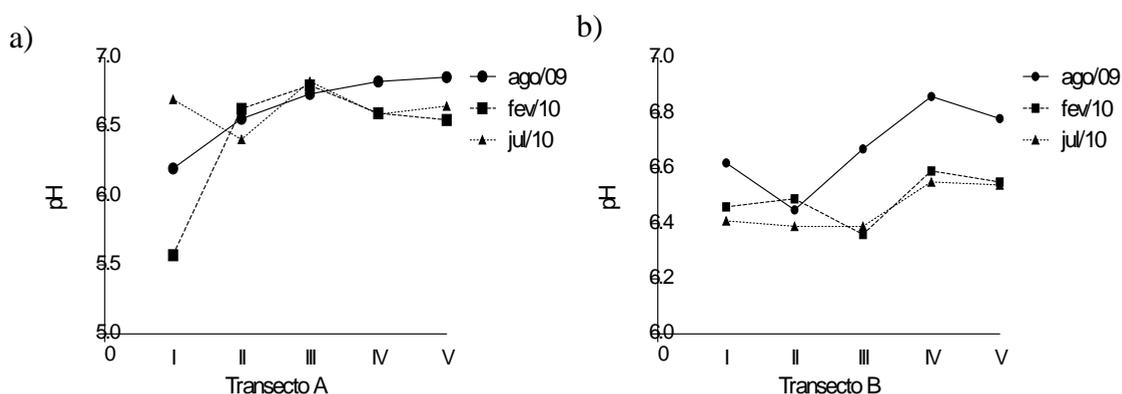


Figura 19: Valores de pH do lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

Em 2009 os valores de alcalinidade estiveram entre 114,33 e 218,32 μ eq/L. Em fevereiro de 2010 esteve acima de 236 μ eq/L, alcançando 305,93 e em julho deste mesmo ano os valores encontrados superaram 567 μ eq/L, sendo obtido o máximo de 1057,18 μ eq/L no ponto II do transecto A (Figuras 20a e b).

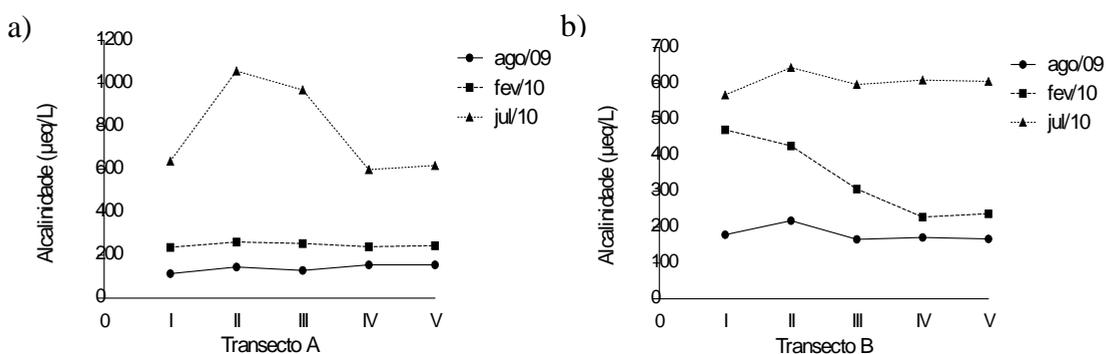


Figura 20: Concentração de alcalinidade (μ eq/L) do lago dos Manacás nas três coletas realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010 no transecto A (a) e no transecto B (b).

Apesar de ter sido verificada uma variação sazonal das variáveis limnológicas no lago dos Manacás ($p < 0,05$), especialmente isto não pode ser percebido ($p > 0,05$). Não foram encontradas diferenças entre os dois transectos durante as coletas para grande parte das variáveis, somente em agosto de 2009 foi observada diferença significativa entre os transectos A e B para a alcalinidade e em fevereiro de 2010 para o nitrogênio total ($p < 0,05$) (Figuras 1 a 13 em anexo).

Nos dois transectos os cinco pontos amostrais também não diferiram entre si durante as coletas em quase todas as variáveis ($p > 0,05$), somente o OD apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) para o transecto A, em que o ponto II diferiu do ponto V.

6.1.2- Granulometria

O sedimento do lago dos Manacás se caracterizou por uma composição com textura mais fina, principalmente no transecto B em que as porções de areia fina, silte e argila foram superiores a areia média e grossa (Tabela I). A areia grossa esteve presente apenas nos pontos marginais (I e V) dos dois transectos e no ponto III do transecto A. A porcentagem de areia média variou entre 27,31 no ponto III do transecto A a 50,01 no ponto IV do transecto B. A areia fina esteve presente em baixa quantidade nos pontos I e III do transecto A, porém nos demais pontos foi encontrada com porcentagens acima de 16% chegando a atingir 22,39% no ponto II do transecto A. Silte e argila foram abundantes, especialmente nos pontos centrais em que as porcentagens foram acima de 30%. A menor quantidade destas frações foi obtida no transecto A nos pontos I e III.

A matéria orgânica esteve presente em porcentagens acima de 10% em todos os pontos, sendo os marginais (I e V) aqueles em que foram encontradas as maiores quantidades.

Tabela I: Granulometria do sedimento do lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.

	A					B				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Folhiço (%)	6,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Areia grossa (%)	33,55	0	56,58	0	26,79	19,86	0	0	0	22,3
Areia média (%)	45,32	39,16	27,31	45,22	32,45	38,63	46,34	47,72	50,01	46,73
Areia fina (%)	9,46	22,39	8,65	20,11	16,54	16,77	20,64	18,83	18,54	17,73
Silte e argila	7,11	38,52	7,44	34,65	24,2	24,72	32,95	33,43	31,44	13,2
Matéria Orgânica (%)	17,02	15,62	11,71	11,17	18,65	21,6	14,87	12,2	13,69	15,36

Não foram observadas diferenças significativas entre os transectos A e B e entre os pontos de coleta de um mesmo transecto com relação à granulometria ($p>0,05$) (Figura 13 em anexo). Também não foi verificada variação significativa quando foram comparados os pontos de coleta entre os transectos ($p>0,05$).

6.1.3- Análise de componentes principais

A análise de componentes principais mostrou que o eixo 1 explicou 76% da variabilidade dos dados e o eixo 2, 8,75% (Figura 22). A maior parte das variáveis abióticas apresentaram baixos auto-valores e por isso tenderam a se concentrar no centro do gráfico. A maioria dos pontos estiveram associados predominantemente ao eixo 1 juntamente com as variáveis areia grossa e silte e argila. Os pontos I dos dois transectos estiveram associados ao eixo 2 com as variáveis folhiço, pH e profundidade. Os pontos III e V do transecto A e I e V do transecto B estiveram ligados à variável areia grossa. Os pontos II e IV do transecto A e II do transecto B estiveram associados a profundidade, pH e a fração de silte e argila. Os pontos IV do transecto A e III do transecto B não estiveram associados a nenhuma variável e o ponto I do transecto A esteve associado à fração de folhiço.

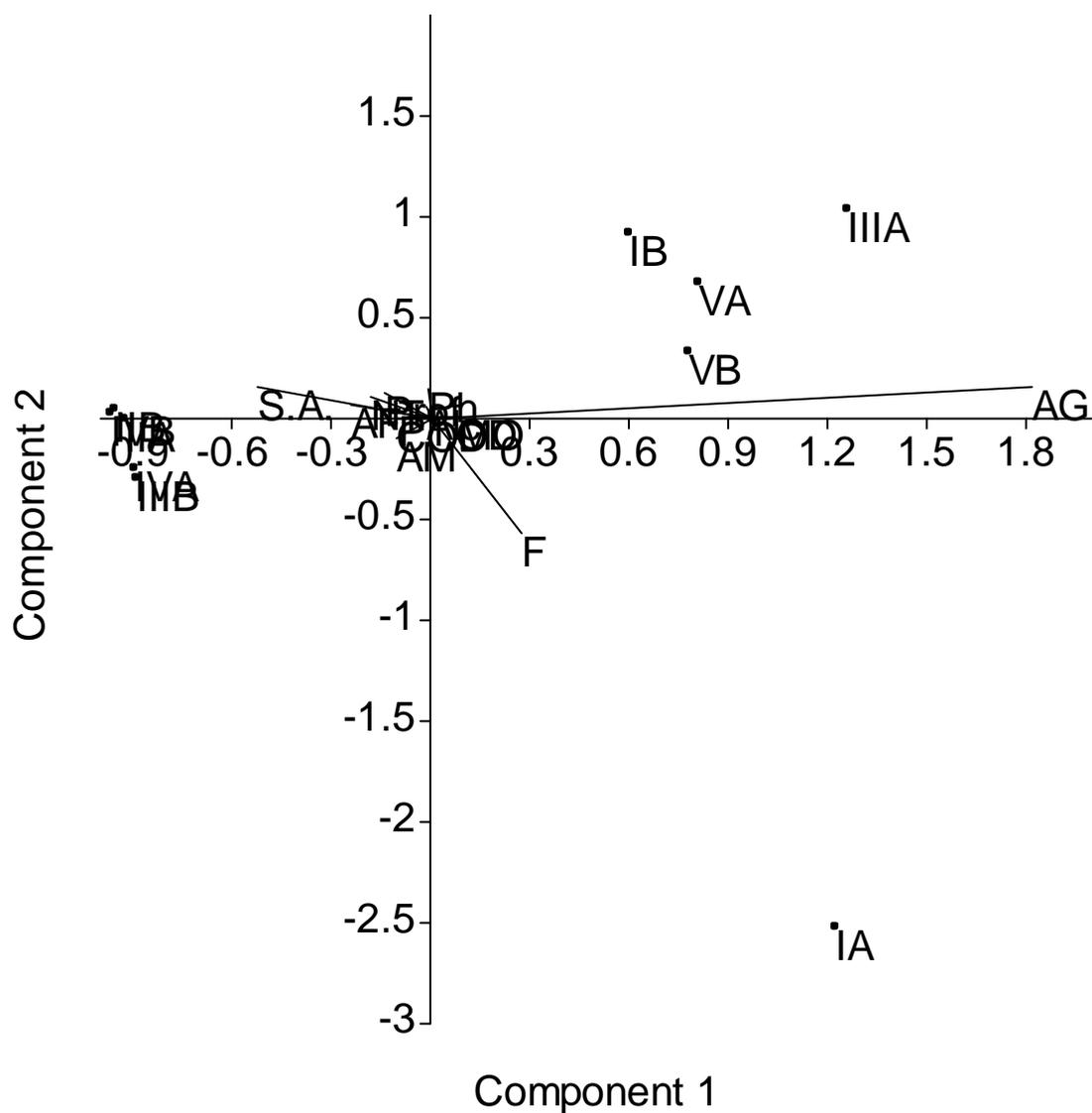


Figura 21: Resultado da Análise de componentes principais (PCA) dos pontos amostrais dos transectos A e B do lago dos Manacás e das variáveis físicas e químicas. NT= Nitrogênio total, PT= Fósforo total, OD= Oxigênio dissolvido, pH= pH, COD= Carbono orgânico dissolvido, Alc= Alcalinidade, F= Folhiço, AG= Areia grossa, AM= Areia média, AF= Areia fina, S.A.= Silte e Argila, MO= Matéria orgânica e Prof= Profundidade.

6.1.4-Correlação de Pearson

A análise de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas das três coletas realizadas no lago dos Manacás mostrou correlações mais altas

($p < 0,0001$) entre 12 variáveis. As maiores correlações positivas foram encontradas entre nitrato e nitrito, nitrato e orto-fosfato, orto-fosfato e nitrito, DIN e amônio, nitrogênio total e NOT, areia média e areia grossa e silte e argila e areia fina. As maiores correlações negativas foram encontradas entre as frações de areia fina, silte e argila e areia grossa. Todas as correlações podem ser observadas na tabela II.

Tabela II: Correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas do lago dos Manacás. $p < 0,05$ (Weatherhead; James) e $p < 0,0001$ (Ruland; Smol, 1998). Os valores marcados são aqueles em que as correlações foram significativas.

	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	DIN	NOT	NT	PO ₄ ³⁻	PT	OD	pH	COD	Alc	A.gros	A.med	A.fin	sil e Arg	M.org	Prof.
NO ₃ ⁻	0																	
NO ₂ ⁻	0,7429*	0																
NH ₄ ⁺	0,1246	0,2145	0															
DIN	0,4772	0,4643	0,9314*	0														
NOT	-0,5383	0,2171	-0,3696	-0,524	0													
NT	-0,4786	-0,1263	-0,1805	-0,3345	0,9779*	0												
PO ₄ ³⁻	0,6911*	0,6960*	0,0813	0,3263	-0,2766	-0,226	0											
PT	0,0781	-0,2067	0,2807	0,2761	-0,2825	-0,2449	-0,0341	0										
OD	-0,0929	-0,1463	0,4472	-0,4301	0,0963	0,0011	-0,1593	0,0062	0									
Ph	-0,3044	-0,1284	-0,0559	-0,161	0,3263	0,3216	-0,1914	-0,1373	0,129	0								
COD	0,2425	0,3858	-0,1829	-0,0721	-0,0049	-0,0232	0,2387	-0,0961	0,0384	0,0311	0							
Alc	0,2196	-0,0973	0,5565	0,5721	-0,4465	-0,3537	0,0231	0,5203	-0,167	-0,0554	-0,2051	0						
A.gros	-0,0762	-0,0894	0,0968	0,0575	-0,1248	-0,124	0,1494	-0,12	0,1012	0,0828	-0,1593	0,0119	0					
A.med	0,1038	0,1014	-0,1782	-0,1197	0,1416	0,1274	0,1448	0,1095	0,0871	-0,2974	0,2431	-0,1042	0,7132*	0				
A.fin	0,0617	0,0807	-0,0485	-0,0199	0,0687	0,0711	0,0879	0,0941	-0,0654	0,0882	0,0716	0,0239	-0,9135*	0,4657	0			
sil e Arg	0,0249	0,0546	-0,038	-0,0241	0,116	0,1224	0,1317	0,0923	-0,1946	0,0773	0,1026	0,0378	-0,9107*	0,3716	0,9106*	0		
M.org	0,1102	0,0541	0,0647	0,0975	-0,1788	-0,1739	-0,241	-0,0394	0,1219	-0,271	0,1032	-0,0058	0,1469	0,1706	-0,0811	-0,1618	0	
Prof.	0,1535	-0,0539	0,4194	0,3153	0,0667	0,1512	-0,0934	0,1869	-0,5398	-0,0273	-0,238	0,1793	-0,1095	-0,1598	0,0751	0,2722	-0,1006	0

* = Valor de $p < 0,0001$.

6.2- Variáveis bióticas

No presente estudo foram encontrados nas três coletas realizadas no lago dos Manacás, nos períodos seco e chuvoso, 1007 organismos, divididos em 25 táxons. Sendo que 922 organismos e 15 táxons pertenceram à família Chironomidae e 85 organismos e dez táxons a classe Oligochaeta. Na primeira coleta foram obtidos 903 indivíduos e 25 táxons, 844 quironomídeos e 59 Oligochaeta. Na segunda não foram encontrados espécimes de Oligochaeta e somente dois quironomídeos do gênero *Polypedilum* foram reportados. Na terceira coleta foram obtidos 102 organismos, sendo 76 deles e sete táxons pertencentes à família Chironomidae e 26 organismos e dois táxons pertencentes à classe Oligochaeta (Tabela III).

Na primeira coleta foram encontrados todos os táxons e quase 90% do total dos espécimes obtidos nesse estudo. A segunda foi aquela em que foi encontrado o menor número de organismos e táxons, dois e um, respectivamente (Figura 23).

O período seco apresentou a maior densidade numérica e riqueza de táxons que o período chuvoso. Entre as duas coletas realizadas no período seco, a primeira, em agosto de 2009, obteve uma densidade de organismos muito maior que a segunda, em julho de 2010, o mesmo ocorreu com o número de táxons em que na primeira foi obtido o número máximo e na segunda foi quase três vezes menor.

Foi verificado que a maior concentração de espécimes de Oligochaeta e Chironomidae esteve nas regiões marginais do lago. Entre todos os organismos encontrados 92,05% se concentraram na região marginal (Figura 24). Somente na última coleta (julho de 2010) é que pode ser percebido um maior número de organismos na região central.

Na primeira coleta não foi encontrado nenhum organismo no ponto II dos transectos A e B e não foi obtido nenhum Oligochaeta no ponto IV do transecto A e nos pontos III e IV do transecto B, estando os organismos Oligochaeta concentrados nas margens deste último transecto. A maior densidade numérica foi alcançada no ponto V do transecto B com 24232,8 ind/m².

Tabela III: Densidade da assembléia (ind/m²) de Oligochaeta e Chironomidae presente no Lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nas três coletas realizadas nos transectos A e B.

	Agosto de 2009					Fevereiro de 2010					Julho de 2010														
	A					B					A					B									
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V					
Oligochaeta																									
Enchytraeidae	105,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae																									
<i>Bothrioneurum</i>	53	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae imaturo	211,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae																									
<i>Nais communis</i>	0	0	53	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nais variabilis</i>	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina americana</i>	370,3	0	0	0	105,8	370,3	0	0	0	899	0	0	0	0	0	0	0	0	846,5	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina leidy</i>	370,3	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristinella longidentata</i>	105,8	0	0	0	0	53	0	0	0	105,8	0	0	0	0	0	0	0	0	211,6	0	53	0	0	0	264,55
<i>Pristinella osborni</i>	52,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae																									
Chironominae																									
<i>Aedokritus</i>	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	264,5	0	0	0	0	0	0
<i>Caladomyia orton</i>	4074	0	106	0	105,8	6190,4	0	0	0	17089,9	0	0	0	0	0	53	0	0	105,8	0	53	0	0	0	105,8
<i>Chironomus</i>	634,9	0	423	0	211,6	158,7	0	211,6	53	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	105,8	105,8	0	0	53
<i>Cryptochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	105,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	740,7	0	53	0	0	264,5	0	0	0	952,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nimbocera</i> sp3	2063,5	0	0	0	0	582	0	0	0	2698,4	0	0	0	0	0	0	0	0	264,5	317,4	53	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	634,9	0	0	53	158,7	582	0	0	0	899	0	0	0	0	53	158,7	0	53	1164	0	105,8	0	53	0	740,7
<i>Polypedilum</i> (<i>Asheum</i>)	211,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsini Gênero D	687,8	0	0	0	0	0	0	0	0	582	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	687,8	0	0	0	0	0	0	0	0	740,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus rhabdomontis</i>	476,2	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytopodinae																									
<i>Ablabesmyia</i>	1164	0	0	53	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	105,8	0	53	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	634,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthocladinae																									
<i>Corynoneura</i>	105,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corynoneura</i> sp2	105,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

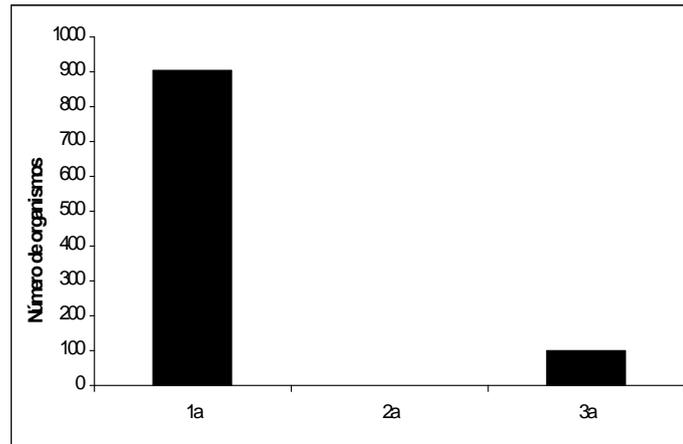


Figura 22: Número de organismos presentes em cada coleta (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizada no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.

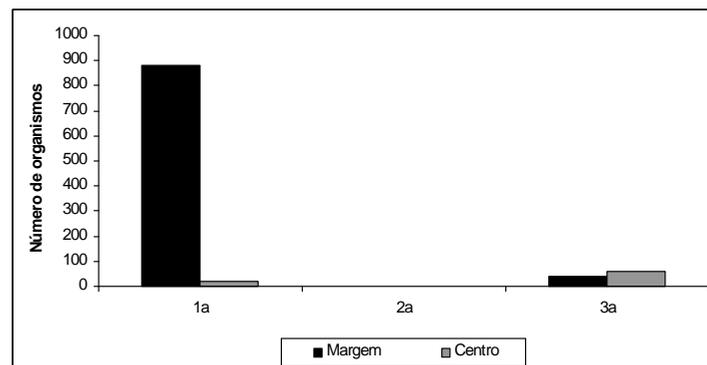


Figura 23: Número de organismos na região marginal e central das três coletas (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizadas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nas três coletas realizadas.

No transecto A, a maior densidade numérica foi alcançada no ponto I com 13544,97 ind/m². Este foi o único período em que pode ser encontrado espécimes da sub-família Orthocladiinae. A família Chironomidae foi predominante, tendo mais de 93,4% do total de espécimes, sendo o gênero *Caladomyia* o de maior densidade numérica.

Na segunda coleta não foram encontrados organismos nos pontos I, II, III e IV dos dois transectos. Somente no ponto V de cada transecto pode ser registrada a densidade numérica de 52,91 ind/m² de organismos do gênero *Polypedilum*.

Na terceira coleta Oligochaeta foram encontrados nos pontos I e IV do transecto A e nos pontos I, III e V do transecto B. A maior densidade de espécimes de Oligochaeta e Chironomidae foi obtida nos pontos IV (2962,96

ind/m²) e V (1164,02 ind/m²) dos transectos A e B, respectivamente, novamente o gênero *Polypedilum* foi aquele com a maior densidade numérica. Entre os organismos Oligochaeta a espécie *Pristina americana* foi a que apresentou maior densidade numérica.

Em todos os períodos de coleta não foi encontrado nenhum espécime no ponto II do transecto A. A densidade de Chironomidae foi maior do que a de Oligochaeta em todas as coletas realizadas (Figura 25).

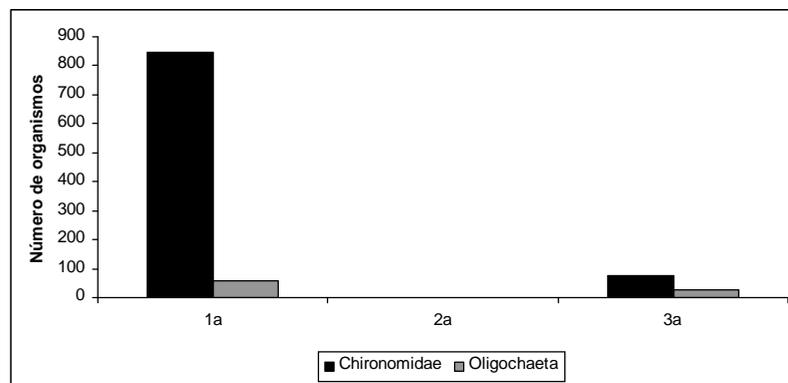


Figura 24: Número de organismos Chironomidae e Oligochaeta em cada coleta (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizada no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.

Entre os resultados das três coletas, aqueles encontrados para a segunda coleta foram pouco utilizados porque obteve-se um número muito pequeno de organismos (dois) concentrados somente nos pontos V de cada transecto. Devido à baixa representatividade de espécimes nos pontos centrais de cada coleta as análises foram realizadas, preferencialmente, entre os pontos marginais de cada transecto (I e V).

O teste de Kruskal-Wallis, mostrou que os pontos II, III, IV e V do transecto A diferiram do ponto I ($p < 0,0001$) e os pontos II, III e IV do transecto B foram diferentes significativamente ($p = 0,02$) do ponto I e V na primeira coleta, em agosto de 2009, por outro lado na terceira coleta não houve diferença significativa ($p = 0,38$ e $0,56$ para A e B, respectivamente) entre todos os pontos de cada transecto.

A análise dos pontos marginais I e V, realizada através do teste de Mann-Whitney, mostrou que estes pontos não diferem significativamente na terceira coleta ($p = 0,31$, $p = 0,72$, transectos A e B, respectivamente) e no

transecto B da primeira coleta ($p= 0,31$), mas no transecto A existiu diferença significativa ($p<0,0001$).

Os pontos I e V diferiram ($p= 0,0008$ e $p= 0,008$ respectivamente) nos dois transectos durante a primeira coleta, entretanto, não diferiram na terceira coleta ($p= 0,54$ e $p= 0,24$ respectivamente).

Quando foram comparados os pontos marginais V dos transectos A e B nas três coletas realizadas o ponto V do transecto B da primeira coleta diferiu dos outros das demais coletas e do transecto A da primeira coleta ($p=0,03$).

De acordo com os testes realizados foi possível verificar que a primeira coleta foi aquela na qual os pontos de amostragens mais diferiam entre si, enquanto na terceira coleta os pontos não se mostraram muito diferentes. Este fato pode ser confirmado através dos índices de riqueza, dominância, diversidade e uniformidade obtidos para todos os pontos dos transectos A e B das três coletas realizadas no lago dos Manacás (Tabela IV).

Os valores de riqueza para a assembléia variaram de um a 21. A dominância variou entre 0,14 e 1. Os valores de diversidade e uniformidade variaram entre 0,98 e 2,41 e 0,45 e 1, respectivamente.

Não foi encontrada diferença entre os valores do índice de riqueza dos dois transectos da primeira coleta ($p= 0,6$), porém houve diferença para a dominância ($p= 0,02$). Na terceira coleta não houve diferença significativa entre estes dois índices entre os transectos. A maior riqueza (21) e diversidade (2,41) e a menor dominância (0,14) foram registradas para o ponto I do transecto A da primeira coleta. A menor riqueza (1) foi encontrada nos pontos III e IV do transecto B da segunda coleta, nos pontos V dos dois transectos da segunda e nos pontos III e V do transecto A e II e III do B na terceira.

Tabela IV: Valores do índice de riqueza (S), dominância (D), diversidade (H) e uniformidade (J) obtidos para os pontos de coleta dos transectos A e B nas três coletas (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizadas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.

	Ago/09								Fev/10		Jul/10							
	A				B				A	B	A				B			
	I	III	IV	V	I	III	IV	V	V	V	I	III	IV	V	I	II	III	V
S	21	5	2	4	10	1	1	12	1	1	4	1	7	1	6	1	1	4
D	0,14	0,42	0,5	0,27	0,56	1	1	0,51	1	1	0,33	1	0,25	1	0,18	1	1	0,46
H	2,41	1,18	0,7	1,34	1,04	*	*	1,14	*	*	1,24	*	1,58	*	1,73	*	*	0,98
J	0,8	0,73	1	0,96	0,45	*	*	0,46	*	*	0,9	*	0,81	*	0,96	*	*	0,7

* índice não pode ser calculado devido à presença de somente um organismo.

O valor de riqueza encontrada para a segunda coleta diferiu daqueles das outras duas ($p= 0,0012$), entretanto a dominância não difere significativamente ($p= 0,06$). As maiores riquezas, diversidades, uniformidades e menor dominância estiveram predominantemente, concentradas na região marginal.

6.2.1- Dominância de Kownacki

O valor de dominância de Kownacki para cada táxon mostrou que houve diferenças entre os transectos e entre as coletas (Tabela V). Na primeira coleta oito táxons foram adominantes, enquanto nas outras duas, foram encontrados somente táxons dominantes e subdominantes.

Na coleta de agosto de 2009 os táxons dominantes foram *Caladomyia ortonii*, *Chironomus*, *Nimbocera* sp3 e *Polypedilum*. Os dois primeiros foram mais freqüentes e abundantes, exercendo maior dominância em relação aos outros. Nas últimas duas coletas a dominância foi quase que integralmente exercida pelo gênero *Polypedilum*, enquanto *Caladomyia ortonii* e *Chironomus* foram subdominantes. Outros gêneros como *Aedokritus* e *Nimbocera* sp3 também foram dominantes em uma estação amostral cada. Entre todos os gêneros dominantes *Polypedilum* foi aquele que exerceu dominância em um maior número de estações amostrais, sete, enquanto *Caladomyia ortonii* em cinco, e *Chironomus* em quatro.

No grupo Oligochaeta nenhum táxon foi considerado dominante. A maior parte foi considerada adominante e os mais comuns (*Tubificidae* imaturo, *Nais communis*, *Nais variabilis*, *Pristina americana*, *Pristina leidy* e *Pristinella longidentata*) subdominantes.

No transecto A de agosto de 2009 pode ser observada a dominância de mais de um táxon em todos os pontos. Entretanto, no transecto B este padrão foi encontrado somente no ponto V. O mesmo ocorreu com as outras coletas em que a dominância foi exercida por somente um táxon, com exceção do ponto IV do transecto A de julho de 2010.

Tabela V: Dominância de Kownacki calculada para cada táxon dos transectos A e B nas três coletas (agosto de 2009, fevereiro de 2010 e julho de 2010) realizadas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG. **Dominantes (ID>10)**, subdominantes (1<ID<10) e adominantes (ID<1).

	Ago/09								Fev/10		Jul/10					
	A				B				A	B	A			B		
	I	III	IV	V	I	III	IV	V	V	V	I	IV	V	I	III	V
Oligochaeta																
Enchytraeidae	0,2															
Tubificidae																
<i>Bothrioneurum</i>	0,1							0,07								
Tubificidae imaturo	1,0															
Naididae																
<i>Nais communis</i>		2,5						0,07								
<i>Nais variabilis</i>		2,5														
<i>Pristina</i> sp.								0,07								
<i>Pristina americana</i>	1,8			6,0	2,8			2,4			9,1					
<i>Pristina leidy</i>	1,8				0,2											
<i>Pristinella longidentata</i>	0,2				0,2			0,3			2,2		4,1		7,5	
<i>Pristinella osborni</i>	0,1															
Chironomidae																
Chironominae																
<i>Aedokritus</i>	0,1										12,0					
<i>Caladomyia orton</i>	30,0	11,0		12,0	24,4			74,3			3,6	1,1	4,1		3,0	
<i>Chironomus</i>	4,6	40,5		24,0	0,6	33,0	33,0				3,6		8,3		1,5	
<i>Cryptochironomus</i>								0,1								
<i>Goeldichironomus</i>	3,6	2,5			1,0			0,1								
<i>Nimbecera</i> sp3	15,1				2,3			11,1				2,8	66,0	4,1		
<i>Polypedilum</i>	3,0		16,5	9,0	2,3			3,7	33,0	33,0	22,0	38,0		8,3	66,0	59,3
<i>Polypedilum</i> (<i>Asheum</i>)	0,5															
<i>Tanytarsini</i> Gênero D	3,3							1,5								
<i>Tanytarsus</i>	3,3							2,0								
<i>Tanytarsus rhabdomontis</i>	2,3				0,2											
Tanypodinae																
<i>Ablabesmyia</i>	8,1		16,5		0,2						3,6	2,2	4,1			
<i>Labrundinia</i>	5,0															
Orthocladinae																
<i>Corynoneura</i>	0,2															
<i>Corynoneura</i> sp2	0,2															

6.2.2- Análise de Cluster

O resultado da análise de Bray-Curtis mostrou a formação de três agrupamentos (Figura 26). Um grupo formado pelo ponto II do transecto A, outro pelos pontos I do transecto A e I do transecto B, e pelo ponto V do

transecto B e IV do transecto A. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos IV e II do transecto B, V do transecto A e III dos transectos A e B.

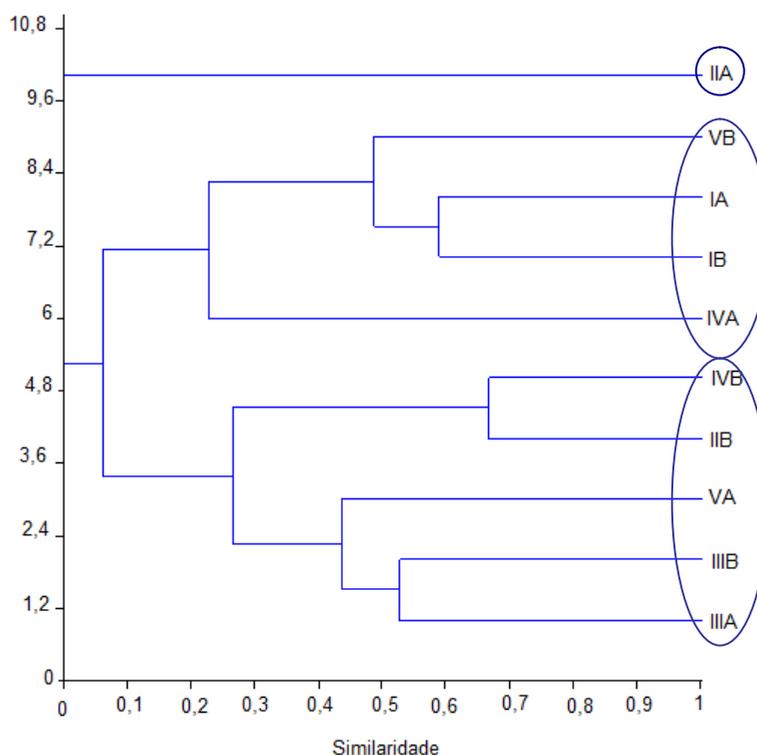


Figura 25: Resultado da análise de Bray-Curtis para os cinco pontos de coleta dos transectos A e B com base na abundância da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta das três coletas realizadas no lago dos Manacás. Cor. Cof. = 0,9143.

6.3- Diagnóstico do lago dos Manacás

A correlação de Spearman não detectou correlação entre as variáveis abióticas e o gênero *Chironomus*. As demais correlações podem ser observadas na tabela VI.

Não foi detectado no lago dos Manacás a grande presença de organismos da família Tubificidae e abundância do gênero *Chironomus* e de outros gêneros de Chironomidae considerados indicadores. Desta forma, com base na assembléia o lago não pode ser classificado como um ambiente eutrofizado.

O índice de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) classificou o lago dos Manacás como oligotrófico na primeira coleta, mesotrófico na segunda e eutrófico na terceira (Tabela VII).

Tabela VI: Correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e os táxons com maior densidade em todas as coletas realizadas nos transectos A e B no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG. $p < 0,05$.

	NT	PT	OD	pH	COD	Alcalin.	Fol.	A. gros.	A. med.	A. fin.	Sil e Arg.	M. org.	Prof.
<i>Pristina americana</i>	0,0960	-0,2636	0,4935	0,1472	0,1361	-0,3191	0,1384	0,1675	-0,0992	-0,1381	-0,1496	0,2078	-0,2959
<i>Caladomyia ortonii</i>	0,0847	-0,1344	0,4415	0,1498	0,0731	-0,2449	0,2379	0,4065	-0,2046	-0,3783	-0,4151	0,2871	-0,2520
<i>Chironomus</i>	0,1935	-0,1107	0,2877	0,1128	0,0488	-0,3065	0,2450	0,2730	-0,0873	-0,3551	-0,3283	0,2261	0,0167
<i>Goeldichironomus</i>	0,2932	-0,4126	0,3606	0,0852	0,0900	-0,4830	0,2064	0,3558	-0,1461	-0,3486	-0,3920	0,1518	-0,0307
<i>Nimboecera</i> sp3	-0,0965	0,5059	-0,0137	0,0111	-0,1060	0,0572	0,2057	-0,1655	-0,2149	-0,2027	0,3504	-0,2079	-0,2615
<i>Polypedilum</i>	-0,0155	0,1021	0,4873	0,1171	0,0821	-0,0343	0,1992	0,3425	-0,1215	-0,2996	-0,3305	0,2490	-0,4816

Tabela VII: Classificação do estado trófico através do índice de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) calculado para os transectos A e B em cada coleta no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG.

	TSI	ago/09	TSI	fev/10	TSI	jul/10
A	40,2	O	47,	M	57,8	E
B	43,2	O	50,2	M	64,6	E

O= oligotrófico, M= mesotrófico, E= eutrófico.

7- DISCUSSÃO

Os valores das variáveis limnológicas do lago dos Manacás foram bastante diversificados durante o período de estudo, podendo ser observado que algumas variáveis diferiram temporalmente.

Em agosto de 2009 foi verificado que as formas inorgânicas de nitrogênio (nitrato, nitrito e íon amônio) tiveram concentrações menores do que o NOT. Apesar da concentração de DIN ter sido mais baixa neste período os valores de nitrogênio total foram os mais altos de todo o estudo, evidenciando que a maior fonte de nitrogênio estava sob a forma de nitrogênio orgânico. Provavelmente grande parte do NOT era oriundo de fontes autóctones como os excretas de organismos (zooplâncton, fitoplâncton, peixes, etc) ou estava retido na biota, bactérias, fitoplâncton e detritos (Esteves, 1998).

No ano de 2010 as concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio no lago dos Manacás aumentaram enquanto que NOT decaiu, chegando a não ser detectado em dois pontos amostrais em fevereiro, e em sete, em julho. Provavelmente neste período houve um declínio da comunidade fito e zooplanctônica do lago dos Manacás, o que proporcionou menores concentrações de NOT em 2010. Com o aumento dos nutrientes no meio e do processo de decomposição, as concentrações de nitrogênio inorgânico aumentaram (Tundisi *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2009) mostrando que quando as concentrações de NOT estiveram altas de DIN se apresentou mais baixa. Porém, no trabalho realizado por Suriani *et al.* (2007) em seis reservatórios do complexo do rio Tietê, pode-se verificar a existência de uma relação direta entre as formas inorgânicas de nitrogênio e NOT. Nos períodos em que o NOT apresentou altas concentrações o nitrogênio inorgânico também foi alto. Em contrapartida, quando houve a diminuição da concentração de NOT também houve a diminuição da concentração de nitrogênio inorgânico. Isto se deve ao fato de que a maior parte do nitrogênio presente nesses reservatórios era de origem alóctone.

O amônio teve sua concentração aumentada durante o período de coletas, atingindo valores máximos nos pontos com maiores profundidades. Isto sugere que em profundidades menores há maior consumo de amônio pelos organismos fitoplanctônicos presentes no lago. No reservatório do

Castanhão no nordeste do Brasil as concentrações de amônio encontradas por Molisani *et al.* (2010) também se apresentaram mais altas nas regiões com maiores profundidades.

O orto-fosfato e o fósforo total foram encontrados em 2009 em menor quantidade que os demais períodos, sugerindo o consumo destes nutrientes pelos produtores primários. A elevação das concentrações destes elementos em fevereiro de 2010 pode ser atribuída ao período chuvoso que promoveu a liberação de fósforo presente no sedimento através de sua ressuspensão pela ação dos ventos e circulação da água, assim como pela sua entrada, principalmente, através da rede de drenagem, como comumente encontrado em outros reservatórios (Costa; Henry, 2010; Freire *et al.*, 2009). Na coleta de julho, as quantidades de orto-fosfato voltaram a cair chegando a 4,58µg/L, entretanto o fósforo total continuou com quantidades mais elevadas. Soares *et al.* (2009) perceberam que as concentrações de fósforo do lago dos Manacás variam bastante ao longo do ano, podendo atingir desde concentrações bem baixas até altas. Rodrigues *et al.*, (2002) também perceberam uma grande variação existente nas concentrações de orto-fosfato e fósforo total ao longo do período de coleta de seu trabalho na lagoa dos Patos, no Mato Grosso do Sul. Segundo estes autores no período seco as concentrações de fósforo foram menores devido ao seu consumo pelos produtores primários, especialmente o fitoplâncton. Como o orto-fosfato é assimilado de forma mais fácil, esta pode ser uma das razões pela distinção encontrada entre as concentrações de orto-fosfato e fósforo total no lago dos Manacás.

O oxigênio variou desde concentrações acima de 5mg/L até quase a anoxia no ponto I do transecto B em fevereiro de 2010. As baixas concentrações encontradas em alguns pontos amostrais podem ser atribuídas à maior demanda de oxigênio devido ao processo de decomposição existente (Mariani *et al.*, 2006). As menores concentrações deste elemento foram encontradas nos pontos com maiores profundidades. Isto pode ser constatado através da correlação negativa entre a profundidade dos pontos de coleta e a concentração de oxigênio.

Apesar das baixas concentrações de oxigênio em alguns pontos, principalmente os pontos I e II do transecto B que obtiveram as menores concentrações deste elemento em todo o estudo na segunda e primeira coleta,

respectivamente, o aumento de oxigênio nestes locais nas demais coletas demonstra que a circulação da coluna d'água é bastante eficiente, inclusive nos pontos com maior profundidade (Sartori *et al.*, 2009). Hirabayashi *et al.* (2004) ao estudarem um lago no Japão com profundidade máxima de 14,3m, também puderam observar que mesmo após momentos com baixíssimas concentrações de oxigênio o ambiente tinha toda a sua coluna d'água reoxigenada através da circulação da água.

O lago dos Manacás é um ambiente raso e por isso, sofre mais com a ação dos ventos que promove a circulação da coluna d' água e homogeneiza as concentrações de oxigênio no meio (Trindade *et al.*, 2009). Esta pode ser uma das razões pela qual durante o período de coletas o oxigênio não apresentou variações significativas de suas concentrações para a maior parte dos pontos amostrais.

O pH permaneceu ácido durante todo o período de estudo provavelmente devido à liberação de compostos ácidos, como o amônio, para o meio aquoso em razão da decomposição da matéria orgânica (Strixino; Trivinho-Strixino, 1998; Lucca *et al.*, 2008). Soares *et al.* (2009) também observaram condições ácidas no lago dos Manacás na maior parte do período de seu estudo. Entre as coletas realizadas não foi verificada a presença de variações significativas dos valores de pH que pode ser atribuída à pequena dimensão deste ambiente (Mousavi, 2002).

O COD obteve correlação positiva com nitrogênio inorgânico. Uma grande entrada de nutrientes e carbono orgânico no ambiente através da rede de drenagem e a decomposição da matéria orgânica do meio aquático podem ter permitido que o COD atingisse valores altos (Sugiyama, *et al.*, 2004; Durisch-Kaiser *et al.*, 2010).

Os valores de alcalinidade aumentaram ao longo do período de estudo. Rodrigues *et al.* (2002) encontraram valores de alcalinidade mais altos para o período chuvoso, entre 200 e 500 μ eq/L. Entretanto, no lago dos Manacás no período seco, em julho de 2010, a alcalinidade foi ainda maior, indicando que o aumento dos valores de nutrientes e as menores concentrações de oxigênio proporcionaram o aumento da alcalinidade (Granado; Henry, 2008).

A composição granulométrica do lago dos Manacás se caracterizou pela presença de um substrato bastante heterogêneo com texturas variando entre areia grossa e silte e argila. Tellioglu *et al.* (2007) encontraram um sedimento com características bastante heterogêneas e que foi responsável pela alta riqueza da assembléia em seu estudo.

A areia grossa esteve presente em maiores porcentagens nos pontos marginais, onde pode ser verificada a maior ação de eventos erosivos por parte da flutuação do nível da água (Higuti; Takeda, 2002) e de ondas formadas pelo vento (Beltrão *et al.*, 2009). Na região central as texturas mais finas puderam ser detectadas em maiores quantidades em razão da suspensão do material mais fino das regiões marginais e seu transporte para este local (Weatherhead; James, 2001).

O percentual de matéria orgânica acima de 10% em todos os pontos amostrais indica a presença de um sedimento predominantemente orgânico (Bonai *et al.*, 2009). Nas margens onde este percentual foi maior (acima de 15%) pode ser percebida a importância da contribuição da vegetação marginal que proporciona a maior entrada de matéria orgânica no lago, como também pode ser observado em ambientes do estado de São Paulo por Corbi; Trivinho-Strixino (2002) e Pamplin; Rocha (2007).

A análise de componentes principais mostrou a separação dos pontos amostrais e não dos transectos, indicando que os transectos selecionados no lago dos Manacás possuem pouca variação de suas características físicas e químicas. Os pontos III e V do transecto A e I e V do transecto B estiveram associados à variável areia grossa por serem os pontos onde esta fração granulométrica esteve presente. O ponto I do transecto A apesar de apresentar uma grande porcentagem de areia grossa esteve associado à variável folhiço, visto que este é o único ponto com a presença desta fração. O que demonstra a importância da entrada de material alóctone neste local como fonte de matéria orgânica (Santos *et al.*, 1998; Morais *et al.*, 2010). A aproximação dos pontos II e IV do transecto A e II do transecto B com as variáveis profundidade e silte e argila se deve as altas concentrações desta fração presente nestes pontos cuja profundidade em relação à margem é maior e por isso, há a acumulação de material fino que é carregado da região marginal (Tundisi *et al.*, 2008; White; Miller, 2008). A associação dos pontos IV do transecto A e III do

transecto B com a variável sílica pode ser devido às altas concentrações deste composto nestes locais, principalmente em julho de 2010.

A assembléia de Oligochaeta e Chironomidae encontrada neste estudo foi pouco abundante e a densidade numérica variou bastante durante o período de coleta, tendo um valor muito reduzido de organismos no período chuvoso. Alguns autores (Callisto *et al.*, 2000; Higuti; Takeda 2002) encontraram um número de organismos mais baixo que aquele reportado para o lago dos Manacás quando trabalharam em ambientes lênticos. Isto demonstra que a assembléia de invertebrados bentônicos pode ser pouco abundante em alguns ambientes lênticos. Maltchik *et al.* (2005) ao estudarem a assembléia de macroinvertebrados de um lago raso no Sul do Brasil durante um ano, com coletas quase quinzenais, encontraram uma abundância total de pouco menos de 1300 organismos, sendo que a assembléia de Oligochaeta e Chironomidae não ultrapassou o número de 429 indivíduos. Segundo esses autores alguns eventos de caráter breve ou prolongado como as chuvas ou rajadas de ventos podem desestabilizar a comunidade e produzir alterações em sua densidade numérica.

A densidade numérica, a riqueza e a diversidade faunística podem modificar-se de acordo com as variações hidrodinâmicas a que o sistema aquático está submetido tais como a força do vento e disponibilidade de alimento (Jorcin *et al.*, 2009). Devido à maior instabilidade do ambiente, aumento do nível da água e da erosão do solo, o período chuvoso pode apresentar uma redução na densidade numérica, riqueza e diversidade de macroinvertebrados, que pode chegar a ser bastante acentuada em alguns períodos podendo em muitos locais haver a ausência de organismos, principalmente nas regiões centrais de ambientes lênticos (Higuti; Takeda, 2002; Brandimarte *et al.*, 2005) como foi observado neste estudo.

Assim como em outros estudos (Tivinho-Strixino *et al.*, 2000; Kuhlman *et al.*, 2005) realizados em sistemas lênticos as maiores riquezas, diversidades e densidades numérica estiveram associadas a região marginal do lago dos Manacás. Esta região apresenta maior nível de diferenciação do habitat o que propicia o estabelecimento de organismos com nichos diversificados, proporcionando uma biota mais complexa e estruturada nesta área (Santos *et al.*, 1998; Cenzano; Wurdig, 2007).

Alguns gêneros de Chironomidae e espécies de Oligochaeta tiveram distribuição restrita a região marginal. Entre as larvas de quironomídeos somente os gêneros dominantes (*Aedokritus*, *C. ortonii*, *Chironomus* e *Polypedilum*) e alguns subdominantes (*Goeldichironomus*, *Nimbocera* sp3 e *Ablabesmyia*) foram encontrados na região central. Desta forma, do total de 15 gêneros de Chironomidae oito estiveram presentes apenas nas margens do lago. Entre Oligochaeta somente os táxons subdominantes (*Nais communis*, *Pristina* sp., *Pristina americana*, *Pristinella osborni* e *Pristinella longidentata*) foram encontrados na região central, ou seja, cinco do total de dez táxons.

No entanto, em julho de 2010 a diferença existente na riqueza, diversidade e densidade numérica entre margem e centro não foi tão elevada, não havendo distinção entre estas regiões, demonstrando que as condições físicas e químicas presentes nas margens e centro se mostravam similares.

Nas três coletas realizadas foram observadas grandes variações na densidade numérica de organismos e no número de táxons. Em agosto de 2009 foi encontrada uma assembléia de Chironomidae e Oligochaeta com estrutura mais complexa do que aquela das demais coletas. Em fevereiro de 2010, no período chuvoso, a densidade numérica caiu de forma brusca, afetando, posteriormente, a densidade de organismos encontrados em julho do mesmo ano, no período seco. O aumento da concentração de nutrientes, principalmente de nitrogênio inorgânico e fósforo no ano de 2010 pode ter proporcionado a alteração das condições do ambiente e permitido a modificação da estrutura da comunidade neste período. Segundo Albertoni *et al.* (2007) as variações físicas e químicas do meio aquático podem oferecer a comunidade condições mais heterogêneas em alguns períodos do estudo e simplificadas em outros, produzindo modificações na assembléia presente.

No ponto II do transecto A não foi observado nenhum organismo durante todas as coletas. Em trabalhos realizados em outros ambientes (Dornfield *et al.*, 2006; Maltchik *et al.*, 2005) a ausência da biota em alguns pontos amostrais também foi reportada. É provável que a distribuição agregada, a pouca mobilidade destes animais e a estabilidade do fluxo d'água contribuam para o isolamento da população em alguns pontos impedindo sua dispersão para outros (Callisto *et al.*, 2005).

A sub-família Orthoclaadiinae foi encontrada somente na primeira coleta e em baixa densidade. O mesmo também ocorreu no estudo de Higuti e Takeda (2002) que encontraram esta sub-família na lagoa Guaraná, em uma única coleta e em número reduzido, no período em que o nível da água estava baixo. Entretanto, na região do rio Ivinhema um gênero de Orthoclaadiinae (*Lopescladius*) foi dominante, sendo considerado tipicamente de ambientes lóticos. Silveira *et al.* (2006) também reportaram alta abundância de Orthoclaadiinae no rio Macaé no estado do Rio de Janeiro, e em alguns períodos de estudo esta sub-família foi dominante entre os Diptera em diversos tipos de substrato. A partir destes estudos é possível verificar que Orthoclaadiinae geralmente é encontrada em sistemas lênticos em menor abundância, sugerindo sua preferência por sistemas lóticos.

A assembléia do lago dos Manacás foi constituída principalmente por larvas de quironomídeos, com pequena contribuição de Oligochaeta na densidade numérica total. A família Chironomidae é bastante comum em ambientes aquáticos lênticos, sendo muitas vezes a assembléia com maior dominância e com o maior número de táxons, como pode ser observado no lago dos Manacás. A assembléia de Oligochaeta contribuiu com apenas 9,2% dos organismos encontrados e esteve ausente em fevereiro de 2010 quando o número de organismos foi muito baixo. Cleto-Filho e Arcifa (2006) encontraram uma porcentagem ainda menor (menos de 3%) de Oligochaeta num pequeno lago artificial no estado de São Paulo.

Em ambientes lênticos geralmente há a predominância da família Tubificidae entre os Oligochaeta (Milbrink, 1973; Ohtaka *et al.*, 2006; Pamplin; Rocha, 2007). Entretanto, neste estudo este grupo constituiu-se principalmente de espécimes da família Naididae. Em alguns sistemas lênticos os naidídeos podem ser mais freqüentes e abundantes que os tubificídeos e alguns gêneros podem ser predominantes nas estações de coleta (Jorcín *et al.*, 2009).

As espécies de Oligochaeta encontradas no Lago dos Manacás foram classificadas como subdominantes ou adominantes. Na Lagoa dos Patos e no rio Ivinhema, Montanholi-Martins; Takeda (2001) também encontraram este mesmo padrão de dominância para a maior parte dos táxons de Oligochaeta. Provavelmente a maioria dos organismos encontrados não está adaptada à baixa velocidade da corrente d'água, a flutuação do nível da água e outras

características próprias de ambientes lênticos. Sendo assim, nestas condições outros organismos, como os quironomídeos, podem se reproduzir mais facilmente e atingir maiores densidades numéricas (Bemvenuti; Neto, 1998; Alves; Strixino, 2000).

Os táxons *C. ortonii*, *Chironomus* e *Polypedilum* foram os mais freqüentes e dominantes. *Chironomus* e *Polypedilum* são gêneros geralmente encontrados com alta freqüência e abundância e ampla distribuição em ambientes lênticos (Mousavi, 2002; Davanzo; Henry, 2007), podendo estar presentes tanto na região marginal quanto na região profunda (Jorcin; Nogueira, 2008).

C. ortonii e *Chironomus* foram mais dominantes na primeira coleta e *Polypedilum* nas demais. A modificação na dominância de táxons entre os períodos de coleta também foi reportado por Higuti e Takeda (2002) na lagoa dos Patos. No período seco foi verificada a dominância de dois táxons e no chuvoso de somente um, assim como ocorreu neste estudo.

Polypedilum é capaz de viver em diversas condições ambientais (Nessimian, 1995). As maiores freqüência e dominância deste gênero nas últimas duas coletas demonstram que quando o ambiente passa por modificações como o aumento do processo de decomposição e de nutrientes (Strixino; Trivinho-Strixino, 1998; Callisto *et al.*, 2000), ele é favorecido por ser considerado um gênero generalista e conseguir colonizar o substrato mais rápido do que os outros, atingindo maiores abundâncias (Brandimarte *et al.*, 2005).

Pode-se verificar que a alteração na dominância de táxons reflete as modificações da estrutura da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta no lago dos Manacás durante o período analisado.

A análise de agrupamento mostrou a separação dos pontos com maior densidade numérica de organismos daqueles com menor densidade havendo a separação entre os pontos marginais daqueles da região central. O ponto II do transecto A isolou-se dos demais devido à ausência da assembléia durante todo o período de coleta. Os pontos marginais I do transecto A e I e V do transecto B formaram um agrupamento por apresentarem a maior densidade numérica em todas as coletas. Nesses pontos amostrais também pode ser encontrado o maior número de táxons entre as estações de coleta, o que

sugere que estes locais tem uma estrutura de habitat mais complexa que permite o estabelecimento de um número maior de organismos e táxons (Beltrão *et al.*, 2009). Por outro lado, o terceiro grupo foi formado pelos pontos centrais e pelo ponto V do transecto A, pertencente à margem. Apesar do ponto V ter apresentado a maior densidade numérica entre todos aqueles que compõem o terceiro agrupamento, ainda foi muito inferior àquela dos demais pontos marginais, não se agrupando a eles.

Esta análise confirma que a assembléia do lago dos Manacás encontra-se predominantemente na região marginal, onde a comunidade consegue se desenvolver com maior abundância e com uma composição mais rica e diversa.

A correlação negativa de *P. americana* com fósforo mostra que apesar desta espécie ter sido beneficiada pelo aumento da concentração de nutrientes ao longo do período de estudo sua maior densidade pode ser observada quando os valores de fósforo foram menores, em agosto de 2009, sendo encontrada, principalmente nos locais onde as concentrações de oxigênio foram mais elevadas. No trabalho de Pamplin e Rocha (2007) a abundância desta espécie foi muito baixa, sendo encontrado apenas um indivíduo durante todo o período de coleta. Esta baixa abundância pode ser relacionada ao alto teor de matéria orgânica que pode ser observado em diversos pontos do reservatório estudado.

Caladomyia foi o gênero que apresentou a maior densidade de todo o estudo, podendo ser encontrada nos locais com alta concentração de oxigênio. Pamplin e Rocha (2007) encontraram grande abundância deste gênero em coletas realizadas no mês de janeiro e julho quando foram encontradas altas concentrações de oxigênio no reservatório estudado. *Caladomyia* apresentou correlação positiva ainda com areia grossa e negativa com as variáveis areia fina, silte e argila, estando presente nos locais com fração mais grossa. Os pontos I, III e V do transecto A e I e V do transecto B onde esta espécie foi encontrada foram os únicos a ter a fração granulométrica de areia grossa e ainda apresentam porcentagens menores de areia fina e silte e argila. Apesar do ponto IV do transecto A não ter areia grossa, a presença, embora pequena, de organismos desta espécie neste local se deve a sua alta quantidade de areia média. Wurdig *et al.* (2007) encontraram maior número de espécimes de

Caladomyia em locais cujo substrato foi predominantemente arenoso e Takahashi *et al.* (2008) obtiveram maior biomassa deste gênero na região sublitoral de três reservatórios no Sul do Brasil onde o substrato era composto principalmente por uma fração mais grossa. Desta forma, é possível verificar a preferência de *Caladomyia* por um sedimento com maior granulometria.

Nimboecera sp3 apresentou correlação positiva com a variável fósforo. Este gênero foi encontrado somente na região marginal onde foram observados altos valores de fósforo em agosto de 2009. Higuti e Takeda (2002) encontraram baixas densidades de *Nimboecera* na lagoa dos Patos, que pode ser atribuído às menores concentrações de oxigênio presentes e ao baixo teor de matéria orgânica de muitas amostras. No trabalho de Callisto *et al.* (2002) este gênero foi encontrado em locais com grande quantidade de matéria orgânica mostrando que a alta concentração de nutrientes favorece este gênero.

O gênero *Chironomus* não foi correlacionado a nenhuma variável, entretanto em diversos trabalhos ele é reportado em sedimento fino e orgânico juntamente com *Goeldichironomus*. No estudo realizado por Callisto *et al.* (2002) estes gêneros foram beneficiados pela presença de um sedimento com grande conteúdo de detrito orgânico e altas concentrações de nutrientes totais e dissolvidos (Morais *et al.*, 2010). Entretanto no lago dos Manacás *Goeldichironomus* foi encontrado nos pontos com maior concentração de areia grossa e menores porcentagens das frações finas, mas com alto teor de matéria orgânica e nutrientes. Apesar do aumento das concentrações de nutrientes ao longo do período de estudo *Chironomus* foi encontrado em menores densidades no ano de 2010.

O gênero *Polypedilum* foi encontrado nos pontos com maior concentração de oxigênio em todas as coletas. A densidade mais elevada destes organismos esteve concentrada na região marginal onde a profundidade é mais reduzida. Isto pode ser verificado através das correlações positiva e negativa com oxigênio e profundidade, respectivamente. Davanso e Henry (2007) encontraram *Polypedilum* somente em regiões rasas de um reservatório no estado de São Paulo. A maior abundância deste gênero pode ser observada por esses autores em um ponto com profundidade menor que um metro.

Ao longo do período de coletas foi possível observar através dos dados físicos e químicos que o lago dos Manacás apresentou alterações que proporcionaram grande perda de sua diversidade. A maior parte dos táxons presentes em agosto de 2009 foi ausente nas demais coletas. Apesar de não ter sido encontrado grande densidade da família Tubificidae e dos gêneros *Chironomus* e *Goeldichironomus* no lago, considerados por diversos autores como indicadores de poluição (Bervoets *et al.*, 1997; Collado; Schmelz, 2001; Raburu *et al.*, 2002; Moissenko *et al.*, 2009; Morais *et al.*, 2010), a baixa riqueza e as maiores densidades de *Polypedilum* e *P. americana* observadas, principalmente no ano de 2010, podem ser indícios de que o lago dos Manacás vem sofrendo perturbações. Visto que o gênero *Polypedilum* é conhecido por exibir grande plasticidade, podendo estar presente em ambientes com diversas condições, chegando a ter altas densidades em locais impactados (Callisto *et al.*, 2000; Moreno; Callisto, 2006; Ohtaka *et al.*, 2006). *P. americana* pode ser encontrada em diversos tipos de ambientes e naqueles que se apresentam alterados esta espécie pode atingir a maior densidade entre os naidídeos (Pamplin *et al.*, 2005; Pamplin; Rocha, 2007; Suriani *et al.*, 2007).

Segundo Costa *et al.* (2006) quando não há o predomínio de organismos considerados indicadores de poluição em um sistema aquático pode-se inferir que a qualidade ambiental do local encontra-se em boas condições. Desta forma, de acordo com a assembléia de Oligochaeta e Chironomidae presente no lago dos Manacás, este local não se encontra em más condições de conservação.

Suriani *et al.* (2007) estudaram seis reservatórios do complexo do rio Tietê e encontraram uma assembléia com baixa riqueza e densidade na maior parte deles. *P. americana*, *L. hoffmeisteri* e *Branchyura sowerbyi* foram as espécies mais freqüentes e dominantes, principalmente no período chuvoso quando puderam ser encontradas altas concentrações de nutrientes nos reservatórios, o que possibilitou caracterizar todos eles como eutróficos neste período. No lago dos Manacás concentrações semelhantes de nutrientes puderam ser observadas em julho de 2010, entretanto, a assembléia encontrada não apresentou a estrutura característica de ambientes impactados, como aquela obtida no estudo realizado por esses autores.

De acordo com o índice de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) o lago dos Manacás apresentou alterações na qualidade de suas águas durante o período de estudo. Este índice verificou que as condições tróficas do ambiente foram sendo modificadas ao longo do período de coletas indo de um estado oligotrófico em agosto de 2009 para um estado eutrófico.

Lucca *et al.* (2008) estudaram um lago no estado do Maranhão e o classificaram como oligotrófico tanto no período seco quanto na chuvoso com valores de TSI de 25,5 e 24,1, respectivamente. No lago dos Manacás mesmo quando classificado como oligotrófico seus valores de TSI foram bastante elevados (entre 40,2 e 43,2), mostrando que a qualidade da água do local estava em sofrendo alterações. O aumento de nitrogênio inorgânico a partir de fevereiro de 2010 também é um importante fator que confirma as alterações da qualidade da água a que o lago dos Manacás está sendo submetido. Segundo Beyruth *et al.* (1997 *apud* Garcia *et al.*, 2009) as altas concentrações de nitrogênio amoniacal, como as que podem ser observadas no lago, refletem condições recentes de poluição.

Apesar das variáveis limnológicas mostrarem que o lago dos Manacás vem passando por alterações na qualidade de suas águas ao longo do período de estudo a estrutura da assembléia de Chironomidae e Oligochaeta não confirma estas condições. Provavelmente este ambiente esteja sofrendo perturbações tanto de caráter natural quanto antrópico, entretanto, os dados faunísticos não comprovam os graus extremos de eutrofização mostrados pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983).

8- CONCLUSÃO

_ Não foi observada variação espacial das variáveis físicas e químicas no lago dos Manacás;

_ De forma geral, com exceção do oxigênio dissolvido, pH e COD as variáveis físicas e químicas apresentaram variação temporal durante o período de estudo.

_ Durante o período de estudo foi detectado o aumento gradativo de nutrientes no lago dos Manacás, que promoveram alterações na qualidade de suas águas.

_ No lago dos Manacás a assembléia de Oligochaeta e Chironomidae foi pouco abundante e se concentrou principalmente na região marginal.

_ Houve diferença faunística entre as estações amostrais da região marginal e central, entre as margens e entre os transectos somente na primeira coleta.

_ A alteração das condições das variáveis ambientais durante o período de coleta contribuiu para alteração na estrutura da comunidade de Chironomidae e Oligochaeta.

_ Através da análise da assembléia dos grupos Chironomidae e Oligochaeta e das variáveis abióticas foi possível verificar que o lago dos Manacás apresentou alteração da qualidade de suas águas durante o período de estudo.

_ A assembléia de Chironomidae e Oligochaeta não confirmaram o alto grau de eutrofização evidenciado pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983).

REFERÊNCIAS

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas – **NBR 7181: Agregado em estado solto – peneiramento e sedimentação, método de ensaio** – Rio de Janeiro, 1984.

ALBERTONI, E. F.; PRELLVITZ, L. J. B. & PALMA-SILVA, C..B. 2007. Macroinvertebrate assemblage associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). **Braz. J. Biol.**, 67(3): 499-507.

ALI, A.; FROUZ, J. & LOBINSKE, J. R. 2002. Spatio-temporal effects of selected physico-chemical variables of water, algae and sediment chemistry on the larval community of nuisance Chironomidae (Diptera) in a natural and a man-made lake in central Florida. **Hydrobiologia** 470: 181–193.

ALVES, R. G. & STRIXINO, G. 2000. Distribuição espacial de Oligochaeta em uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, São Paulo. **Iheringia, Série Zoologia** 88: 173-180.

BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F. & RAMOS, R. T. C. 2009. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotrop.**, 9 (4), 37-43.

BEMVENUTTI, C. E. & NETTO, S. A. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macroassemblage of Patos lagoon (south Brazil). **Rev. Brasil. Biol**, 58 (2), 211-221.

BERVOETS, L.; BLUST, R.; WIT, M. & VERHEYEN, R. 1997. Relationships between river sediment characteristics and trace metal concentrations in tubificid worms and Chironomidae larvae. **Environmental Pollution** 95 (3), 345-356.

BLOCKSOM, K. A.; KURTENBACH, J. P.; KLEMM, D. J.; FULK, F. A. & CORMIER, S. M. 2002. Development and Evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for New Jersey Lakes and reservoirs. **Environmental Monitoring and Assessment** 77: 311–333.

BONAI, N. C.; SOUZA-FRANCO, G. M.; FOGOLARI, O.; MOCELIN, D. J. C. & DAL MAGRO, J. 2009. Distribution of metals in the sediment of the Itá Reservoir, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, (21) 2, 245-250.

BONECKER, C. C.; NAGAE, M. Y.; BLETLER, M. C. M.; VELHO, L. F. M. & LANSAC-TÔHA, F. A. 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiologia** 579:115–123.

BRANDIMARTE, A.L., ANAYA, M. & SHIMIZU, G.Y. 2005. Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 17(1):27-36.

BRINKHURST, R. O. & MARCHESE, M. R. 1989. **Guia para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica**, Clímax, Santa Fé, 207p.

CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. & MORENO, P. 2000. Macrobenthic diversity on different habitats in na altitudinal lake surrounded by *Eucalyptus* plantations and secondary Atlantic Forest (southeast Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 12: 55-61.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; GONÇALVES, J. F. Jr.; LEAL, J. J. F. & ESTEVES, F. A. 2002. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted costal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 62(1): 77-84.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F.A.R. e ROCHA, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco River (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 65:1-6.

CARMOUZE, J. P. 1994. Composition et evolution du zooplancton dans une lagune tropicale (Bresil) au cours d'une periode marquee par une mortalite de poissons. **Rev. Hydrobiol Trop.**, 27: 251-263.

CENZANO, C.S.S. & WÜRDIG, N.L. 2006. Spatial and temporal variations of the benthic macroassembléia in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 18(2):153-163.

CHAPMAN, P. M. 2001. Utility and relevance of aquatic oligochaetes in Ecological Risk Assessment. **Hydrobiologia** 463: 149–169.

CLETO-FILHO, S.E.N. & ARCIFA, M.S. 2006. Horizontal distribution and temporal variation of the zoobenthos of a tropical Brazilian lake. **Acta Limnol. Bras.**, 18(4):407-421.

COLLADO, R. & SCHMELZ, R. M. 2001. Oligochaete Distribution Patterns in Two German Hardwater Lakes of Different Trophic State. **Limnologica** 31, 317-328.

CORBI, J. J. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2002. Spatial and bathymetric distribution of the macrobenthic assembléia of the Ribeirão das Anhumas reservoir (Américo Brasiliense-SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 14(1):35-42.

COSTA, F. L. M.; OLIVEIRA, A. & CALLISTO, M. 2006. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 1(1):17-23.

COSTA, F. L. M. & HENRY, R. 2010. Phosphorus, nitrogen, and carbon contents of macrophytes in lakes lateral to a tropical river (Parapanema River, São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, 22(2): 122-132.

DAVANSO, R.C.S. & HENRY, R. 2007. Composition and abundance of Chironomidae and Ephemeroptera in a lateral lake in the mouth zone of Parapanema River into Jurumirim Reservoir (State of São Paulo). *Acta Limnol. Bras.*, 19(2):131-142.

DIAZ, R. J.; SOLAN, M. & VALENTE, R. M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165–181.

DORNFELD, C.B., ALVES, R.G., LEITE, M.A. & ESPÍNDOLA, E.L.G. 2006. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, 18(2):189-197.

DURISCH-KAISER, E.; DOBERER, A.; REUTIMANN, J.; PAVEL, A.; BALAN, S.; RADAN, S. & WEHRLI, B. 2010. Organic matter governs N and P balance in Danube Delta lakes. *Aquat. Sci.*

EGGERMONT, H.; VERSCHUREN, D.; AUDENAERT, L.; LENS, L.; RUSSELL, J.; KLAASSEN, G. & HEIRI, O. 2010. Limnological and ecological sensitivity of Rwenzori mountain lakes to climate warming. *Hydrobiologia* 648:123–142.

EPLER, J. H. 1992. **Identification manual of the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Orlando: Depart. of Environmental Regulation. 308 p.

ERMAN, D. C. & ERMAN, N. A. 1975. Macroinvertebrate Composition and Production in Some Sierra Nevada Minerotrophic Peatlands. *Ecology*, (56),3: 591-603.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2nd, Rio de Janeiro. Editora Interciência. 1998, 602p.

FIGUEIREDO, D. M. & BIANCHINI-JR, I. 2008. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). *Acta Limnol. Bras.*, 20(4), 277-290.

FONSECA, J. J. L. & ESTEVES, F. de A. 1999. Influence of bauxite tailings on the structure of the benthic macroinvertebrate community in an Amazonian lake (Lago Batata, Pará, Brazil). *Rev. Brasil. Biol.*, 59(3): 397-405.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. & SANTAELLA, S. T. 2009. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic change **Acta Limnol. Bras.**, **21** (2), 251-262.

FUREY, P. C.; NORDIN, R. N & MAZUMDER, A. 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, **25**(1):19–31.

GARCIA, F. C.; BARBOSA, F. A. R.; BRAZ, S.; PETRUCIO, M. M. & FARIA, B. 2009. Water quality of an urban reservoir subjected to periodic applications of copper sulphate: the case of Ibitité reservoir, southeast Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, **21**(2), 235-243.

GOLTERMAN, H.L., CLIMO, F.S. & OHNSTAD, M.A.M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. 2nd ed. IBP, Oxford. 213 p.

GRANADO, D. C. & HENRY, R. 2008. The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, **20** (4), 265-275.

HIGUTI, J. & TAKEDA, A. M. 2002. Spatial and temporal variation in densities of chironomid larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the upper Paraná river floodplain, Brazil. **Braz. J. Biol.**, **62**(4B): 807-818.

HIRABAYASHI, K. & WOTTON, R. S. 1999. Organic matter processing by chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). **Hydrobiologia** **382**: 151–159.

HIRABAYASHI, K.; YOSHIZAWA, K.; YOSHIDA, N. & KAZAMA, F. 2004. Progress of eutrophication and change of chironomid assemblage in Lake Yamanakako, Japan **Limnology** **5**:47–53.

ISTVÁNOVICS, V. & SOMLYÓDY, L. Limnological differences between a shallow pre-reservoir and a shallow lake – a case study of the Upper Kis-Balaton reservoir and lake Balaton. In: J. G. TUNDISI & STRASKRABA, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications**, São Carlos, 1999, 592p.

JORCIN, A. & NOGUEIRA, M.G. 2008. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.**, **68**(4, Suppl.): 1013-1024.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. & BELMONT, R. 2009. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community during the filling up period of Porto Primavera Reservoir (Paraná River, Brazil). **Braz. J. Biol.**, **69**(1): 19-29.

KENNEDY, R. H. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. In: J. G. TUNDISI & STRASKRABA, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications**, São Carlos, 1999, 592p.

KOWNACKI, A. 1971. Taxocens of Chironomidae in Polish high tratants. **Acta Hydrobiologica** 13(4): 439-464.

KUHLMANN, M.L.; WATANABE, H.M.; BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. & GUERESCHI, R.M. 2005. Developing a Protocol for the Use of Benthic Invertebrates in São Paulo State's Reservoirs Biomonitoring. I. Habitat, Sampling Period, Mesh size and Taxonomic Level. **Acta Limnol. Bras.**, 17(2):143-153.

LANG, C. 1998. Contrasting responses of oligochaetes (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. **Aquat.sci.**61 (1998) 206–214.

LATUF, M. O.; ARAÚJO, F. S. & ROCHA, G. C. 2003. Sedimentação em Sistemas Aquáticos: Estudo de caso no lago dos Manacás, campus da UFJF. : IX **Congresso Brasileiro de Limnologia**, Juiz de Fora. Juiz de Fora: SBL.

LIU, X., WANG, H. & LIANG, X. 2006. Food web of macroinvertebrate community in a Yangtze shallow lake: trophic basis and pathways. **Hydrobiologia** 571:283–295.

LUCCA, J. V., ALBUQUERQUE, A. L. S. & ROCHA, O. 2008. Spatial heterogeneity and temporal changes of abiotic factors, in Lake Caçó, Maranhão state, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 20 (2), 89-97.

MALTCHIK, L.; FLORES, M.L.T. & STENERT, C. 2005. Benthic macroinvertebrate dynamics in a shallow floodplain lake in the South of Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 17(2),173-183.

MARIANI, C.F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; BRANDIMARTE, A.L.; NISHIMURA, P.Y.; TÓFOLI, C.F.; DURAN, D.S.; LOURENÇO, E.M.; BRAIDOTTI, J.C.; ALMEIDA, L.P.; FIDALGO, V.H. & POMPÊO, M.L.M. 2006. Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir, Billings Complex (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 18(3):267-280.

MARTINS, R. T. 2009. Colonização de Oligochaeta e outros macroinvertebrados durante a decomposição de *Eichornia azurea* (SW.) Kuth (Pontedereaceae) e *Salvinia auriculata* AUBL. (Salviniaceae) em um sistema lêntico na região tropical. Juiz de Fora/UFJF (Dissertação de mestrado).

MILBRINK, G.; TIMM, T. & LUNDBERG, S. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes **Hydrobiologia** 468: 53–61.

MOISEENKO, T. I.; SHAROV, A. N.; VANDISHC, O. I.; KUDRYAVTSEVAC, L. P.; GASHKINA, N. A. & ROSE, C. 2009. Long-term modification of Arctic lake ecosystems: Reference condition, degradation under toxic impacts and recovery (case study Imandra Lakes, Russia). **Limnologica** **39**, 1–13.

MOLISANI, M. M.; BARROSO, H. S.; BECKER, H.; MOREIRA, M. O. P.; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M. & VASCONCELLOS, G. H. 2010. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnol. Bras.** **22** (1), 1-12.

MONTANHOLI-MARTINS, M. C. & TAKEDA, A. M. 2001. Spatial and temporal variations of oligochaetes of the Ivinhema River and Patos Lake in the Upper Paraná River Basin, Brazil. **Hydrobiologia** **463**: 197-205.

MORAIS, S. S.; MOLOZZI, J.; VIANA, A. L.; VIANA, T. H. & CALLISTO, M. 2010. Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera: Insecta) and their as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. **Braz. J. Biol.**, **70** (4): 995-1004.

MORENO, P. & CALLISTO, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia** **560**:311–321.

MOUSAVI, S. K. 2002. Boreal chironomid communities and their relations to environmental factors – the impact of lake, depth, size and acidity. **Boreal environmental research** **7**, 63-75.

NESSIMIAN, J. L. 1995. Abundância e biomassa de macroinvertebrados bentônicos em um brejo de dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Rev. Brasil. Biol**, **55** (4), 661-683.

OHTAKA, A.; NISHINO, M. & KOBAYASHI, T. 2006. Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. **Limnology** **7**:237–242.

PAMPLIN, P. A. Z.; ROCHA, O. & MARCHESE, M. 2005. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do rio Tietê (São Paulo). **Biota Neotropica** (5) 1.

PAMPLIN, P.A.Z., ALMEIDA, T.C.M. & ROCHA, O. 2006. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, **18**:121-132.

PAMPLIN, P.A.Z. & ROCHA, O. 2007. Temporal and bathymetric distribution of benthic macroinvertebrates in the Ponte Nova Reservoir, Tietê River (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, **19(4)**:439-452.

PAULA, M. B. & GOMES, A. C. 2007. Culicidae (Diptera) em área sob influência de construção de represa no Estado de São Paulo. **Rev. Saúde Pública** 41(2):284-9.

PEIRÓ, D. F. & ALVES, R. G. 2006. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica** 6 (2), 1-9.

PERALTA, L.; ESCOBAR, E.; ALCOCER, J. & LUGO, A. 2002. Oligochaetes from six tropical crater lakes in Central Mexico: species composition, density and biomass. **Hydrobiologia** 467: 109–116.

PILIPENKO, Y. V. 2010. Ecological-trophic Classification of the Small Reservoirs Used for Different Purposes. **Hydrobiological Journal**, 46 (1).

PINDER, L. C. V. 1986. Biology of freshwater Chironomidae. *Ann. Rev. Entomol* 31:1-23.

PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOT, G.; LAPIERRE, L. & WILLSIE, A. 1996. Macroinvertebrate community as a biological and toxicological factors in lake Saint-François (Québec). **Environmental Pollution**, 91(1), 65-87.

RABURU, P.; MAVUTI, K. M.; HARPER, D. M. & CLARK, F. L. 2002. Population structure and secondary productivity of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede) and *Branchiura sowerbyi* Beddard in the profundal zone of Lake Naivasha, Kenya. **Hydrobiologia** 488: 153–161.

RIGHI, G. 1984. **Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil**. CNpq, Brasília, 48p.

RODRIGUES, L. C.; TRAIN, S.; ROBERTO, M. C. & PAGIORO, T. A. 2002. Seasonal Fluctuation of Some Limnological Variables on a Floodplain Lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 45 (4), 499-513.

ROQUE, F. O.; CORREIA, L. C. S.; TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 2004. A Review Of Chironomidae Studies In Lentic Systems In The State Of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, 4(2), 1-19.

ROSSARO, B.; BOGGERO, A.; LENCIONI, V.; MARZIALI, L. & SOLIMINI, A. 2006. Tools for the development of a benthic quality index for Italian lakes. **J. Limnol.**, 65(1): 41-51.

RUHLAND, K. & SMOL, J. P. 1998. Limnological Characteristics of 70 Lakes Spanning Arctic Treeline from Coronation Gulf to Great Slave Lake in the Central Northwest Territories, Canadá. **Internat. Rev. Hydrobiol.** 83 (3) 183-203.

RUSE, L. 2010. Classification of nutrient impact on lakes using the chironomid pupal exuvial technique. **Ecological Indicators** **10**, 594–601.

SAETHER, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. **Holarct. Ecol.**, 2:65-74.

SANTOS, M. B.; ROCHA, L. A.; MARQUES, M. M. G. S. M. & BARBOSA F. A. R. 1998. Diversidade e abundância da assembléia bentônica de cinco lagoas do karste do planalto de Lagoa Santa, Minas Gerais. **Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia brasiliensis V**, 77-89.

SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. & MORETTO, E. M. 2009. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. **Braz. J. Biol.**, **69**(1): 1-18.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & BAPTISTA, D. F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. **Braz. J. Biol.**, **66**(2B): 623-632.

SOARES, M. C. S.; VIDAL, L. O.; ROLAND, F. & HUSZAR, V. L. M.. 2009. Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment. **Journal of Plankton Research** **31** (11): 1331–1338.

SOLIMINI, A. G.; FREE, G.; DONOHUE, I.; IRVINE, K.; PUSCH, M.; ROSSARO, B.; SANDIN, L. & CARDOSO, A. C. 2006. **Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation**. Institute for Environment and Sustainability.

STRIXINO, G. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 1998. Povoamentos de Chironomidae (Diptera) em lagos artificiais. **Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia brasiliensis V**, 141-154.

SUGIYAMA, Y.; ANEGAWA, A.; KUMAGAI, T.; HARITA, Y.; HORI, T. & SUGIYAMA, M. 2004. Distribution of dissolved organic carbon in lakes of different trophic types. **Limnology** **5**:165–176.

SURIANI, A.L.; FRANÇA, R.S.; PAMPLIN, P.A.Z.; MARCHESE, M.; LUCCA, J.V. & ROCHA, O. 2007. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, **19**(4):415-426.

TAKAHASHI, M. A.; HIGUTI, J.; BAGATINI, Y. M.; ZVIEJKOVSKI, I. P. & VELHO, L. F. M. 2008. Composition and biomass of larval chironomid (Insecta, Diptera) as potential indicator of trophic conditions in southern Brazil reservoirs. **Acta Limnol. Bras.** **20**(1), 5-13.

TEIXEIRA, R. R.; MALTCHIK, L. & STENERT, C. 2006. Do floods of brief duration affect the aquatic macroinvertebrate community in a floodplain oxbow lake in the South of Brazil? **Neotropical Biology and Conservation** 1(1):29-34.

TELLIO LU, A.; ÇITIL, C. & AHIN, . 2008. Distribution of Chironomidae (Diptera) Larvae in Hazar Lake, Turkey. **Journal of Applied Biological Sciences** 2 (1): 77-80.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J. & AGUDO, E. G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. **In Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1.34.

TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 21(1) 35-44.

TRIVINHO-STRIXINO, S & STRIXINO, G. 1995. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnóstico dos gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar. 229p.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; CORREIA, L. C. S. & SONODA, K. 2000. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the oxbow Infernão lake (jataí ecological station, Luiz Antônio, SP, Brazil). **Rev. Brasil. Biol**, 60 (3).

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ABE, D. S. 2008. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Braz. J. Biol.**, 68(4, Suppl.): 1079-1098.

UIEDA, V. S. & MOTTA, R. L. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnol. Bras.**, 19(1):15-30.

VALÉRIO, A. M.; STECH, J. L. & KAMPEL, M. 2009. Partitioning of the Manso Reservoir, MT, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 21(3), 293-298.

WANG, L.; WEHRLY, K.; BRECK, J. E. & KRAFT, L. S. 2010. Landscape-Based Assessment of Human Disturbance for Michigan Lakes. **Environmental Management** 46:471–483.

WEATHERHEAD, M. A. & JAMES, M. R. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. **Hydrobiologia** 462: 115–129.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. 1991. **Limnological analyses**. 2nd ed. Springer-Verlag, New York. 391p.

WHITE, D. S. & MILLER, M. F. 2008. Benthic invertebrate activity in lakes: linking present and historical bioturbation patterns. **Aquat Biol.** **2**, 269–277.

WÜRDIG, N. L.; CENZANO, C. S. S. & MOTTA MARQUES, D. 2007. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, **19**(4):427-438.

ZHANG, M.; SHAO, M.; XU, Y. & CAI, Q. 2010. Effect of hydrological regime on the macroinvertebrate community in Three-Gorges Reservoir, China. **Quaternary International** xxx 1–7.

ANEXOS

Tabela I: Concentrações das variáveis limnológicas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nos cinco pontos amostrais dos transectos A e B em agosto de 2009.

	NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	DIN (ug L ⁻¹)	NOT (µg L ⁻¹)	NT (µg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	pH	COD (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (µeq/L)
IA	54,96	1,3	55,5	111,9	895,6	1007,5	0	20,1	6,98	6,20	2,99	114,33
IIA	23,13	0,4	596,1	619,63	1716,1	2335,7	0	18,4	3,66	6,56	2,56	144,70
IIIA	22,99	1,0	142,6	166,59	2718,7	2885,2	2,8	20,6	4,17	6,74	3,07	128,61
IVA	32,67	1,6	41,6	75,87	3289,7	3365,5	3,9	17,6	4,47	6,83	3,44	155,11
VA	18,28	1,7	39,2	59,18	1047,2	1106,3	3,1	29,1	7,89	6,86	3,67	155,25
IB	34,54	1,0	262,8	298,34	1438,9	1737,2	2,6	36,7	8,55	6,62	2,87	179,33
IIB	25,65	1,4	549,0	576,05	2509,1	3085,1	0	28,1	1,99	6,45	2,79	218,32
IIIB	66,27	1,4	49,7	117,37	1169,8	1287,1	6,7	25,5	4,61	6,67	3,16	166,00
IVB	21,63	2,5	23,4	47,53	8311,4	8358,9	7,5	24,6	7,06	6,86	4,03	171,28
VB	17,79	1,7	9,0	28,49	1017,1	1045,5	4,2	19,5	8,67	6,78	3,64	167,10

Tabela II: Concentrações das variáveis limnológicas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nos cinco pontos amostrais dos transectos A e B em fevereiro de 2010.

	NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	DIN (ug L ⁻¹)	NOT (µg L ⁻¹)	NT (µg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	pH	COD (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (µeq/L)
IA	275,3	3,3	216,5	495,1	343,5	838,6	13,3	34,0	5,615	5,57	3,5990	236,27
IIA	262,8	3,7	312,0	578,5	248,0	826,5	13,4	24,9	4,105	6,63	3,2605	260,83
IIIA	258,1	3,0	335,4	596,6	280,6	877,1	11,4	34,8	3,902	6,8	2,9423	254,06
IVA	345,8	4,6	242,3	592,7	261,7	854,4	15,8	30,4	6,572	6,6	3,0755	239,40
VA	377,5	3,5	198,9	579,9	361,1	941,0	13,2	58,0	5,736	6,55	3,8107	244,27
IB	176,9	4,3	1230,2	1411,5	0,0	1411,5	7,4	37,3	0,664	6,46	2,6190	470,52
IIB	368,4	5,8	995,8	1370,0	0,0	1370,0	13,9	36,9	4,962	6,49	3,2119	426,28
IIIB	308,3	3,5	455,1	766,9	104,9	871,7	32,3	55,8	2,613	6,36	3,5384	305,93
IVB	346,1	4,9	204,5	555,6	355,5	911,1	15,1	44,2	5,276	6,59	27,7922	228,35
VB	409,9	3,7	232,7	646,3	327,3	973,6	12,4	38,5	6,401	6,55	4,2276	237,14

Tabela III: Concentrações das variáveis limnológicas no lago dos Manacás, município de Juiz de Fora, MG, nos cinco pontos amostrais dos transectos A e B em julho de 2010.

	NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	DIN (ug L ⁻¹)	NOT (µg L ⁻¹)	NT (µg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	pH	COD (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (µeq/L)
IA	273,88	1,85	545,97	819,85	0	819,85	5,76	80,29	3,222	6,70	2,2973	637,38
IIA	193,46	1,29	327,91	522,66	0	522,66	6,67	73,55	2,543	6,41	2,1109	105,18
IIIA	66,22	1,96	1286,36	1354,54	0	1354,54	7,74	97,83	5,222	6,83	2,0491	968,83
IVA	227,83	2,39	333,82	564,05	163,64	727,69	8,52	56,33	5,311	6,59	2,8673	598,11
VA	253,64	2,28	391,57	647,49	0	647,49	9,16	48,47	7,533	6,65	2,2637	617,41
IB	395,14	3,11	278,00	676,25	54,40	730,65	7,31	73,61	5,641	6,41	3,2932	567,95
IIB	135,04	1,03	585,98	722,05	0	722,05	4,59	339,20	5,327	6,39	2,1353	643,79
IIIB	171,33	0,72	424,44	596,49	0	596,49	4,78	79,11	6,505	6,39	2,2227	597,15
IVB	208,24	1,37	379,50	589,11	0	589,11	7,87	109,48	6,910	6,55	2,2559	609,01
VB	211,21	2,10	650,08	863,40	9,80	873,20	8,46	74,87	7,061	6,54	2,6471	606,24

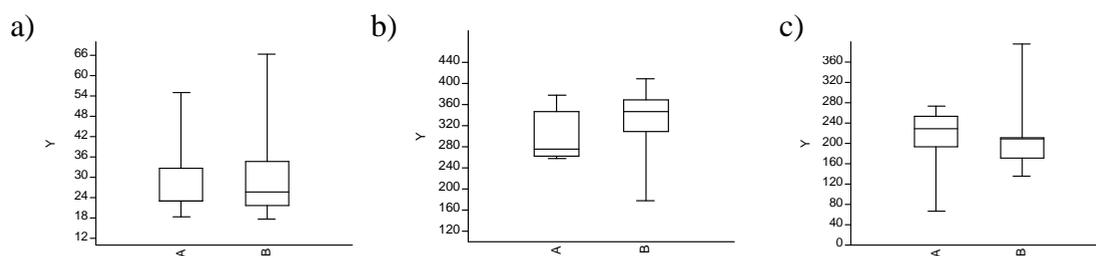


Figura 1: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de nitrato (NO_3^-), em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

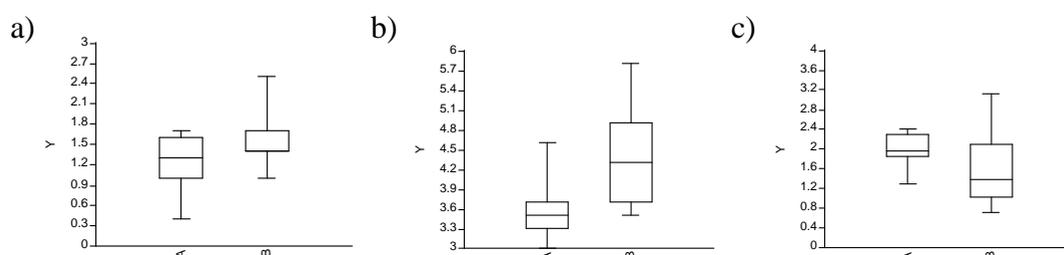


Figura 2: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de nitrito (NO_2^-), em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

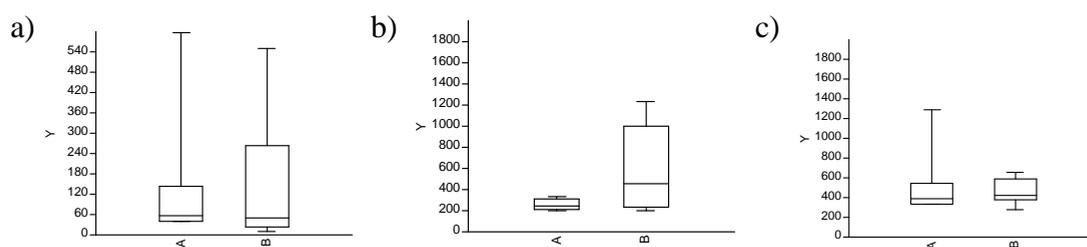


Figura 3: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de íon-amônio (NH_4^+), em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

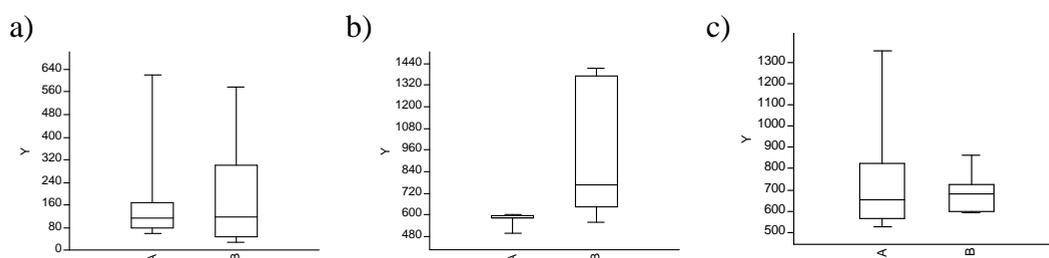


Figura 4: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de DIN, em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

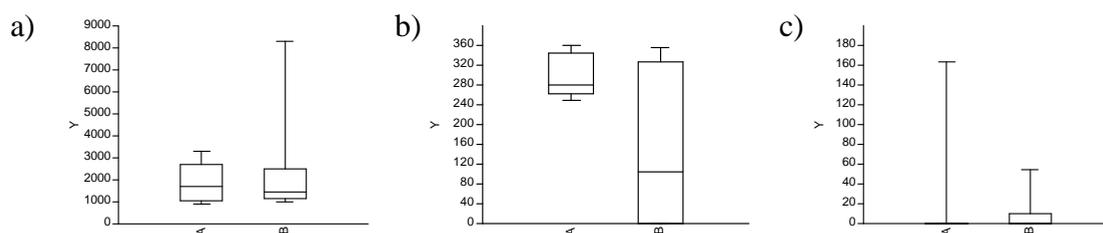


Figura 5: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de NOT, em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

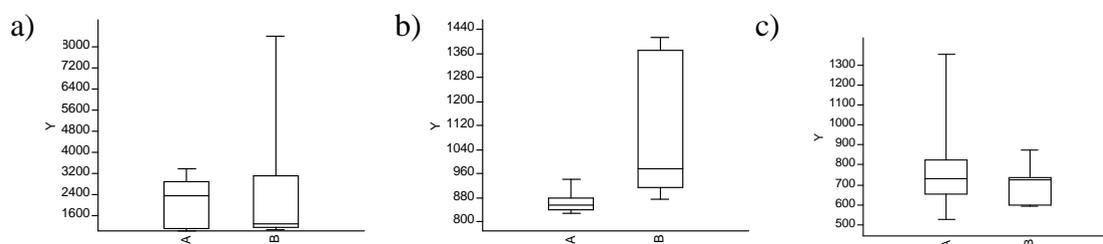


Figura 6: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de nitrogênio total, em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

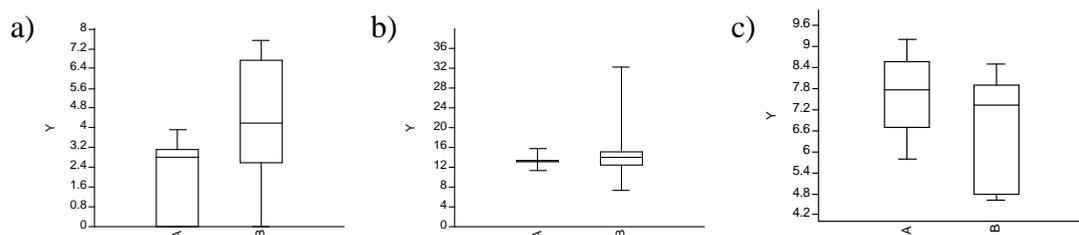


Figura 7: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de orto-fosfato (PO_4^{3-}), em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

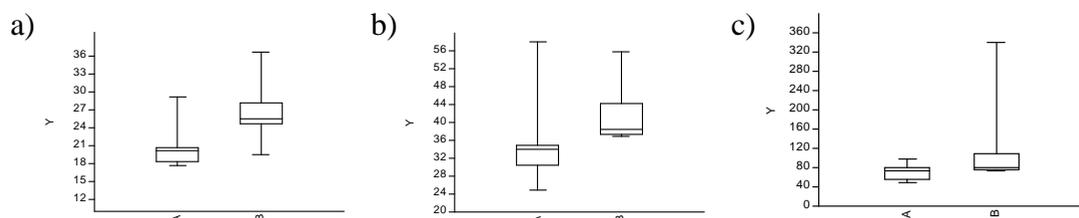


Figura 8: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de fósforo total, em $\mu\text{g/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

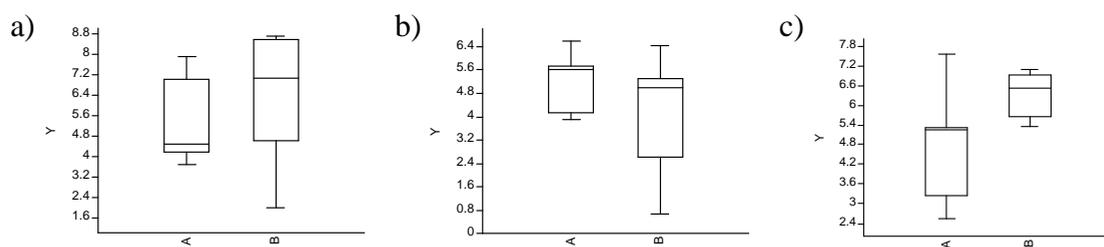


Figura 9: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de oxigênio dissolvido, em mg/L, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

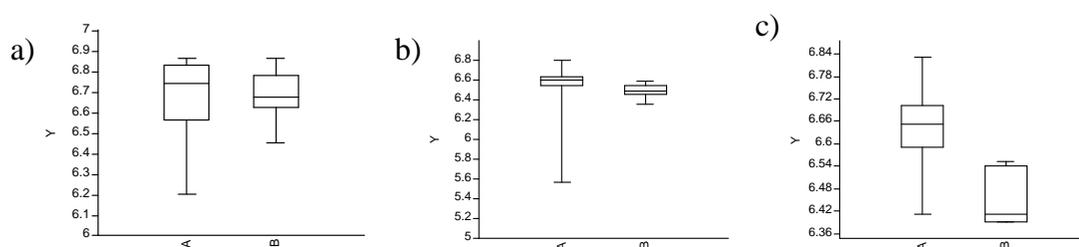


Figura 10: Box-plot mostrando a comparação dos valores de pH entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

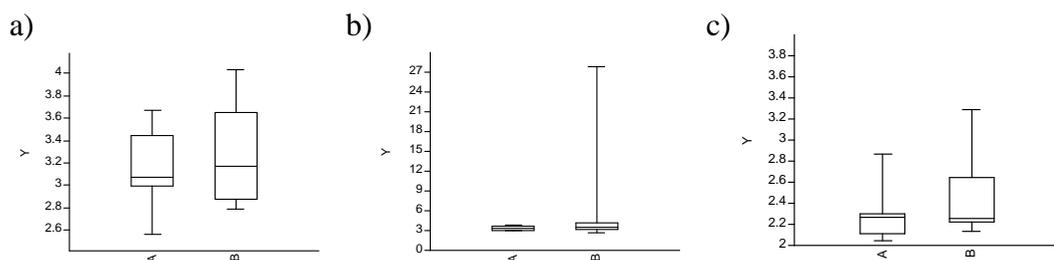


Figura 11: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de COD, em mg/L, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

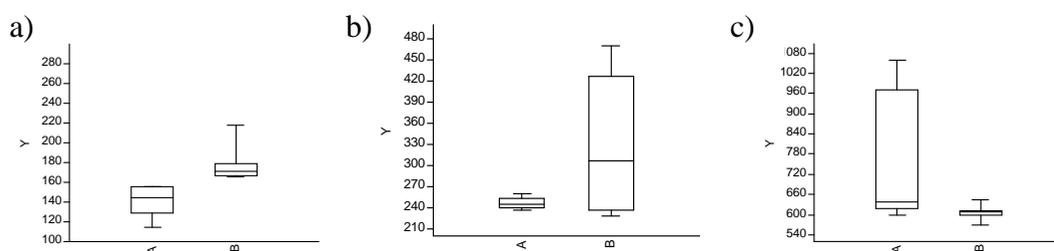


Figura 12: Box-plot mostrando a comparação das concentrações de alcalinidade, em $\mu\text{eq/L}$, entre os transectos A e B na coleta de agosto de 2009 (a), fevereiro de 2010 (b) e julho de 2010 (c) realizadas no lago dos Manacás. $p > 0,05$

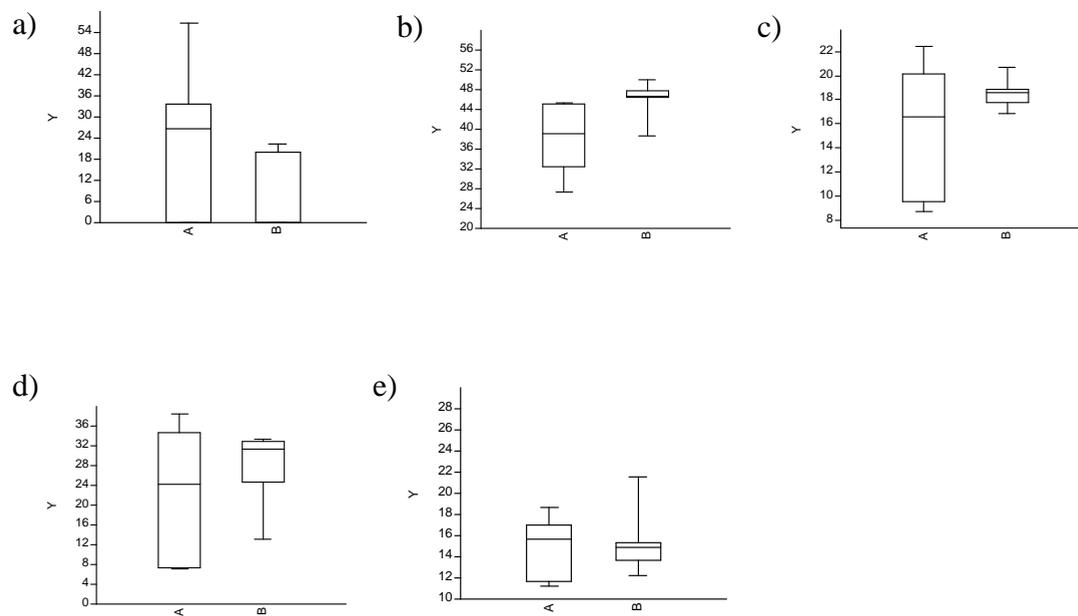


Figura 13: Box-plot mostrando a comparação das porcentagens de areia grossa (a), areia média (b), areia fina (c), silte e argila (d) e matéria orgânica (e), entre os transectos A e B lago dos Manacás. $p > 0,05$

