

**VARIAÇÃO TEMPORAL DOS
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS, EM LAGOA
MARGINAL AO RIO PARANAPANEMA – SP**

RICARDO ALEXANDRE ZERLIN

Botucatu - SP
2011

**Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU,
Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração: Zoologia**

RICARDO ALEXANDRE ZERLIN

**Variação temporal dos Macroinvertebrados bentônicos, em
lagoa marginal ao Rio Paranapanema – SP**

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências da
Universidade Estadual
Paulista – UNESP, Campus
de Botucatu, como parte dos
requisitos para obtenção do
Título de Mestre em Ciências
Biológicas, Área de
Concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

Botucatu
2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.

DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP

BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: *ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE*

Zerlin, Ricardo Alexandre.

Variação temporal dos macroinvertebrados bentônicos, em lagoa marginal ao Rio Paranapanema – SP / Ricardo Alexandre Zerlin. – Botucatu : [s.n], 2011

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Raoul Henry

Capes: 20400004

1. Lagoas. 2. Ecologia aquática. 3. Paranapanema, Rio, Bacia (SP e PR).

Palavras-chave: Lagoa do Camargo; Macroinvertebrados bentônicos; Mudanças temporais, Rio Paranapanema; Sedimentos.

Dedico essa dissertação aos meus pais, Edson e Maria e minha irmã Tatiana, por todo o carinho, apoio, incentivo e entusiasmo a mim dedicados e sem os quais eu não teria conseguido chegar ao fim de mais essa etapa.

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO.....	5
OBJETIVO GERAL.....	14
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
Área de Estudo.....	15
Frequência e local de Amostragem.....	20
Parâmetros Ambientais.....	22
Parâmetros Biológicos.....	25
Análise dos Dados.....	26
Análise Estatística.....	27
RESULTADOS.....	29
Parâmetros Ambientais.....	29
Parâmetros Biológicos.....	39
Análise Estatística.....	52
DISCUSSÃO.....	63
CONCLUSÕES.....	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	78

RESUMO

O objetivo do presente trabalho foi caracterizar a comunidade bentônica quanto à composição taxonômica, e a densidade das populações e também avaliar a qualidade da água e do sedimento nos períodos distintos do ciclo hidrológico (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) da lagoa do Camargo, verificando possíveis relações entre as variáveis físico-químicas na estrutura da comunidade bentônica ao longo de um gradiente temporal. As coletas foram realizadas mensalmente no período de agosto de 2009 a agosto de 2010. Foram recolhidas em um ponto no meio da lagoa com o coletor tipo draga de Van Veen com área de pegada de $(0,0640 \text{ m}^2)$ três amostras do sedimento para a análise da fauna, lavadas em rede seletiva de $250 \mu\text{m}$ e três para análises da granulometria e do conteúdo orgânico. Simultaneamente foram medidos os seguintes parâmetros limnológicos da lagoa: profundidade, transparência, temperatura, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido. Dados de precipitações mensais e nível hidrológico foram obtidos. Em função da variação da pluviosidade a maior profundidade ocorreu em abril/10 (final da cheia) e a menor em janeiro/10 (começo da cheia). Entre as variáveis analisadas na água, as variáveis de oxigênio dissolvido na superfície, condutividade elétrica de superfície e fundo e pH de superfície, tiveram seus valores mais elevados em junho/10 (águas baixas). Para oxigênio dissolvido no fundo, pH de fundo e transparência, os maiores valores foram em julho/10 (final águas baixas). Com relação ao sedimento, de modo geral, no mês de setembro de 2009 (final águas altas) ocorreu maior concentração de matéria orgânica. A fauna de macroinvertebrados bentônicos foi composta 15 grupos taxonômicos; a ordem Diptera foi representada por sete táxons com maior riqueza em relação aos demais taxa. Correspondeu a 60% da abundância total, seguido de Ephemeroptera com 22% e Anellida 16%. Notou-se que os táxons *Branchiura sowerbyi*, *Chironomus gigas* e *Campsurus*, estiveram presentes em

todos os meses de estudo, enquanto que o táxon *Chironomus sp.*, esteve presente em apenas um mês do estudo. Entre os macroinvertebrados bentônicos, foram verificadas diferenças significativas na densidade e riqueza total entre os meses para *Narapa bonettoi*, *Chaoborus*, *Ablabesmyia* gr. *Annulata*, *Chironomus gigas*, *Larsia fittkau*, *Procladius* sp2. Nas correlações geradas, entre a riqueza total de espécies e as variáveis ambientais, poucas foram significativas. A riqueza total de taxas correlacionou-se negativamente com o pH, Secchi, Condutividade e Oxigênio de fundo. As maiores correlações positivas encontradas no eixo 1 mostraram que alguns táxons estiveram associados com o oxigênio de fundo, condutividade e com fração granulométrica $>53 \mu\text{m}$, enquanto que as correlações negativas mostraram que alguns táxons fortemente correlacionados com matéria orgânica. Para o eixo 2, alguns táxons estiveram correlacionados positivamente com fração do sedimento $<53 \mu\text{m}$. Entretanto para as correlações negativas com o eixo 2, alguns táxons foram correlacionadas com a fração do sedimento variando entre $>125 \mu\text{m}$, a $>500 \mu\text{m}$, e temperatura de fundo, temperatura média e Pluviosidade. A maior e a menor diversidade de espécies (H') foram amostradas nos mesmos meses em que se constataram o final do período de vazante e águas baixas. Em conclusão, houve diferença significativa nos organismos com influência dos fatores abióticos, tais como nível, transparência, material em suspensão, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura do ar e da superfície da água..

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos, composição granulométrica, lagoa, mudanças temporais.

ABSTRACT

The aim of this study was to characterize the taxonomic composition and abundance of benthic community and, also assess the water and sediment quality in different periods of the hydrological cycle at Camargo Lake. Relationships between the physical chemical factors and the structure of benthic community were examined along a temporal gradient. Samples were collected monthly from August 2009 to July 2010. Three sediment samples were collected at site in the middle of the lake with a Van Veen area (0.0640 m²) for analysis of macroinvertebrates; then the sediment was, washed in 250 µm mesh net. Other three samples were collected for the analysis of grain size and organic content. Simultaneously, the following limnological parameters were measured; pond depth, water transparency, temperature, electrical conductivity, pH and dissolved oxygen. Monthly rainfall and water level data were obtained. In function of rainfall, the highest depth was in April/10 and, the lowest in January/10. Water dissolved oxygen and electrical conductivity at surface and bottom surface and, pH present higher values in June/10. For dissolved oxygen and pH at Bolton and, transparency the highest values were recorded in June/10. With respect to the sediment, the highest organic matter concentration was observed in of September 2009. Benthic macroinvertebrate fauna was composed 15 taxonomic groups; the order Diptera were represented by seven taxa and present higher richness than the other taxa. Diptera accounted for 60% of total abundance, followed by Ephemeroptera (22%) and Anellida (16%). *Branchiura sowerbyi*, *Chironomus gigas* and *Campsurus*, were present in all months of study, while the taxon *Chironomus* sp., was present in only one month of the study. Among the benthic macroinvertebrates, temporal significant differences on density and total richness were observed for to *Narapa bonettoi*, *Chaoborus*, *Ablabesmyia* gr. *Annulata*, *Chironomus gigas*, *Larsia Fittkau*, *Procladius*

sp2. Considering the computed correlations between the total species richness and environmental variables, few were significant. Total richness taxa was of correlated negatively with pH, Secchi, conductivity and oxygen at bottom. Positive correlations found in the axis 1 shown that some taxa were associated with bottom oxygen, conductivity and, with particle size $>53\ \mu\text{m}$ of sediment while, negative correlations showed that some taxa were strongly correlated with organic matter. For axis 2, some taxa were positively correlated with the sediment particle size $<53\ \mu\text{m}$. However, for negative correlations with axis 2, some taxa were correlated with the organic matter of sediment ranging from $>125\ \mu\text{m}$, to $>500\ \mu\text{m}$ and, bottom temperature, average air temperature and precipitation. The highest and lowest species diversity were recorded in months corresponding to emptying and low waters. In conclusion, significant differences were seen in the organisms related with abiotic factors such as water level, transparency, suspended matter, dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, air temperature from pond surface.

Keywords: benthic macroinvertebrates, particle size sediment, lake, seasonal changes.

.

INTRODUÇÃO

A existência de áreas inundáveis no entorno dos cursos de água é considerado como um fator natural e regular, observado nos cursos de água de médio e grande porte. Com a cheia, os rios invadem as depressões laterais e quando as águas baixam, após a cheia formam-se verdadeiros lagos, interligados ou não com o canal principal (JUNK, 1980). Neste contexto, o monitoramento dos ambientes de planície de inundação torna-se uma importante ferramenta para avaliar possíveis mudanças nos padrões ou nas tendências temporais das variáveis limnológicas frente a ações antrópicas.

Dependendo de sua conexão com o rio, as lagoas sofrem grandes oscilações no seu nível, se a conexão for temporária ou permanente. Conforme a estrutura das lagoas, a sua posição e seu tamanho, podem secar completamente no período de estiagem, enquanto partes de lagoas podem atuar em certas épocas, como canais naturais, de água corrente ou parada, dependendo da estação do ano (JUNK, 1980).

De acordo com Henry *et al* (2005), em períodos de águas baixas, fatores internos controlam os processos ecológicos de lagoas temporárias, enquanto em águas altas, os efeitos externos predominam. Nas lagoas da zona de transição Rio Paranapanema – Represa Jurumirim, os processos ecológicos são regulados exclusivamente por fatores internos durante o período de desconexão. Nos períodos de conexão com o Rio Paranapanema, ambos os fatores (internos e externos) exercem um controle sobre a ecologia das lagoas laterais.

As mudanças no nível da água, ao longo do ano ocasionam inundação nas áreas laterais. Os seus pulsos e atributos (como frequência, duração e amplitude) são modificados em função de confluência das águas dos sistemas lóticos nos lênticos (como em reservatórios). De fato, a ação dos pulsos hidrológicos de tributários em reservatório é fortemente atenuada na zona de transição rio - represa (HENRY, 2005).

Segundo o conceito de pulso apresentado por Junk *et al.* (1989), a principal força responsável pela existência, produtividade e interação da biota maior de um sistema rio-planície é o evento de cheia. É a variável de estado mais importante do sistema, pois outras variáveis (físicas ou biológicas) dependem do pulso de inundação.

Nos reservatórios, as condições limnológicas, físicas e químicas da água, bem como a estrutura e funcionamento das comunidades bióticas apresentam peculiaridades distintas de lagos e rios (TUNDISI *et al.*, 1999). Do ponto de vista ecológico, econômico e social, impactos negativos e positivos são reconhecidos com a construção dos reservatórios (STRAŠKRABA *et al.*, 1993; STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000).

Ações antrópicas podem produzir interferência na extensão e periodicidade do regime hidrométrico natural dos sistemas rios-planícies de inundação e dar impulso à variação nos padrões temporais e espaciais de variáveis limnológicas. (AGOSTINHO *et al.*, 2000).

Alguns fatores importantes atuando nos sistemas rio-planícies de inundação podem ser notados na seca, quando a influência de agentes locais (entrada de água por infiltração), domina e atua de forma distinta em cada ambiente da planície. Durante as enchentes, a troca de material biológico, elementos nutritivos e material particulado aumenta com a conectividade dos ambientes da planície (THOMAZ *et al.* 2007). Desta forma, trocas de matéria orgânica particulada e dissolvida, material em suspensão, nutrientes, detritos e biomassa ocorrem entre rio e lagos marginais (McDONALD *et al.* 2004).

Durante a inundação todos os nutrientes são transportados do canal principal, para os ambientes aquáticos laterais tanto os nutrientes mineralizados na estação seca, quanto os nutrientes dissolvidos ou associados aos sedimentos em suspensão

(BAYLEY, 1995). Portanto, as lagoas marginais variam no modo de obtenção e processamento energético, durante a alternância do seu ciclo hidrológico.

Na estação seca, as áreas alagadas da planície de inundação tornam-se isoladas do canal principal do rio, formando numerosas poças e lagoas marginais. Algumas destas poças e lagoas permanecem até a inundação seguinte enquanto outras secam (LOWE-MCCONNELL, 1975). Neste período, são observadas modificações na estrutura das comunidades e redução no número ou mesmo eliminação de espécies.

Por sua vez as lagoas marginais quando isoladas do rio, podem apresentar condições ambientais desfavoráveis como falta de espaço, escassez de alimentos e falta de oxigênio (YAMAMOTO *et al.*, 2004).

A velocidade de correnteza da água, a profundidade dos ambientes lânticos, adjacentes aos rios e a área de superfície inundada são afetadas diretamente pelos “pulsos de inundação” (THOMAZ *et al.*, 2004). São as forças mais relevantes que controlam os padrões comportamentais, morfológicos, anatômicos e as adaptações fisiológicas nos organismos que habitam estas áreas (JUNK *et al.*, 1989).

A fragmentação é apontada como a principal causa da perda da biodiversidade, por reduzir e isolar fundamentalmente áreas propícias à sobrevivência das populações. Porém, depende dos parâmetros da estrutura da paisagem, como a área e o isolamento do fragmento; a conectividade dos habitats; e a complexidade do mosaico da paisagem (METZGER, 1999). A conectividade pode ser adequada ao grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento das espécies entre os fragmentos (TAYLOR *et al.*, 1993). Para Neiff e Poi de Neiff (2003) conectividade é entendida como uma ligação entre os elementos e processos de um sistema, os quais definem o estágio de suas variáveis. De Nadai & Henry, (2009) estudando a lagoa do Coqueiral, notaram que com o pulso de inundação pelo curso de água, houve uma redução na densidade total do

zooplâncton por efeito de diluição e um aumento substancial na riqueza e diversidade específica. Assim o influxo lateral de água do rio para o ambiente lacustre atua como fator de distúrbio na estrutura da comunidade zooplanctônica, de caráter temporário. O mesmo ressaltou que com a entrada de água do rio na lagoa, houve uma deriva dos organismos zooplanctônicos e remoção de indivíduos associados a macrófitas aquáticas e também a eclosão de ovos de espécies em diapausa presentes no sedimento, são esses os possíveis fatores causadores do aumento de riqueza em espécies zooplanctônicas logo após o pulso de inundação lateral pelo curso de água.

O grau de conectividade entre rio e lagos e as variações do nível de água determinada pelo pulso hidrológico são os principais fatores controladores da composição, riqueza e abundância dos organismos (MARTINS & HENRY, 2004).

O nível da água acumulada em lagos, varia em função da morfologia do ambiente (área, perímetro, largura, comprimento, forma, profundidade) As características morfométricas de lagos afetam portanto a qualidade da água (SPERLING, 1999).

A qualidade da água é um dos fatores mais importantes para o êxito da colonização e do estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos (MARQUES *et al.*, 1999).

Segundo Metcalfe (1989) e Karr (1999) no transcorrer de anos, a qualidade da água foi determinada em função de fatores físicos e químicos, sem considerar a fauna local. A avaliação das características abióticas indica uma variação momentânea do ambiente, enquanto a biota aquática pode fornecer um histórico das variações das condições do meio.

O conceito de qualidade de água tem-se transformado rapidamente, de características físicas, químicas e bacteriológicas para uma outra que integra todos os

componentes do ecossistema. Começou a ser mudado na década de 60, quando os primeiros trabalhos com macroinvertebrados bentônicos em lagoas no Brasil foram desenvolvidos na região Amazônica por Fittkau (1971) e Reiss (1977); Em reservatórios teve-se início na represa de Americana por Strixino (1971) e Rocha (1972), Shimizu (1978, 1981), Pamplin (1999) e Dornfeld (2002). Na represa do Lobo, Strixino (1973), Có (1979) e Strixino & Strixino (1980, 1982). Represa de Paraibuna, Kuhlman (1993) e Brandimarte (1991). Represas do Médio e Baixo Tietê, Soriano (1997) e Rodrigues (2003), entre outros. Estes passaram a ter uma análise mais integrada considerando a influência da qualidade da água na estrutura das comunidades aquáticas.

O grande desafio do biomonitoramento nos sistemas aquáticos é encontrar um indicador ideal (bioindicador) cujas características específicas como presença, comportamento ou estado fisiológico possam ser correlacionadas com o meio em que se desenvolvem (BONADA *et al.* 2006).

A comunidade bentônica é constituída por animais (zoobentos) e vegetais (fitobentos), que se caracterizam por habitar o interior do sedimento ou sua superfície (ESTEVES, 1988).

Os Macroinvertebrados Bentônicos processam energia proveniente através de fontes autóctones ou alóctones que sedimentam no fundo do ecossistema como, por exemplo: perifíton, folhas, restos vegetais ou matéria orgânica produzida por animais ou homem. (TUNDISI, 2008).

A fauna bentônica é composta de organismos que são excelentes indicadores biológicos. Apresenta uma vasta distribuição, grande abundância e são de fácil coleta. Distribuem-se em zona litoral, com maior variabilidade e heterogeneidade espacial e conseqüentemente maior diversidade de espécies e grupos funcionais, e em zonas sub-

litoral e profunda que são relativamente mais uniformes (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Quanto à distribuição, tanto as populações bentônicas, como à de outras comunidades, são influenciadas por um conjunto de fatores físicos e químicos da água e biológicos interatuantes. Entre esses fatores, a natureza do sedimento, a profundidade, as flutuações do nível da água, a concentração de oxigênio dissolvido, a variação do potencial hidrogeniônico, o grau de trofia e a competição entre diferentes populações são as principais controladoras da fauna bentônica (ESTEVES, 1988). Qualquer alteração pode interferir na composição, na distribuição e na abundância dos organismos bentônicos (SAETHER, 1979; WARNICK, 1992).

Os organismos do sedimento são sensíveis a vários tipos de perturbações ambientais e a resposta obtida permite a detecção dos níveis de poluição. Às vezes, os organismos bentônicos mostram mudanças morfológicas devido à exposição de determinados poluentes (REICE & WOHLBERG, 1993; ARIAS *et al.*, 2007). Observações levaram a listas de organismos indicadores, por possuírem diversas respostas a variados estressores. Dependendo de sua resistência aos estressores, podem ser classificados como tolerantes e intolerantes determinados fatores impactantes (SILVEIRA, 2004).

Além do uso da fauna bentônica como bioindicadora da qualidade da água, a sua facilidade de identificação e de coleta, o custo relativamente baixo dos levantamentos e o grande número de espécies com resposta conhecida ao distúrbio ambiental constituem vantagens no estudo da fauna bentônica (BOULTON, 1999).

Os bioindicadores revelam o estado biótico e abiótico do ambiente. Evidenciam os impactos devido à variação ambiental e refletem a diversidade de espécies, de táxons da comunidade dentro de uma área (NIEMI & MCDONALD, 2004).

O fator água, além da textura do sedimento, têm importância essencial na presença e na abundância das comunidades de invertebrados bentônicos. Na região sublitoral de lagos da Espanha, foi observada maior riqueza de quironomídeos que de oligoquetas, obtendo assim uma maior presença dos primeiros, em sedimentos mais grosseiros. A diminuição da abundância de quironomídeos em lagos naturais, em zonas mais rasas do que profunda, é decorrência da composição granulométrica mais grosseira do sedimento (PRAT *et al.*, 1992).

Entre os macroinvertebrados aquáticos, as larvas de Odonata se distinguem dos demais grupos por possuírem um elevado número de espécies, com cerca de 5.500 descritas, distribuídas em sua maioria nos trópicos. Em regiões árticas compõe-se de um número menor, com apenas 194 espécies (WILLIAMS & FELTMATE, 1992).

As variações de diversidade dos macroinvertebrados bentônicos podem ser relacionadas com a frequência das perturbações ou distúrbios no ambiente. Em ambientes com intensidade, frequência e área da perturbação constante, essas podem determinar a abundância e a riqueza de espécies (ABUGOV, 1982; SOUZA, 1985; HUSTON, 1994; TOWNSEND *et al.*, 1997) não atingido o desenvolvimento completo da comunidade, pois o aumento da intensidade da perturbação pode remover mais indivíduos, mais espécies e mais recursos alimentares necessários na recolonização. Se a frequência da perturbação for moderada ou maior que a taxa de exclusão competitiva, a diversidade pode ser mantida em nível alto (HUSTON, 1979). Aumentando a extensão da área perturbada, conseqüentemente mais indivíduos são removidos assim reduzindo o “pool” local de colonizadores em potencial. Embora todos possam afetar a riqueza das espécies, pouco se sabe sobre as interações (SOUZA, 1985; WOOD 1987; DEATH & WINTERBOURN, 1995; CASTRO & HUBER 1997).

A presença de peixes afeta em grande intensidade a biomassa e a diversidade da comunidade bentônica é a presença de peixes. Larvas de *Chaoborus* apresentam grande sensibilidade à substâncias químicas liberadas por peixes e para não serem predadas, tentam se esconder, introduzindo-se no sedimento (TUNDISI, 2008).

Outros macroinvertebrados, além de Chironomidae (Diptera), os Ephemeroptera pertencem a um dos mais importantes grupos da entomofauna aquática. O grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) constitui um dos grupos mais sensíveis às alterações do ecossistema hídrico e ocorre em uma ampla variedade de águas (correntes e paradas). Isto se deve ao fato destas espécies serem altamente dependentes de oxigênio. A maior diversidade é encontrada em rios de cabeceira, de segunda e terceira ordens com fundo rochoso e em água oligotrófica a mesotrófica (EDMUNDS *et al*, 1976; De PAUW e VANHOOREN, 1983; ROLDÁN-PÉREZ, 1988; MERRITT & CUMMINS, 1996).

Deste modo os índices bióticos atribuem um valor para cada grupo daquela comunidade, baseando-se em seu grau de tolerância ao impacto (ARIAS *et al.*, 2007). Silveira (2001) e Egler (2002) afirmam que a elaboração de índices bióticos é trabalhadora, uma vez que objetiva avaliar áreas com distintos graus de impacto ambiental. A especificidade dos índices para um tipo de poluente, bem como os valores de tolerâncias para cada táxon torna-os também específicos para as áreas geográficas onde se desenvolvem.

O número de táxons tende a ser maior quanto se tem uma heterogeneidade de tipos de substrato, pois um ambiente heterogêneo proporciona um maior número de nichos (BEISEL *et al.* 2000).

Em vários estudos de insetos aquáticos identificados em diferentes níveis taxonômicos, verificou-se que há poucas modificações dos padrões detectados em nível

de família ou em nível de espécie, com reduzida perda de informação (MARCHANT *et al.*, 1995; BOURNAUD *et al.*, 1996). A fauna bentônica tem um papel muito importante, segundo Esteves (1988), o zoobentos tem grande importância no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, por participar na decomposição da matéria orgânica e, principalmente, pela liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água através do processo de biorrevolvimento. Por outro lado, além desse processo, existe o metabolismo dos invertebrados aquáticos, especialmente os oligoquetos e os quironomídeos, que tem um papel relevante na dinâmica dos nutrientes, uma vez que a excreção realizada por eles, podem disponibilizar uma carga interna de nutrientes importante ao corpo d'água (FUKUARA & SAKAMOTO, 1987; HENRY & SANTOS, 2008).

A composição da fauna bentônica pode ser um bom indicador das condições tróficas e do grau de contaminação de rios e lagos (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008; TAKAHASHI *et al.*, 2008). O uso desses organismos os tornaram úteis em programas de biomonitoramento, pois são animais que possuem pouca mobilidade e, portanto, refletem mais rapidamente as modificações pontuais do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; algumas espécies apresentam ciclo de relativamente longo (*e.g.* em relação ao plâncton), podendo indicar efeitos cumulativos no ecossistema pois a maioria das espécies reside na interface água-sedimento, onde a maioria dos poluentes tende a se acumular (ROSENBERG & RESH, 1993).

A Lagoa do Camargo, localizada na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, na represa de Jurumirim-SP, apresenta conexão com o rio e foi objeto do presente estudo da fauna bentônica.

As seguintes questões foram levantadas para a realização do presente estudo. 1) A ocorrência da comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos, está relacionada com as alterações no nível hidrológico do Rio Paranapanema? 2) Uma alteração no número de espécies, na diversidade e na abundância total é controlada pelas variações sazonais do nível de água da lagoa e de sua conectividade com o rio?

OBJETIVOS

Com vistas a responder as questões levantadas, o presente trabalho teve como objetivos:

OBJETIVO GERAL

Caracterizar a distribuição temporal das assembléias de macroinvertebrados bentônicos e o sedimento da lagoa do Camargo, durante um ano de estudo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a comunidade bentônica da Lagoa do Camargo, quanto à composição taxonômica, e a densidade das populações nos principais períodos distintos do ciclo hidrológico, a saber: enchente, águas altas, vazante e águas baixas.
- Avaliar a qualidade da água da Lagoa, quanto aos aspectos físicos e químicos de relevância para a comunidade bentônica; transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica. E nos sedimentos; textura granulométrica e porcentagem de matéria orgânica.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área em Estudo

A Lagoa Camargo objeto do presente estudo está localizada na região de desembocadura do Rio Paranapanema, na Represa de Jurumirim-S.P. (Figura 1) que é o principal tributário do Reservatório de Jurumirim. Esta lagoa apresenta conexão permanente com o Rio Paranapanema ligada por um estreito canal (HENRY *et al.*, 2005). No entanto no período de seca extrema, que ocorreu em 1999 e 2000, a lagoa isolou-se do rio, e ocorreu uma diminuição em seu volume. Moschini-Carlos *et al.* (1998) classificaram a lagoa do Camargo como polimítico, podendo apresentar microestratificações térmicas temporais principalmente no período da tarde, e com isotermias no período da manhã, em função da baixa profundidade.

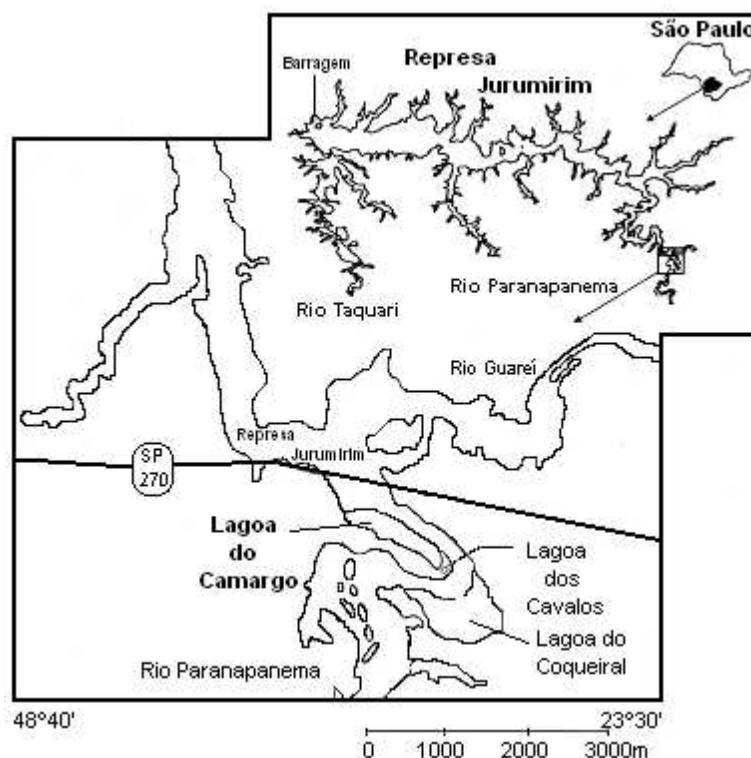


Figura 1: Represa de Jurumirim, destacando a zona de transição Rio Paranapanema/Represa de Jurumirim, com indicações da localização da Lagoa do Camargo.

Na figura 2 e tabela I estão apresentados o mapa batimétrico e as principais características morfométricas da Lagoa do Camargo, descrito por Henry (2005).

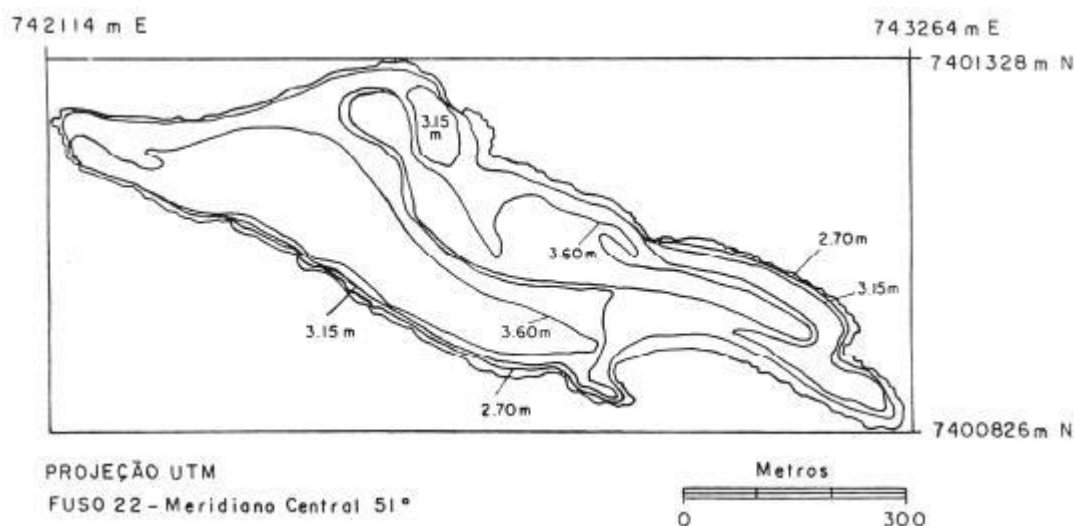


Figura 2: Mapa batimétrico da Lagoa do Camargo realizado em 18/04/2001, por Henry (2005).

Para o cálculo do índice de desenvolvimento da margem seguiu-se a fórmula proposta por Sperling (1999).

$$DL = \frac{L}{2 \cdot \sqrt{\pi} \cdot A_o}$$

Onde: L = Perímetro

A_o = Área de superfície

Tabela I. Parâmetros morfométricos da Lagoa do Camargo, modificado de Henry (2005).

Parâmetro	Lagoa do Camargo
Comprimento máximo (m)	1525
Profundidade máxima (m)	4,9
Profundidade média (m)	4
Largura máxima (m)	383,75
Área de superfície (m ²)	280581,25
Perímetro (m)	3875
Volume (m ³)	89983,75
Índice de desenvolvimento de margem	2,30

Para a curva hipsográfica adaptada de Henry (2005), construiu-se uma nova curva, porque a profundidade e volume da lagoa foi alterada em parte do ano de nosso estudo em relação ao estudo anterior.

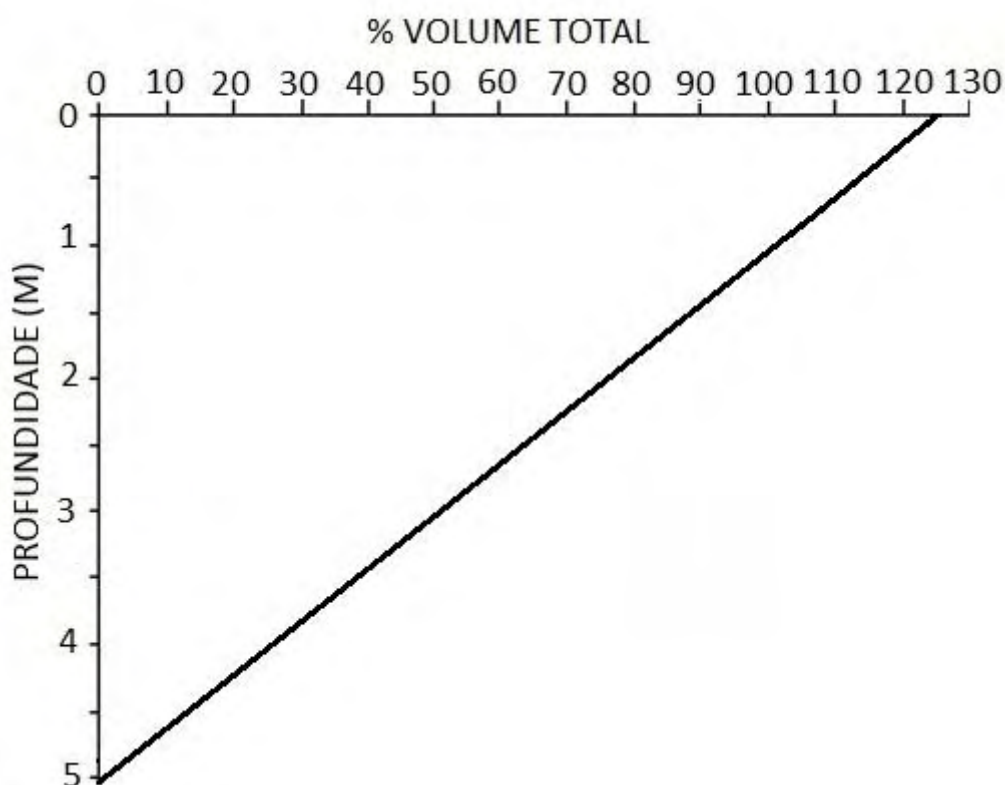


Figura 3: Curva hipsográfica de volume da Lagoa do Camargo modificado após variações da profundidade de Henry, 2005).

Para Pompêo *et al.* (1999), apesar da distância (100Km) entre a barragem da Represa de Jurumirim e a lagoa, o padrão de variação no nível da água é o mesmo da cota na barragem. Os valores de cota operacional do reservatório de Jurumirim foram fornecidos pela empresa Duke-Energy - Geração Paranapanema.

A região de transição rio Paranapanema – Reservatório de Jurumirim é caracterizada pela grande taxa de sedimentação de material alóctone transportado pelo Rio (HENRY & MARICATO, 1996). A bacia, a montante, é predominantemente coberto de florestas (24%), áreas reflorestas (20%), e pastos (33%) e o coeficiente de exportação de sólidos suspensos é em torno de $13.7-15.5 \text{ t.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (HENRY & GOUVEIA, 1993). A média anual de sedimento depositado na lagoa do Camargo foi de

$3.12 \pm 3.34 \text{ t.dia}^{-1} \text{ DP}$ (CV=107%) (HENRY, 2009). Na zona do Rio Paranapanema, a velocidade de sua corrente diminui (HENRY & MARICATO, 1996).

A paisagem é composta por diversas lagoas marginais ao rio Paranapanema, que vêm sendo mais profundamente estudada por Henry e colaboradores desde 1998. Especificamente, na Lagoa do Camargo, foram realizados os seguintes trabalhos: Moschini-Carlos *et al.* (1998) fizeram a caracterização limnológica da lagoa ao Rio Paranapanema, analisando as variáveis climatológicas da região, físicas e químicas da água juntamente com a dinâmica do sistema, encontrando uma alta complexidade e uma grande inter-relação entre estas variáveis e seu funcionamento. Casanova & Henry (2004) verificaram as mudanças na composição, abundância e distribuição de Copepoda e a influência das lagoas Camargo, Cavalos e Coqueiral na exportação de material biótico para o Rio Paranapanema, encontrando maiores abundâncias no rio durante o período chuvoso, refletindo a importância das lagoas na comunidade do rio, visto que nesse período ocorreu maior intercâmbio entre os ambientes. Martins & Henry (2004) analisaram a composição e a abundância da comunidade zooplanctônica nas lagoas do Camargo, Cavalos e Coqueiral demonstrando que as variações na riqueza do zooplâncton são decorrentes do efeito de pulso de inundação que regimenta essas lagoas. Panarelli (2004) descreveu a flutuação mensal da comunidade zooplanctônica e a dinâmica populacional de cladóceros em lagoas marginais ao Rio Paranapanema, com diferentes graus de conexão. Casanova (2005) analisou a estrutura da comunidade zooplanctônica, concluindo que as variáveis ambientais foram reguladas pelas alterações do volume do ambiente, atuando de maneiras distintas sobre as comunidades zooplanctônica. Henry (2005) mostrou os efeitos dos pulsos hidrológicos do Rio Paranapanema na morfometria das lagoas do Camargo e Coqueiral no período de 1998 a 2001, concluindo que estas lagoas não apresentam um comportamento característico de

planície de inundação e a água acumulada no reservatório age como um “sistema tampão” amortecendo os pulsos inundação de seus principais tributários na zona de transição rio-represa. Suiberto (2005) analisou a distribuição espacial e temporal da fauna ictioplanctônica no Rio Paranapanema e nas lagoas do Camargo e Coqueiral encontrando maior abundância de ovos e larvas no rio. Henry *et al.* (2006a) estudaram a variabilidade intra e inter-anual dos fatores abióticos da água na Lagoa do Camargo, Cavalos e Coqueiral demonstrando os efeitos da variação dos níveis hidrométricos em relação aos fatores abióticos, no período de 1998 a 2003. Henry *et al.* (2006b) analisaram a comunidade fitoplanctônica após um período de seca extrema nas lagoas do Camargo, Cavalos, Coqueiral e Rio Paranapanema sendo a comunidade predominante constituída pelas classes Chlorophyceae e Bacillariophyceae. Carmo (2007) estudando o fluxo da água subterrânea entre as lagoas do Camargo, Coqueiral e Cavalos e o Rio Paranapanema, observou que a movimentação das cargas de nutrientes transforma o aquífero em um depósito temporário desses elementos e esses compostos, com a circulação da água, podem retornar aos sistemas aquáticos superiores (rios e lagos). Fulan & Henry (2007) analisaram a comunidade de odonatos associadas à *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na Lagoa do Camargo, encontrando maiores valores de abundância e riqueza na estação seca, sendo a família Coenagrionidae a mais abundante e com a maior riqueza de gêneros em todo o período estudado. Granado (2008) estudando as mudanças na composição e abundância do fitoplâncton na Lagoa do Camargo, foi constatado durante um ano que as variáveis físicas e químicas da água, não sofreram alterações significativas. Em relação às flutuações temporais da riqueza e diversidade, foi encontrado padrões de variação bastante semelhantes. Valores maiores foram observados no início do estudo (novembro de 2004) e menores no final de janeiro e início de fevereiro de 2005, quando ocorreu um aumento acentuado no nível de água.

Posteriormente, a riqueza e a diversidade voltaram a aumentar, não chegando a atingir os mesmos valores do início do estudo. Granado & Henry (2008) examinando a influência do pulso hidrológico na variação dos fatores físicos e químicos da água no Rio Paranapanema e nas lagoas adjacentes concluíram que, embora essa região seja distinta das planícies de inundação características, as variações hidrométricas sazonais implicam em mudanças na estrutura física e química das lagoas marginais, permitindo que estas sejam comparadas àquelas encontradas nas áreas alagáveis. Henry (2009) estudou a conectividade do Rio Paranapanema com dois lagos laterais de sua desembocadura na Represa de Jurumirim, concluindo que a água acumulada no reservatório age como sistema de amortecedor dos pulsos hidrológicos na zona de transição rio-represa. Henry *et al* (2011) analisando a riqueza e abundância do plâncton em diferentes situações hidrológicas em lagoas laterais a um rio, concluiu que a conectividade hidrológica subterrânea, através do fluxo de água rio → lagoa no período de cheia e lagoa → rio no período de estiagem, parece ter um papel fundamental na riqueza e abundância das populações planctônicas em lagoa isolada do rio.

Frequência e local de amostragem

Um local no meio da lagoa foi selecionado e amostrado, e durante 1 (um) ano foram feitas coletas mensais neste local. Na figura 3 está representada a localização da Lagoa do Camargo na zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim, assim como o ponto de amostragem. Trabalhos realizados na Lagoa do Camargo (fitoplâncton - GRANADO, 2008 e zooplâncton - CASANOVA, 2004; PANARELLI, 2004; MORTARI, 2009) mostraram não haver diferenças significativas nas comunidades da lagoa em escala espacial. Isso indica que 1 (um) ponto bastaria para representar a comunidade bentônica local, uma vez que o objetivo principal do presente

trabalho é avaliar a variação temporal desta comunidade. Três réplicas de sedimento foram coletadas para a análise dos macroinvertebrados bentônicos, assim como para a caracterização do sedimento, totalizando 36 amostras para cada análise.

Uma coleta piloto foi realizada na Lagoa do Camargo, no mês de abril de 2009, para se obter um conhecimento prévio da fauna, para verificar a presença de macroinvertebrados no sedimento.

A constante ação das variáveis limnológicas da lagoa reitera a importância de uma maior resolução temporal nas coletas. Para evitar a aproximação entre duas dimensões, temporal e espacial, coloca-se a escala temporal pertinente.

Um fator que deve ser ressaltado é a baixa presença de bancos de macrófitas em toda lagoa.

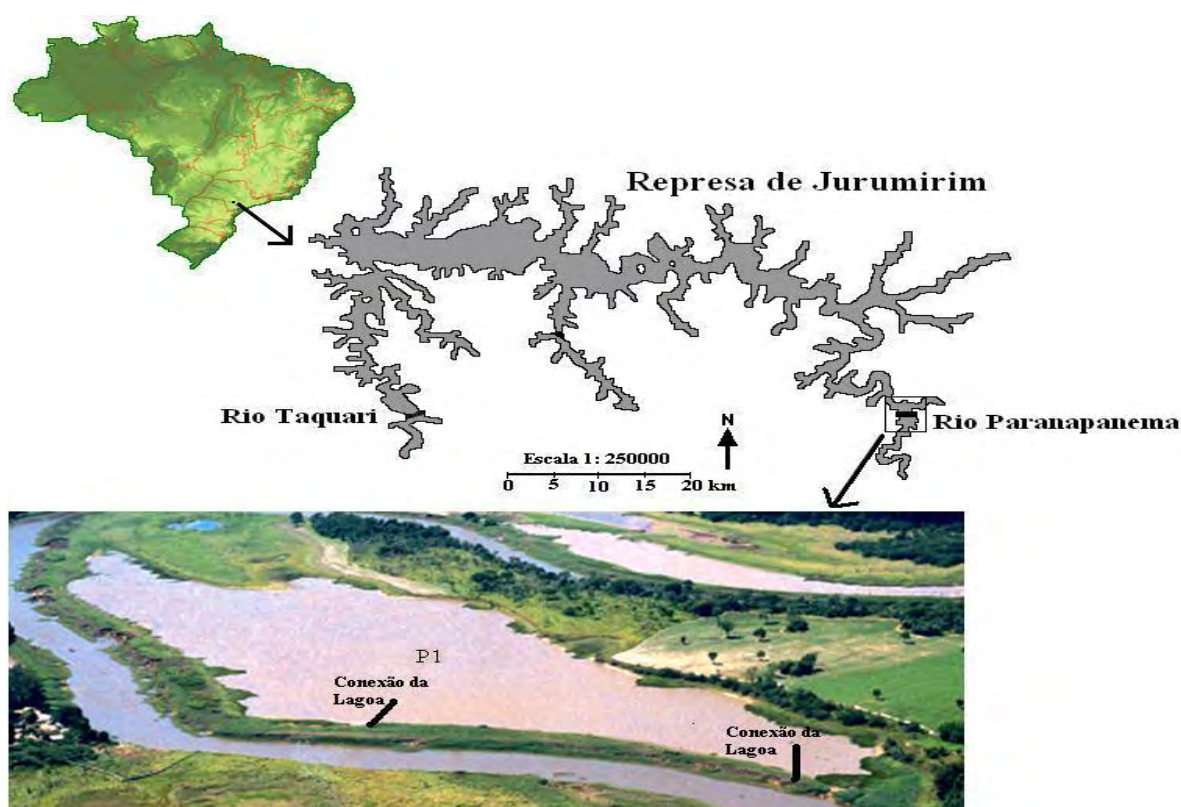


Figura 3: Localização da Lagoa do Camargo na zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim (São Paulo) e dos pontos de amostragem (Fonte: Raoul Henry em 17/11/1999).

Variáveis Ambientais

Para obter uma melhor caracterização dos locais de amostragem, dados complementares sobre a natureza física e química da coluna d'água e do sedimento foram obtidos e descritos abaixo:

Profundidade Local

Foi determinada por sondagem, usando cabo de nylon graduado, marcado de em 10 em 10cm e um “peso”.

Temperatura do Ar e da Água

Na água, medidas foram executadas com o auxílio do termistor *Toho-Dentan* ET-3 (com precisão de 0,1 °C), as leituras foram feitas a intervalo de 10cm desde a superfície até atingir 2m, a partir daí, foi feita a intervalo de 50cm, englobando toda a coluna d'água até atingir o fundo (FULAN & HENRY, 2006). A temperatura do ar foi registrada em cada coleta com um termômetro de mercúrio.

Transparência da Água

Foi efetuada através da leitura do desaparecimento visual do disco de Secchi (30cm de diâmetro) de cor branca.

Oxigênio Dissolvido na Água

A concentração de oxigênio dissolvido na água foi determinada segundo o método de Winkler, modificado pela adição de azida (Golterman & Clymo, 1969). Amostras de água foram coletadas na superfície e no fundo da lagoa utilizando a garrafa

horizontal de Van Dorn, e posteriormente a água foi acondicionada em frascos âmbar (250ml) e fixada com solução de sulfato manganoso (2ml) e solução alcalina de azida sódica (2ml), no local da coleta. No laboratório, foram adicionados 4ml de ácido fosfórico concentrado. Posteriormente, os frascos foram agitados e acondicionados em local escuro por aproximadamente 30 minutos, até que o precipitado se dissolvesse. A seguir, foram transferidos 100ml da amostra para um erlenmeyer onde foram adicionadas algumas gotas de solução de amido (indicador que dá à amostra uma coloração azul) e a amostra foi titulada com solução de tiossulfato de sódio, até o ponto de viragem, resultando em uma solução incolor. O cálculo para a concentração de oxigênio dissolvido foi realizado através da seguinte fórmula:

$$[\text{O}_2\text{dissolvido}] (\text{mg.L}^{-1}) = \frac{\text{vol. tioss} \times N \text{ tioss} \times 8 \times 1000}{100 \times (\text{vol. frasco} - 4)/\text{vol. frasco}}$$

onde:

- » **N tioss.** = normalidade da solução de tiossulfato de sódio encontrada na padronização;
- » **8** = equivalente químico do oxigênio;
- » **4** = volume em ml do ácido fosfórico usado;
- » **1000** = volume de 1L em ml;
- » **100** = volume da subamostra (ml);
- » **vol. tioss.** = volume do tiossulfato usado para a titulação (ml);
- » **vol. frasco** = volume do frasco âmbar (ml).

pH da Água

Foi determinado em laboratório através de leitura em pHmêtro Micronal Mod.322, em amostras de água contida em galão de 5 litros amostradas no ponto de coleta, da superfície e fundo da lagoa. As amostras foram coletadas com o auxílio da garrafa horizontal de Van Dorn.

Condutividade da Água

Em água contida em galão de 5 litros, foi determinada em laboratório com o auxílio de condutivímetro Hach Mod.2511 e expressos em microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); os valores obtidos foram padronizados para uma temperatura de 25°C (Golterman & Clymo, 1969).

Dados Pluviométricos e Nível Hidrológico

Foram obtidos pela Estação E5-117 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) da estação climatológica localizada a 30 km do local de estudo na cidade Angatuba/SP. Os valores da cota operacional do reservatório de Jurumirim foram fornecidos pela empresa Duke-Energy - Geração Paranapanema e o volume da lagoa foram calculados nos dias em que foram realizadas as coletas, por meio da curva hipsográfica determinada por Henry (2005).

Análise Granulométrica do Sedimento

Amostras de sedimento foram coletadas com um pegador de fundo tipo Petersen e acondicionadas em sacos plásticos devidamente rotulados. Em laboratório, as amostras de sedimento foram levadas à estufa a 110°C durante 24 horas. Após a secagem foi transferida 100g de cada amostra para uma peneira de 2mm de malha, para a remoção da fração grosseira (detritos raízes, pedras etc) obtendo-se assim, por diferença de peso a porcentagem da fração maior que 2mm. Da fração que passou pela peneira, uma sub-amostra de 20g foi tratada com 50 ml de NaOH (0,1 N) em um bécker, que foi macerada com um bastão de vidro de ponta de borracha por 5 minutos. O material foi lavado em peneira de 0,053mm e a fração retida foi levada à estufa (110°C) por 24 horas e pesada. A fração retida referente à areia total foi transferida para

uma série de peneiras superpostas, de diferentes malhas em ordem decrescente (1; 0,5; 0,25; 0,105 e 0,053 mm), sendo então submetida a um agitador mecânico (Produtest) por 5 minutos, para a separação das diferentes frações de areia. Através da pesagem do material retido em cada peneira, foi obtida a fração de areia respectiva (muito grossa, grossa, média, fina e muito fina), segundo a escala de Wentworth (Suguio, 1973). Os valores obtidos de cada fração de sedimento foram convertidos em porcentagem.

Determinação do Conteúdo de Matéria Orgânica no Sedimento

As amostras do sedimento foram recolhidas na camada superficial do local de coleta e foram acondicionadas em sacos plásticos no campo e depois congeladas (-20°C) até posterior manipulação. Em laboratório, as amostras foram descongeladas 12 horas antes da etapa posterior. O excesso de água foi escorrido e o material levado à estufa (105°C), até completa secagem. Após resfriamento por 2 horas em dessecador, uma sub-amostra de 5g de sedimento foi pesada e levada à mufla a 550°C por 60 minutos. O peso das cinzas foi anotado e a quantidade de matéria orgânica contida estimada, através da diferença de peso da amostra, antes e após a passagem pela mufla. O resultado foi expresso em porcentagem.

Parâmetros Biológicos

O equipamento de coleta utilizado para a análise da fauna e sedimento, foi a draga de Van Veen, com área de pegada de 0,0640 m². No campo foi feita uma pré-triagem, onde o sedimento foi lavado com água da lagoa, despejando a amostra numa rede com malha de 250µm. O material remanescente (sedimento + fauna) foi transferido para frascos plásticos devidamente etiquetados e rotulados e em seguida fixado em formol 4% e corado com Floxina B (MASON & YEVICH, 1967). A triagem foi feita

sob microscópio estereoscópio e a identificação dos organismos foi realizada utilizando-se as chaves encontradas em Pennak (1978), Brinkhurst e Marchese (1991), Lopretto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996) e Mugnai *et al.*, (2010), Trivinho-Strixino e Strixino (2011).

Análise dos Dados

Para a fauna bentônica presente no sedimento, foram determinadas a densidade de indivíduos por m² (N) usando-se o valor cumulativo das três unidades amostrais; a densidade relativa (%) de cada grupo obtido e a riqueza de grupos taxonômicos (S) de cada ponto amostrado. Como índice de densidade relativa, foi usada a proposta apresentada por McCullough & Jackson (1985). Foram considerados dominantes os grupos com densidade relativa entre 50% e 100%; abundantes, os grupos presentes com porcentagem entre 30% e 49%; comuns, entre 10% e 29%; ocasionais, entre 1% e 9% e, raros, os organismos presentes com menos de 1%. A riqueza de taxa foi expressa em número de gêneros por estação de amostragem.

Também foram determinadas a diversidade de espécies, utilizando-se o Índice de Shannon-Wiener (H') (Krebs, 1999), que leva em consideração dois componentes, a riqueza e a abundância das espécies encontradas, e a uniformidade (J'), que pode ser calculada entre a razão da diversidade obtida e a diversidade máxima.

O índice Shannon-Wiener é expresso pela fórmula:

$$H' = -\sum (p_i) \cdot (\log_2 p_i)$$

e a Uniformidade através de:

$$J' = H' / \log_2 S,$$

onde:

» **H'** = índice de diversidade de Shannon-Wiener (bits.ind.-1);

» **p_i** = n_i/N, n_i é o número de indivíduos de cada espécie, (N) número total de indivíduos;

- » S = número de espécies na amostra;
- » J' = uniformidade;

Análise estatística

Os dados físico-químicos e biológicos foram transformados em $\log(x+1)$ para obter normalização dos valores e homogeneidade de variância. Verificou-se a normalidade (teste de Shapiro-Wilk) para mais da metade dos dados ambientais, e para a maior parte da abundância dos macroinvertebrados bentônicos. Táxons raros não foram incluídos na análise, por não atender os pressupostos. A homogeneidade de variância foi verificada com o teste de Levene (ZAR, 1999). Com base nesses pressupostos, foi utilizada análise de variância (ANOVA) one-way para verificar variações significativas temporais da abundância total dos organismos, de cada táxon e ainda da riqueza total, bem como das variáveis ambientais. O baixo número de repetições para algumas variáveis ambientais como: a temperatura do ar, a temperatura média da água, a temperatura do fundo, a transparência (disco de Secchi), a condutividade elétrica, o pH, o oxigênio dissolvido do fundo, e a pluviosidade, não permitiu a realização da ANOVA. Assim, a variação anual dessas variáveis foi apresentada em gráficos descritivos.

Os testes acima citados foram realizados no software Statistic v. 6.0 (Statsoft, 2000), no intuito de detectar tendências de variação temporal na abundância dos organismos.

A riqueza total de táxons foi correlacionada com as variáveis ambientais através de correlação simples de Pearson ($p < 0,05$), também utilizando o software Statistic v. 6.0 (Statsoft, 2000).

Para verificar possível associação entre a variação da abundância dos macroinvertebrados com as variáveis ambientais foi utilizada uma análise de

correspondência canônica (ACC) com 1.000 permutações e nível de significância de 0,1 (90%). Utilizou-se esse nível de significância para obter maior número possível de correlações significativas. Na análise foi selecionado o melhor resultado e foram excluídas possíveis associações espúrias. A análise foi realizada no software de livre distribuição “R Cran Project”.

RESULTADOS

Fatores Ambientais

» Pluviosidade

Os valores obtidos da pluviosidade total mensal de agosto/09 até julho/10 da região de Angatuba estão representados na figura 1. A partir dessas informações, podem-se definir os períodos climáticos para a região em estudo: um período com temperaturas do ar e precipitações mais elevadas (setembro a março) e outro com temperaturas do ar e precipitações menores (abril a agosto). A precipitação total anual foi de 1737,3mm e os três meses mais chuvosos (novembro e dezembro de 2009 e janeiro de 2010) tiveram precipitação correspondente a 45% do total anual. As temperaturas do ar oscilaram de 15°C (junho 2010) a 34°C (março 2010).

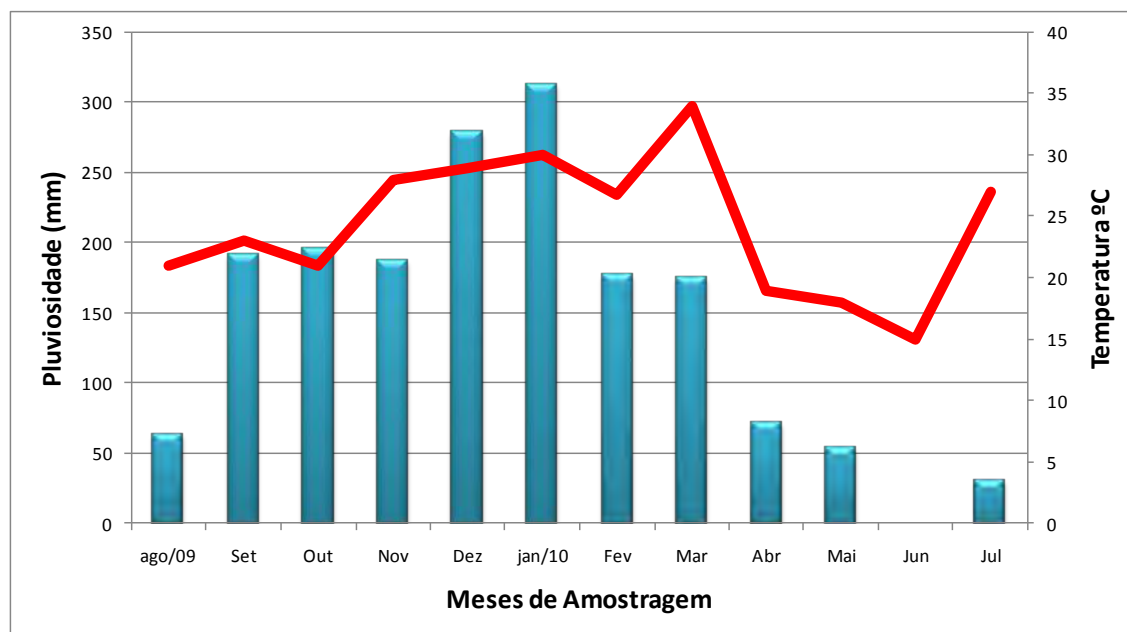


Figura 1: Variação da pluviosidade total mensal (mm) no período de agosto/09 a julho/10 (Barras azuis) e da temperatura do ar (linha vermelha) da região de Angatuba/SP.

Variáveis Físicas e Químicas da Água:

»Profundidade e Cota altimétrica

A Lagoa em estudo (Lagoa do Camargo) esteve conectada com o rio Paranapanema ao longo de todo o estudo, pois o nível hidrométrico supera o limite de (563,60m) entre conexão e desconexão com o Rio Paranapanema (Figura 2).

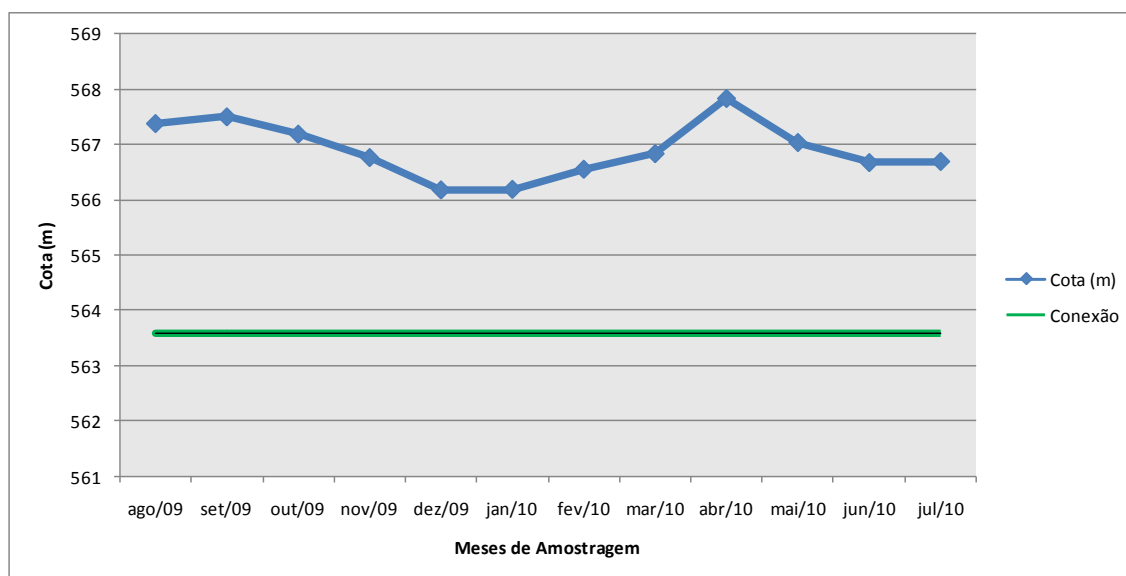


Figura 2: Cota Altimétrica (m) da Lagoa do Camargo durante o período de estudo. (A linha verde refere-se a 563,60m, limite da conexão do rio com a lagoa).

Foi observada na lagoa, que a profundidade oscilou nos meses em estudo, com menor valor em janeiro de 2010 e maior em abril de 2010 (Figura 3).

A lagoa variou entre o máximo de 5,00 m (abril/2010) período de águas altas, e o mínimo de 3,6 m (jan/2010) período de estiagem (Figura 3). Essa lagoa costuma sofrer grandes variações no período das chuvas, especialmente no seu nível hidrométrico. No presente estudo suas variações foram mais acentuadas nos períodos correspondentes a vazante e enchente (Figura 3).

Combinando os valores de profundidade da lagoa do Camargo e níveis hidrométricos do Rio Paranapanema ao longo do ano de estudo, foi possível identificar 6 períodos distintos (Figura 4).

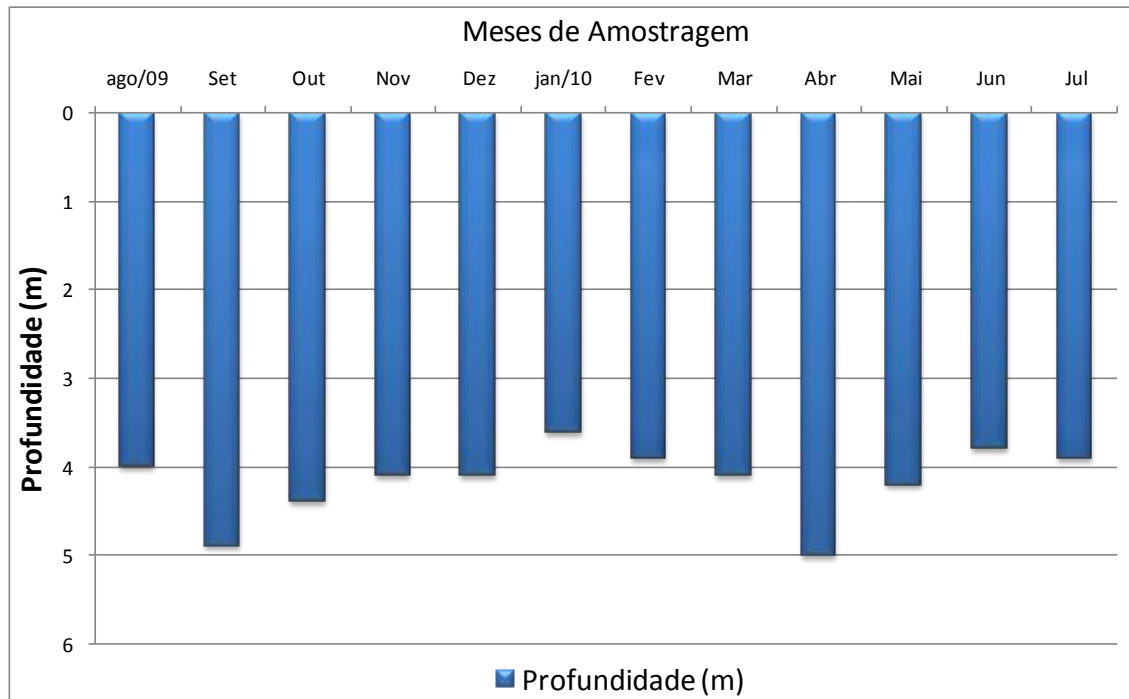


Figura 3: Valores de profundidade (m) na lagoa do Camargo, de agosto de 2009 a julho de 2010.

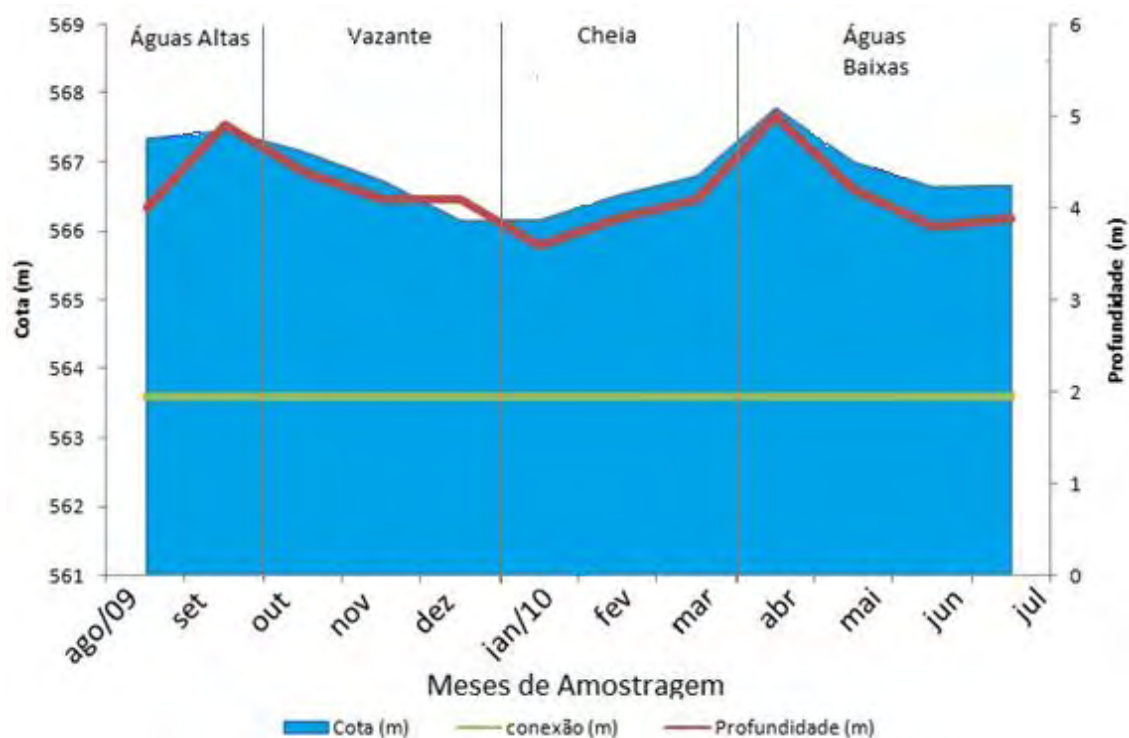


Figura 4: Valores de profundidade (m) da lagoa e nível hidrométrico do Rio, de agosto de 2009 a julho de 2010.

»Transparência da água

Para o ambiente em estudo, a transparência apresentou pouca variação ao longo do ano, observando-se um aumento nos meses onde houve uma diminuição da profundidade local (Figura 5A). Pode-se notar que a maior transparência foi observada em julho de 2010, correspondente ao período de seca, onde o nível das águas é considerado baixo. A profundidade da lagoa apresentou pequena variação entre os meses de outubro de 2009 até abril de 2010, meses correspondentes ao período de vazante e enchente (Figura 5A). Comparando-se com os dados relativos ao período de abril de 2006 a março de 2007 (Figura 5B) Mortari (2009), nota-se que houve uma grande mudança na profundidade e no nível de transparência da lagoa.

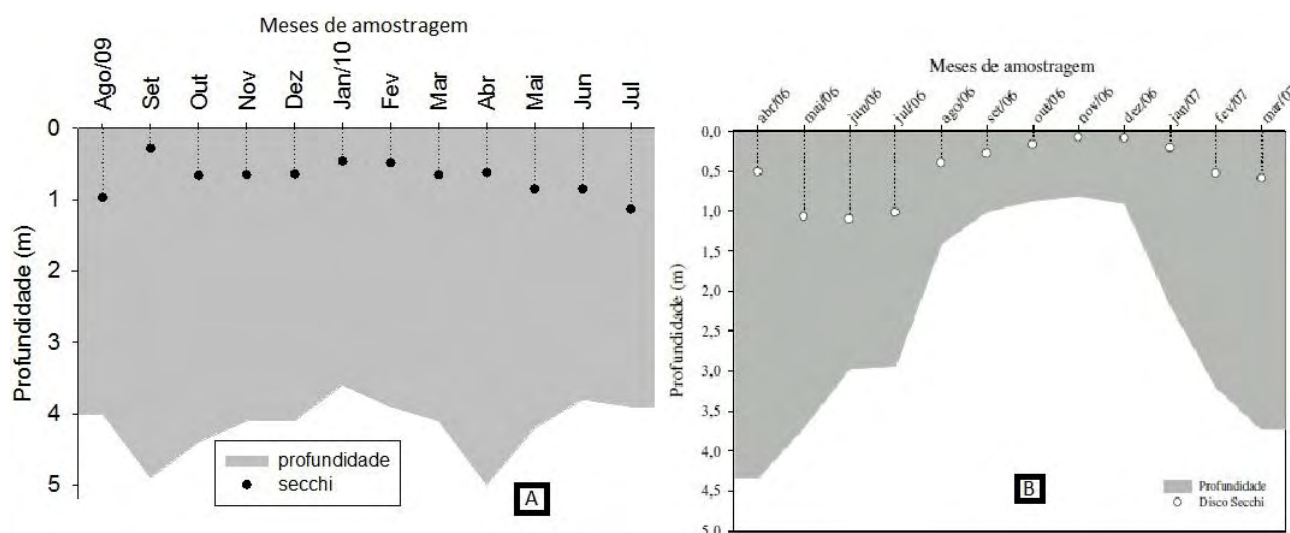


Figura 5: Profundidade e transparência (m) registradas na Lagoa do Camargo no período de ago/09 a jul/10 (A). Profundidade e transparência (m) registradas na Lagoa do Camargo no período de abr/06 a mar/07 (B).

»Temperatura da superfície da água

Durante os meses em estudo, a temperatura da superfície da água oscilou entre 15,8°C a 26,2°C para o ambiente em estudo. O maior valor de temperatura da água foi de 26,2 °C em novembro de 2009 e o menor valor observado foi 15,8 °C em junho de 2010 (Figura 6). Essas variações entre os meses de amostragem podem ser devidas à diferença de horário em que foram realizadas as coletas (Figura 6).

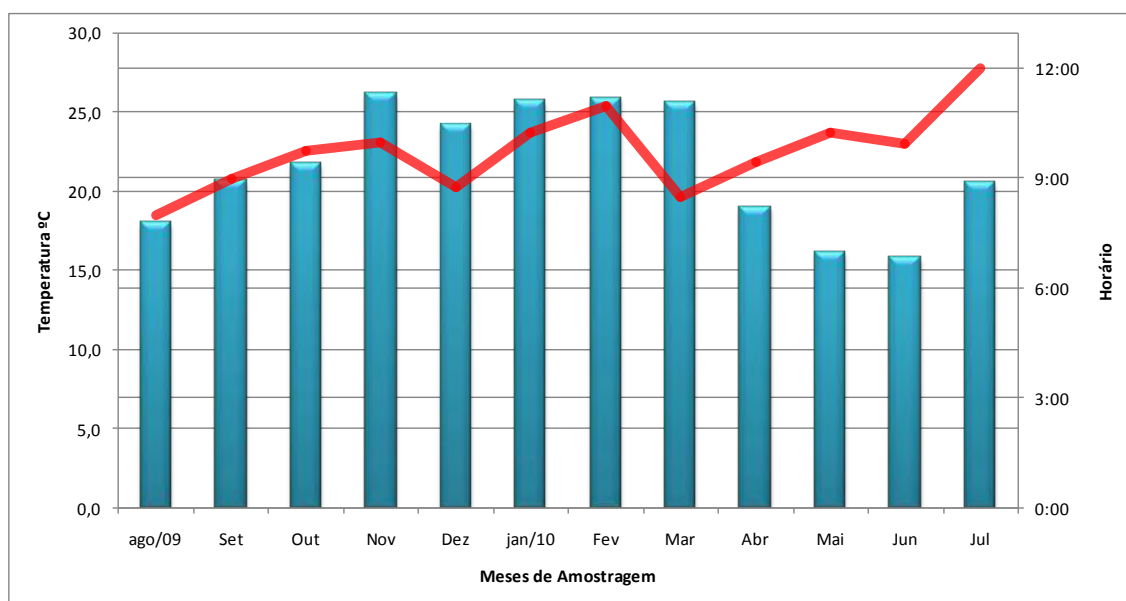


Figura 6: Temperatura da água (°C) superfície na lagoa do Camargo e horário das coletas registradas no período de ago/09 a jun/10.

»Perfil térmico

Os valores registrados da temperatura da água estão indicados nas isolinhas da figura 7. Temperaturas mais altas ocorreram no período de ago/09 a out/09 e entre jun/10 a jul/10 e as mais baixas de nov/09 a mai/10.

Período de estratificação térmica da água foi constatado nos meses de ago, set, out/09 e fev, jun e jul/10.

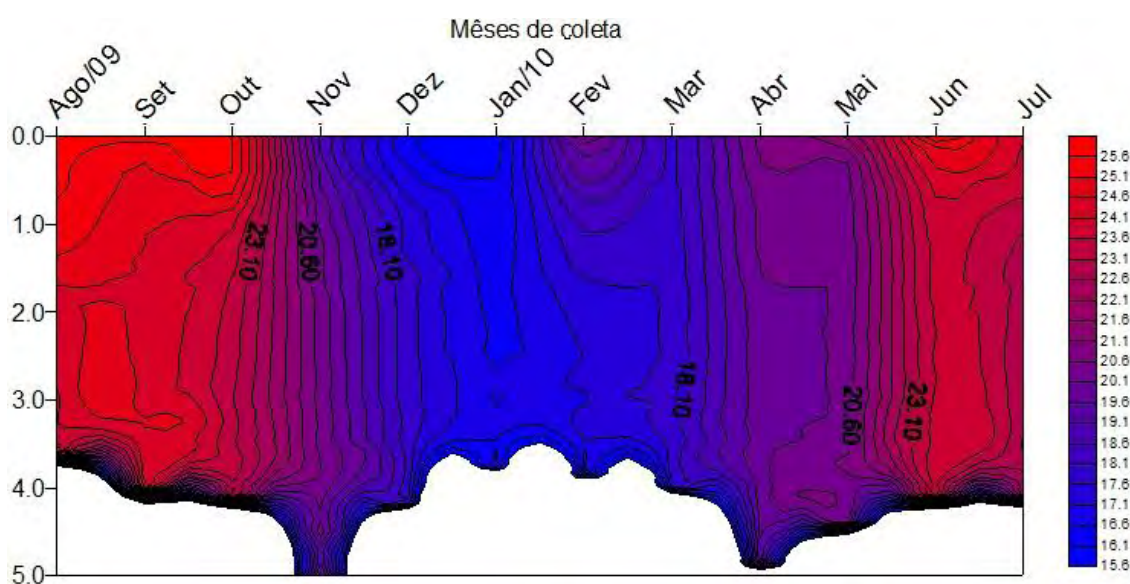


Figura 7: Perfil térmico da água (°C) registrado nos pontos de amostragens na Lagoa do Camargo, no período de ago/09 a jul/10. (A profundidade máxima da lagoa corresponde ao início da área branca do gráfico).

»Concentração de Oxigênio Dissolvido

Na figura 8, é apresentada a variação de oxigênio dissolvido no local de amostragem. Foram observados valores entre 3,06 mg/l a 7,80 mg/l para o fundo da lagoa e valores entre 3,25 mg/l a 8,27 mg/l para a superfície da lagoa. As concentrações de oxigênio, em geral, variam inversamente com a temperatura, ou seja, nos períodos com temperaturas mais elevadas as concentrações de oxigênio foram menores. Pode-se notar que os menores valores para o fundo da lagoa foram referentes ao período de vazante, no mês de dez/09 (3,06 mg/l) e o menor valor para a superfície foi no período

de vazante, no mês de out/09 (3,25 mg/l) . Na superfície maiores valores de oxigênio dissolvido foram encontrados em comparação com o fundo.

O valor máximo obtido para o fundo da lagoa foi referente ao período de águas baixas, no mês de jul/10 (7,80 mg/l) e o maior valor para a superfície foi também registrada em jul/10 (8,27 mg/l).

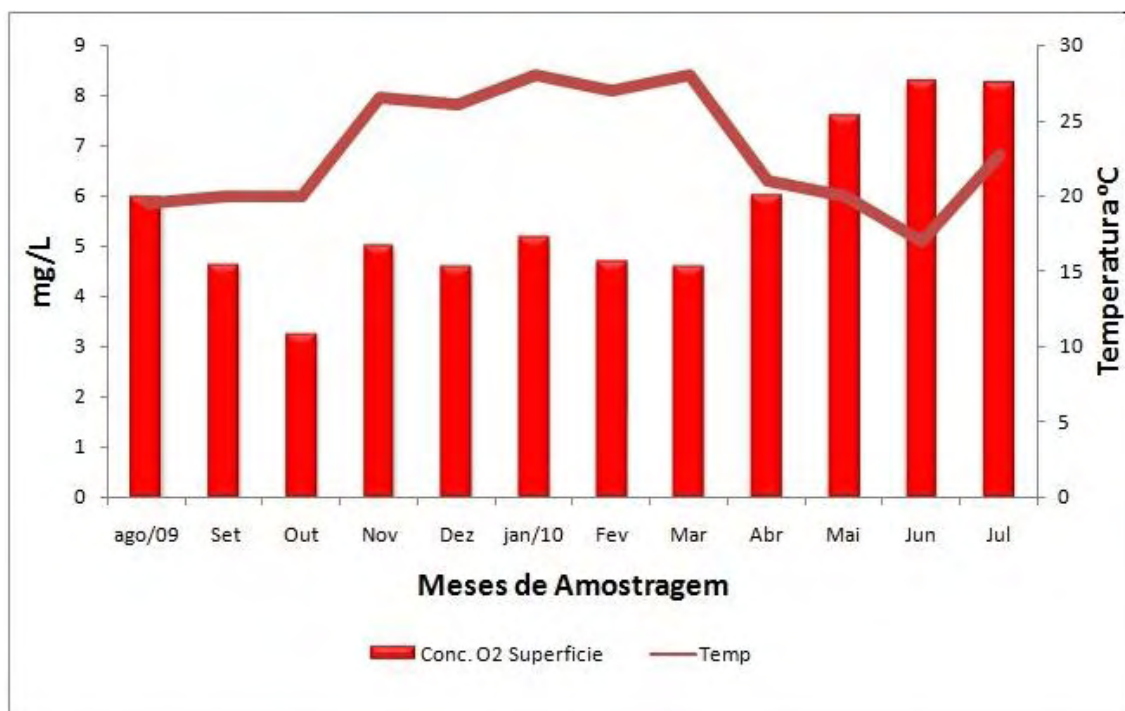


Figura 8: Valores de oxigênio dissolvido (mg/l) de superfície na lagoa do Camargo, de agosto de 2009 a julho de 2010.

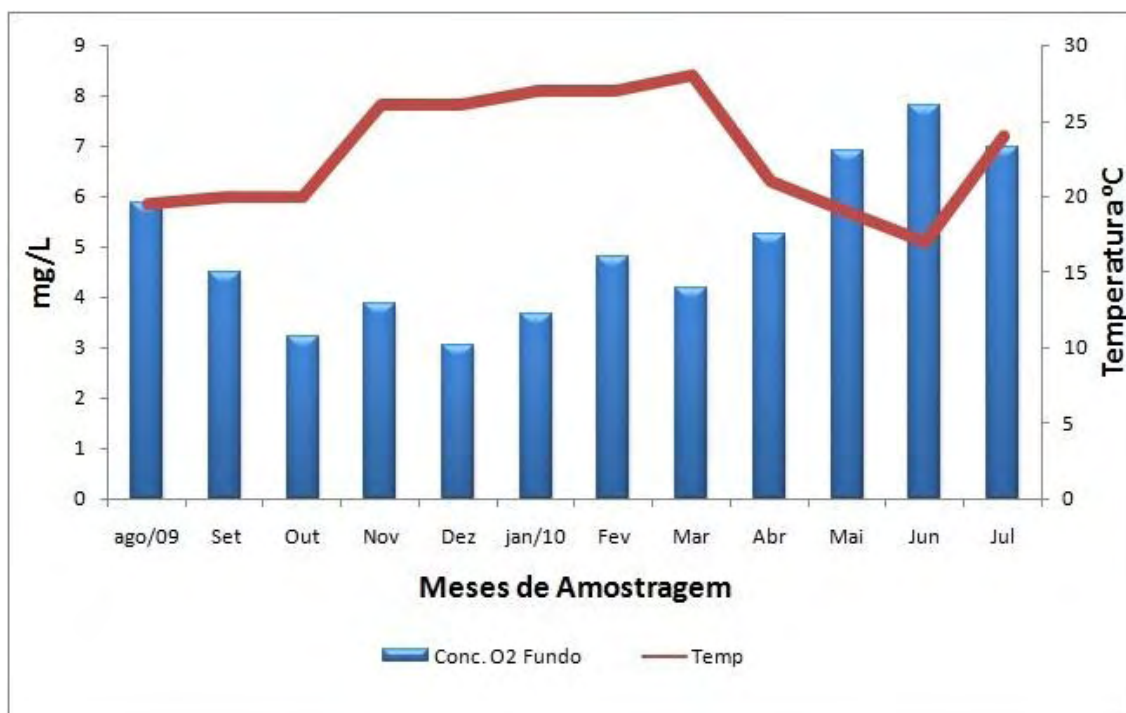


Figura 9: Valores de oxigênio dissolvido (mg/l) de fundo na lagoa do Camargo, de agosto de 2009 a julho de 2010.

»pH

A média do potencial hidrogeniônico (pH) na superfície da água variou de 6,5 a 7,5 na Lagoa do Camargo, com valores levemente ácidos a neutros (Figura 10). Para o fundo o pH variou de 6,4 a 7,7 também com valores levemente ácidos a neutros.

O maior valor médio para a superfície foi encontrado em junho/10 (7,5). Para o fundo, foi de (7,7) no mês de julho/10, períodos estes de águas baixas.

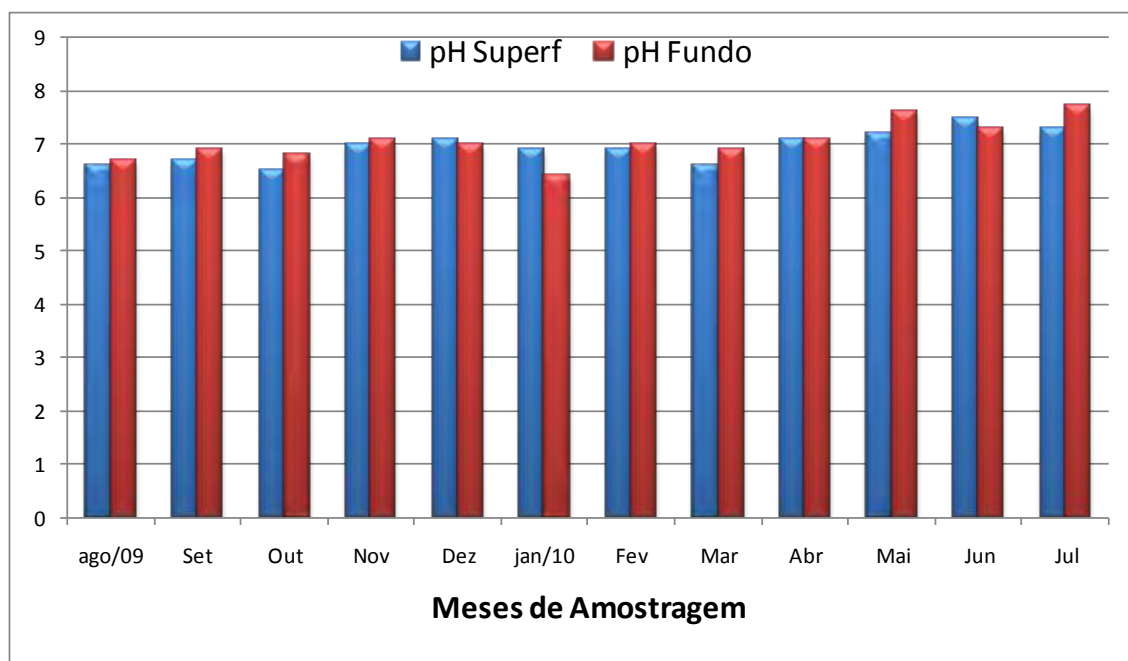


Figura 10: Valores de pH na lagoa do Camargo na superfície e no fundo, de agosto de 2009 a julho de 2010.

»Condutividade elétrica

Na figura 10, estão representados os valores de condutividade elétrica da água. Diferem entre o mínimo de $49 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (dez/09) a $88,16 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (jun/10) para superfície e de $49 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (dez/09) a $88,16 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (jun/10) para o fundo.

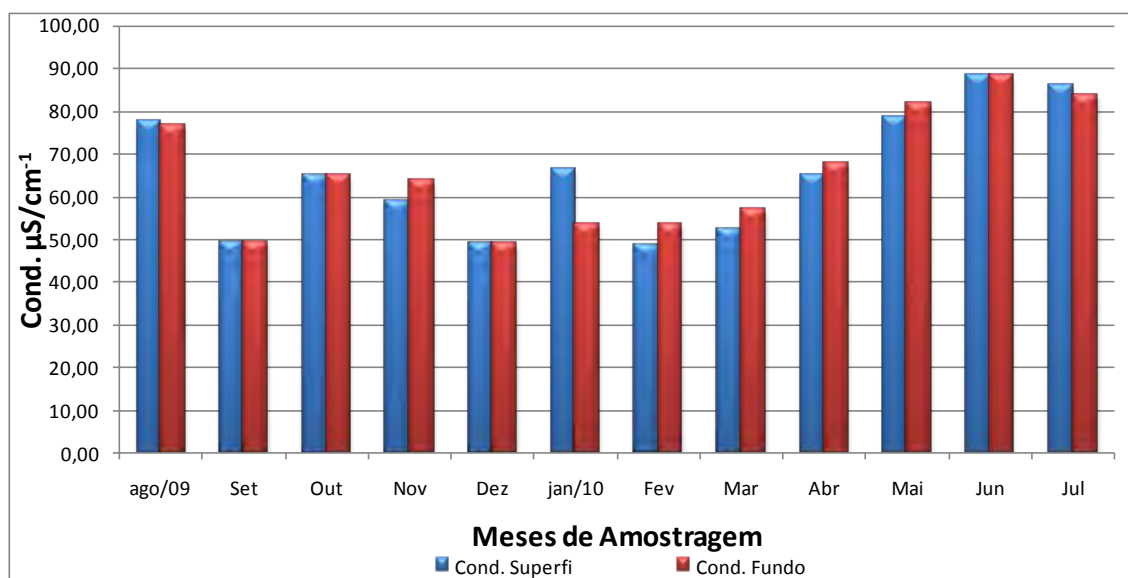


Figura 11. Valores de condutividade elétrica ($\square \text{ S/cm}$) na lagoa do Camargo na superfície e no fundo, de agosto de 2009 a julho de 2010.

»Análise Granulométrica do Sedimento

Na lagoa do Camargo, o tamanho médio de grão variou entre 7,39 ϕ (ago/09) e 3,96 ϕ (mar/10) (Tabela 1).

Através dos resultados do tamanho médio de grãos e da classificação granulométrica dos sedimentos na lagoa do Camargo, foi possível verificar que ao longo do ano em estudo, a lagoa apresentou maior heterogeneidade no mês de set/09 (Figura 12).

Na lagoa do Camargo, as seis classes granulométricas (areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina e silte e argila) foram encontradas na maioria dos meses (Figura 12), mas o predomínio foi de Silte e Argila, com valores superiores a 67% (Figura 12).

Tabela 1: Tamanho médio de grão (ϕ) dos sedimentos da lagoa do Camargo, durante o período de estudo.

Período	Ago/09	Set	Out	Nov	Dez	Jan/10	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul
Tamanho (ϕ)	7,39	7,19	6,80	7,31	6,12	4,52	4,16	3,96	6,36	6,31	5,43	6,41

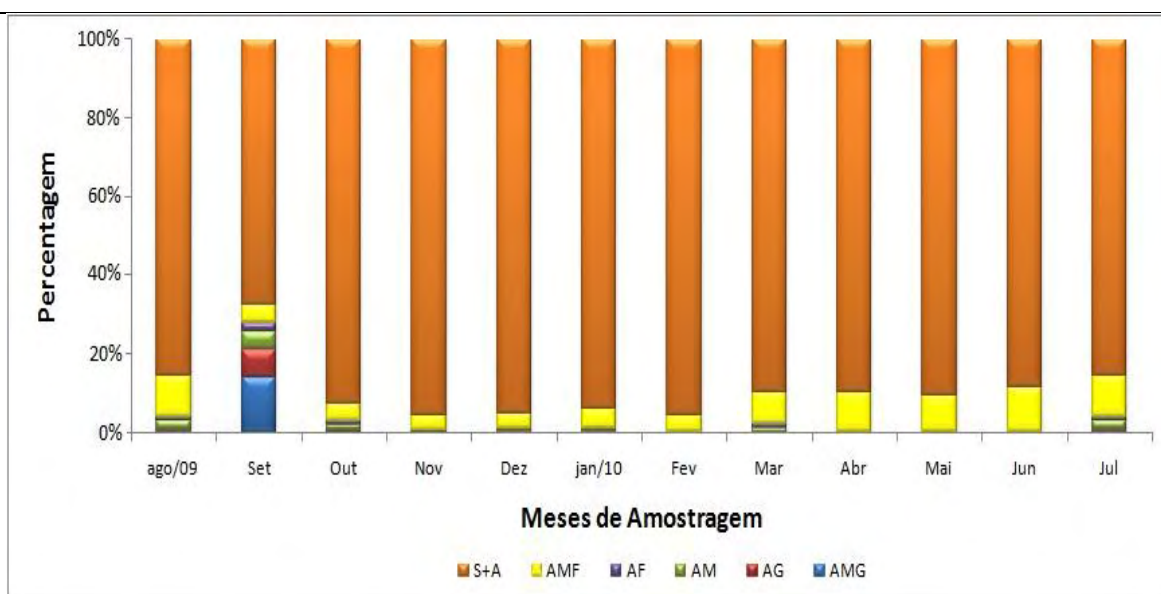


Figura 12: Composição granulométrica do sedimento na lagoa do Camargo, de agosto de 2009 a julho de 2010 (AMG representa a fração areia muito grossa; AG areia grossa; AM areia média; AF areia fina; AMF areia muito fina e S+A fração fina do sedimento por silte e argila).

»Matéria Orgânica do Sedimento

Apesar da porcentagem de matéria orgânica ter oscilado amplamente ao longo do período de estudo, verificou-se que houve predominância de sedimento orgânico em quase todos os meses (Figura 13).

O sedimento é considerado orgânico quando apresenta valor acima de 10%. De agosto/09 até março/10 o sedimento manteve orgânico, com valores acima de 10%. O valor mais elevado de conteúdo orgânico no sedimento foi encontrado no mês de set/09 (17,98) e os valores menores, de abril a julho de 2010 (<10%), quando o sedimento foi considerado como sendo inorgânico.

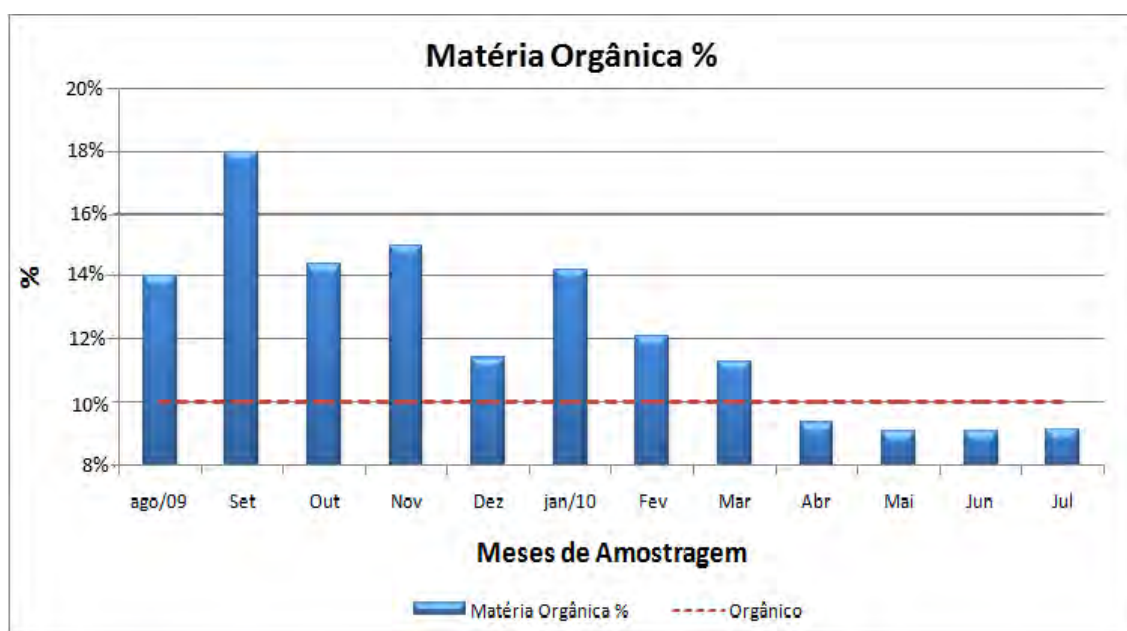


Figura 13: Variação das porcentagens do conteúdo orgânico no sedimento na lagoa do Camargo, de agosto de 2009 a julho de 2010.

»Parametros biológicos

Durante o estudo (agosto de 2009 a julho de 2010), a comunidade bentônica na Lagoa do Camargo, foi composta por 15 grupos taxonômicos. A ordem Diptera foi representada por sete táxons, com maior riqueza em relação aos demais taxa (Tabela 2).

Tabela 2: Lista de táxons dos macroinvertebrados bentônicos na lagoa do Camargo de agosto de 2009 a julho 2010.

ANELLIDA		
OLIGOCHAETA		
NARAPIDAE		
<i>Narapa bonettoi</i>	(Righi and Varela, 1983)	
TUBIFICIDAE		
<i>Branchiura sowerbyi</i>	(Beddard, 1892)	
BIVALVIA		
CORBICULIDAE		
<i>Corbicula fluminea</i>	(Müller, 1776)	
DIPTERA		
CERATOPOGONIDAE		
CHAOBORIDAE		
<i>Chaoborus</i>		
CHIRONOMIDAE		
<i>Ablabesmyia gr. annulata</i>	(Say, 1823)	
<i>Chironomus sp.</i>	(Meigen, 1803)	
<i>Chironomus gigas</i>	(Reiss, 1974)	
<i>Larsia fittkau</i>	(Sublette & Sasa, 1994)	
<i>Procladius sp. 2</i>		
EPHEMEROPTERA		
POLYMITARCYIDAE		
<i>Campsurus</i>		
HIRUDINEA		
GLOSSIPHONIDAE		
<i>Batracobdella</i>		
HYDRACARINA		
<i>Acari</i>	(Leach, 1817)	
NEMATODA		
<i>Nematomorpha</i>	(n/i)	
PUPA DIPTERA		
n/i = não identificado		

O grupo com maior representatividade foi a ordem Díptera, com 7 gêneros, correspondendo a 60% da abundância total (606 indivíduos); as larvas de Ephemeroptera contribuíram com 22% (219 indivíduos), Anellida 16% (157 indivíduos) Bivalvia com 12 indivíduos e Hydracarina com 6 indivíduos, correspondendo 1% do total (Figura 14). Dentro da família de Chironomidae (Díptera), as espécies com maiores participações foram: Com *Chironomus gigas* (208 indivíduos) e *Procladius*

sp.2 (202 indivíduos), *Chaoborus* (90 indivíduos), *Ablabesmyia* gr. *annulata* (67 indivíduos) e com *Larsia fittkau* (36 indivíduos), os demais não atingiram valores superiores a 1% (Figura 15).

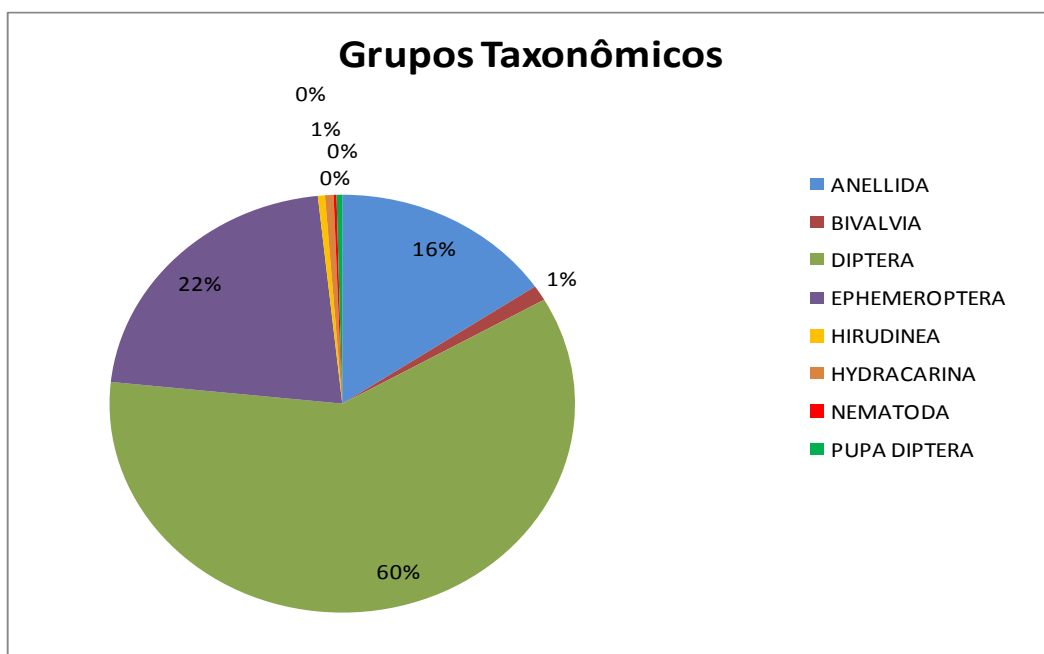


Figura 14. Participação relativa(%) dos principais grupos de macroinvertebrados na Lagoa do Camargo durante os meses de agosto de 2009 a junho 2010.

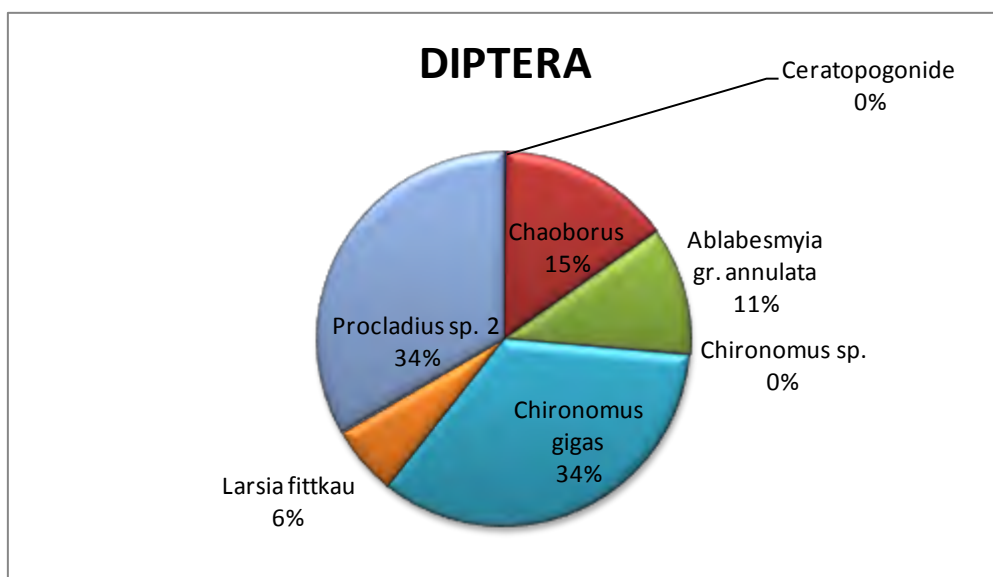


Figura 15. Participação relativa (%) dos principais gêneros de Díptera na Lagoa do Camargo durante os meses de agosto de 2009 a junho 2010.

A lista dos táxons de macroinvertebrados bentônicos e seu número de ocorrência e frequência estão apresentados na Tabela 3. Nota-se que os táxons *Branchiura sowerbyi*, *Chironomus gigas* e *Campsurus*, estiveram presentes em todos os meses de estudo, enquanto que o táxon *Chironomus sp.*, esteve presente em apenas um mês do estudo.

Maior número de ocorrência de macroinvertebrados (14) foi registrado em setembro de 2009, mês de elevado nível hidrométrico (Figura 4), profundidade (Figura 3), de conteúdo de matéria orgânica (Figura 12) e sedimento com granulometria mais heterogênea (Figura 12).

Tabela 3: Ocorrência (*) e número de grupos taxonômicos (S) dos táxons de macroinvertebrados bentônicos nos diferentes meses de amostragem na lagoa do Camargo

Táxons	Ago/09	Set	Out	Nov	Dez	Jan/10	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	FO %	Nº Ocor.
Narapa bonettoi	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			83	10
Branchiura sowerbyi	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100	12
Corbicula fluminea		*	*			*					*		33	4
Ceratopogonidae		*			*								17	2
Chaoborus	*	*	*	*	*	*		*					58	7
Ablabesmyia gr. annulata	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	83	10
Chironomus sp.		*											8	1
Chironomus gigas	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100	12
Larsia fittkau		*	*		*			*	*	*	*		58	7
Procladius sp. 2		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	92	11
Campsurus	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100	12
Batracobdella				*		*			*		*		33	4
Acari		*			*	*		*					33	4
Nematomorpha (n/i)		*			*								17	2
Pupa Diptera		*		*		*	*						33	4
S	6	14	8	8	11	11	7	9	8	7	8	5		

Os táxons que ocorreram com maior densidade foram: Anellida (2453 ind/m²), Diptera (9469 ind/m²) e Ephemeroptera (3422 ind/m²) (Tabela 4). Os demais grupos taxonômicos apresentaram menores densidades (Tabela 4). Os meses com maiores valores foram set/09 (2719 ind/m²), abr/10 (2187 ind/m²) e mai/10 (2703 ind/m²).

As espécies e gêneros que apresentaram maior densidade foram: *Chironomus gigas* (3250 ind/m²), *Procladius* sp. 2 (3156 ind/m²) e *Campsurus* (3421 ind/m²) (Tabela 5).

Tabela 4 – Densidade (ind/m²), abundância relativa (%) e número de grupos taxonômicos (S) dos grandes grupos de macroinvertebrados bentônicos, na lagoa do camargo (SP), de agosto de 2009 a julho de 2010. Abreviações dos grandes grupos: Anellida (Anell), Bivalvia (Bival), Diptera (Dipte), Ephemeroptera (Ephem), Hirudinea (Hirud), Hydracarina (Hydra), Nematoda (Nemat), Pupa Diptera (Pupa).

	2009										2010													
	AGO		SET		OUT		NOV		DEZ		JAN		FEV		MAR		ABR		MAI		JUN		JUL	
	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%
ANELL	281	16	297	11	453	42	266	38	219	22	188	20	219	27	188	24	219	10	94	3	16	2	16	5
BIVAL	-	-	109	4	47	4	-	-	-	-	16	2	-	-	-	-	-	-	-	-	16	2	-	-
DIPTE	969	55	1828	67	516	48	391	56	688	69	641	68	516	65	547	71	1359	62	1438	53	438	52	141	45
EPHEM	500	29	422	16	63	6	16	2	63	6	47	5	47	6	-	-	578	26	1172	43	359	43	156	50
HIRUD	-	-	-	-	-	-	16	2	-	-	16	2	-	-	-	-	31	1	-	-	16	2	-	-
HYDRA	-	-	31	1	-	-	-	-	16	2	16	2	-	-	31	4	-	-	-	-	-	-	-	-
NEMAT	-	-	16	1	-	-	-	-	16	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PUPA	-	-	16	1	-	-	16	2	-	-	16	2	16	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	1750		2719		1078		704		1000		938		797		766		2188		2703		844		313	
S	3		7		4		5		5		7		4		3		4		3		5		3	

Tabela 5 – Densidade (ind/m²) e abundância relativa (%) *Narapa bonettoi* (Narap), *Branchiura sowerbyi* (Branc), *Corbicula fluminea* (Corbi), *Ceratopogonidae* (Cerat), *Chaoborus* (Chaob), *Ablabesmyia* gr. *annulata* (Ablab), *Chironomus* sp. (Chi sp), *Chironomus gigas* (Chi gig), *Larsia fittkau* (Larsi), *Procladius* sp. 2 (Procl), *Campsurus* (Camps), *Batracobdella* (Batra), *Acari* (Acari), *Nematomorpha* (n/i) (Nemat) e número total de espécies (S), na lagoa do Camargo (SP), de agosto de 2009 a julho de 2010.

	2009										2010													
	AGO		SET		OUT		NOV		DEZ		JAN		FEV		MAR		ABR		MAI		JUN		JUL	
	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%
Narap	172	10	203	8	313	29	219	32	141	14	125	14	156	20	156	20	141	6	63	2	-	-	-	-
Branc	109	6	94	3	141	13	47	7	78	8	63	7	63	8	31	4	78	4	31	1	16	2	16	5
Corbi	-	-	109	4	47	4	-	-	-	-	16	2	-	-	-	-	-	-	-	-	16	2	-	-
Cerat	-	-	16	1	-	-	-	-	16	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaob	328	19	813	30	16	1	31	5	94	9	63	7	-	-	63	8	-	-	-	-	-	-	-	-
Ablab	47	3	78	3	-	-	-	-	125	13	31	3	109	14	78	10	156	7	344	13	47	6	31	10
Chi sp.	-	-	16	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chi gig	594	34	516	19	188	17	266	39	281	28	250	27	234	30	172	22	297	14	234	9	141	17	78	25
Larsi	-	-	31	1	63	6	-	-	109	11	-	-	-	-	109	14	94	4	125	5	31	4	-	-
Procl	-	-	359	13	250	23	94	14	63	6	297	32	172	22	125	16	813	37	734	27	219	26	31	10
Camps	500	29	422	16	63	6	16	2	63	6	47	5	47	6	-	-	578	26	1172	43	359	43	156	50
Batra	-	-	-	-	-	-	16	2	-	-	16	2	-	-	-	-	31	1	-	-	16	2	-	-
Acari	-	-	31	1	-	-	-	-	16	2	16	2	-	-	31	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Nemar	-	-	16	1	-	-	-	-	16	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	1750		2703		1078		688		1000		922		781		766		2188		2703		844		313	
S	6		13		8		7		11		10		6		8		8		7		8		5	

Na Figura 16 estão apresentados os valores de riqueza total dos táxons, observados no presente estudo. Baixos valores de riqueza foram verificados nos meses de ago/09 (águas altas) e jul/10 (águas baixas). Valores mais elevados apareceram quando o nível das águas começou a aumentar, no mês de set/09, quando a transparência foi menor.

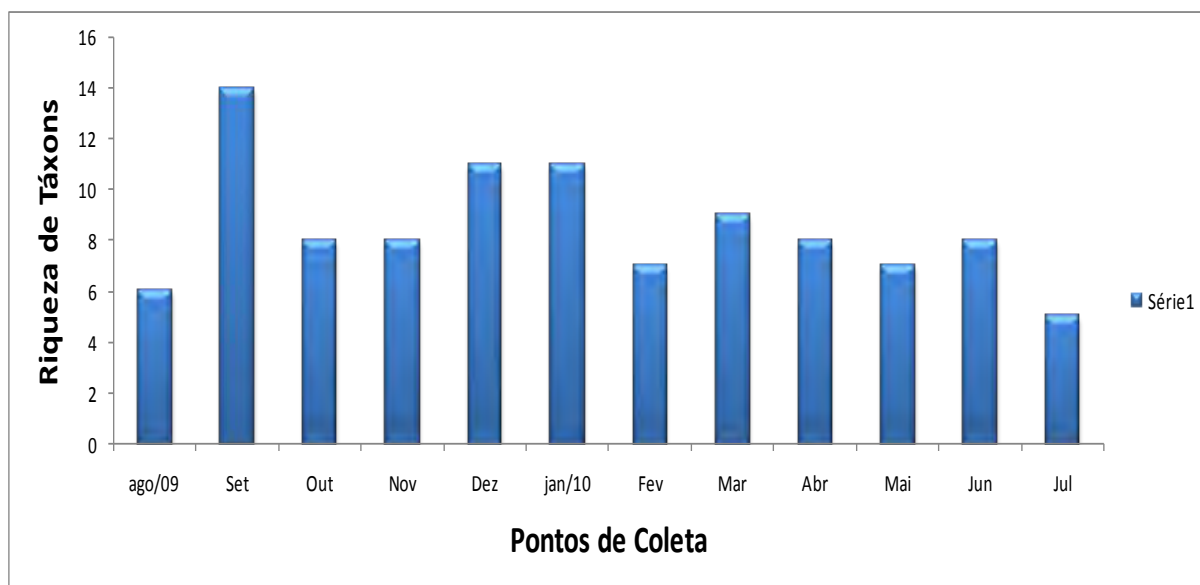


Figura 16. Variação da riqueza total de espécies na lagoa do Camargo de agosto de 2009 até julho 2010.

Foi observada na lagoa do Camargo uma densidade relativa maior para Diptera, quando comparado aos outros grupos taxonômicos mais abundantes (Ephemeroptera e Anellida) (Figura 17). A variação da densidade relativa de cada táxon nos meses de coleta mostrou predomínio de *Chironomus gigas* em comparação com os outros táxons mais abundantes (*Procladius* sp2 e *Campsurus*) (Figura 18).

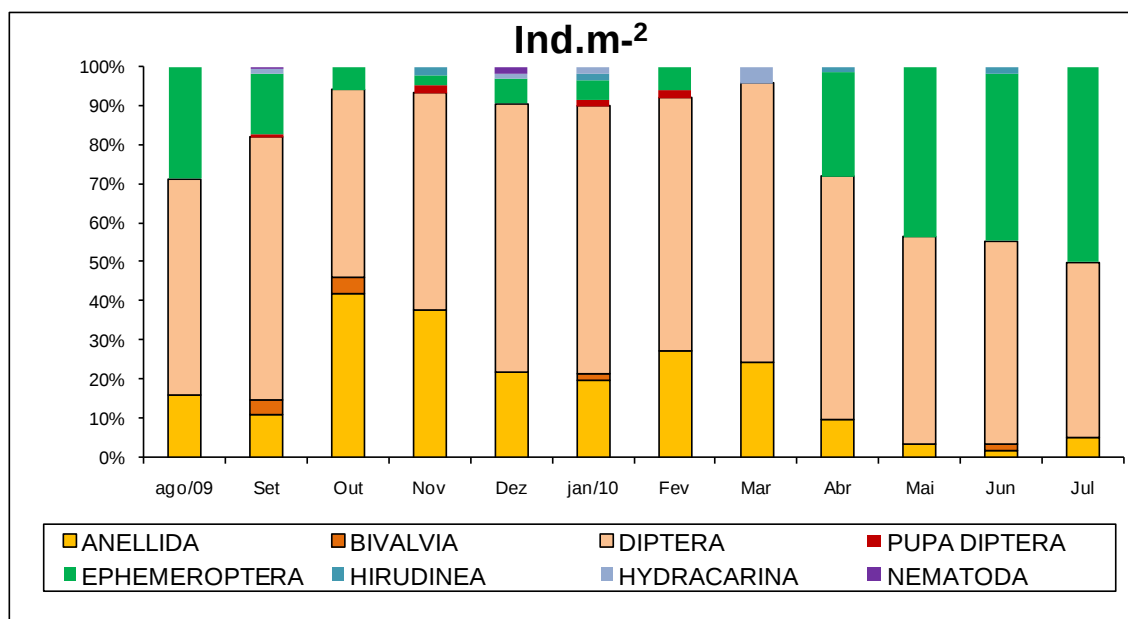


Figura 17: Densidade relativa (%) dos táxons da lagoa do Camargo de agosto de 2009 até julho 2010.

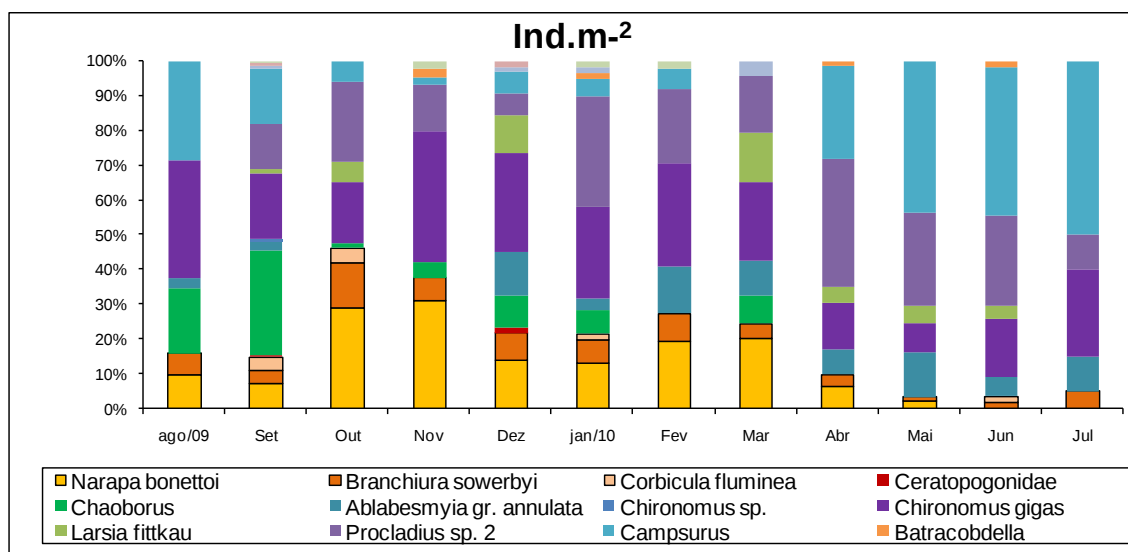


Figura 18: Densidade relativa (%) das espécies da lagoa do Camargo de agosto de 2009 até julho 2010.

As abundâncias total e relativa dos principais taxa encontrados na lagoa do Camargo estudada de ago/09 a jul/10, estão representadas nas Figuras 19 e 20, respectivamente.

Verificamos que o grupo Díptera obteve valores mais expressivos, em set/09 com registrados 117 indivíduos (Figura 19), sendo que destes, o que dominou foram organismos do gênero *Chaoborus*, com 52 indivíduos (Figura 20).

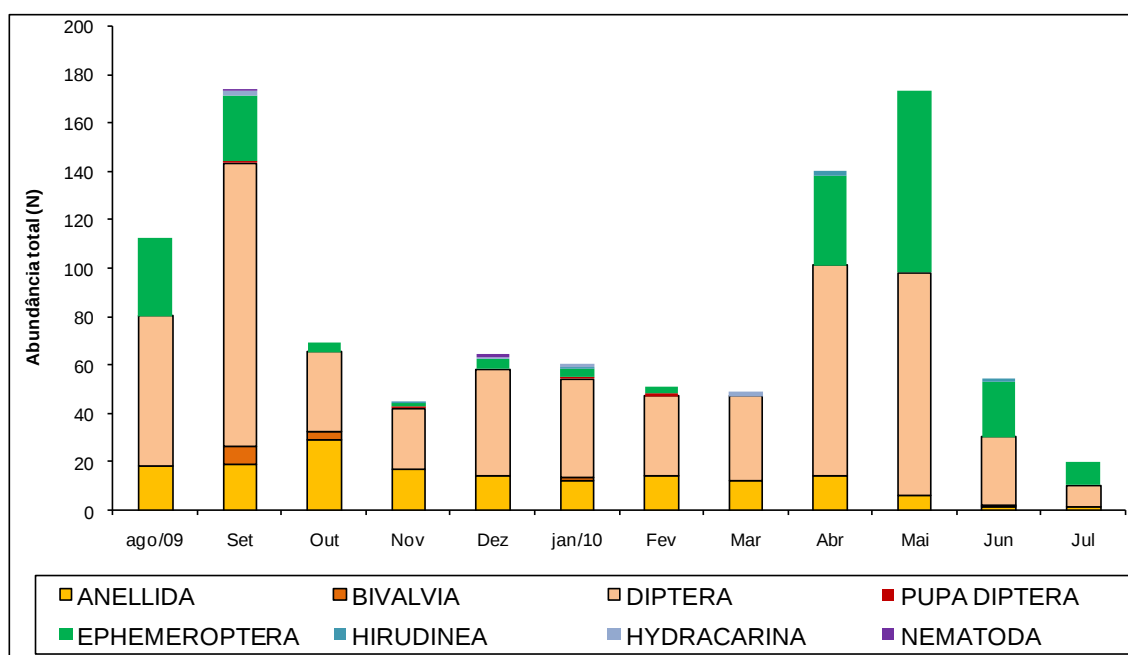


Figura 19 – Abundância total (N) dos principais *taxa* encontrados na lagoa do Camargo estuda, de agosto de 2009 até julho 2010.

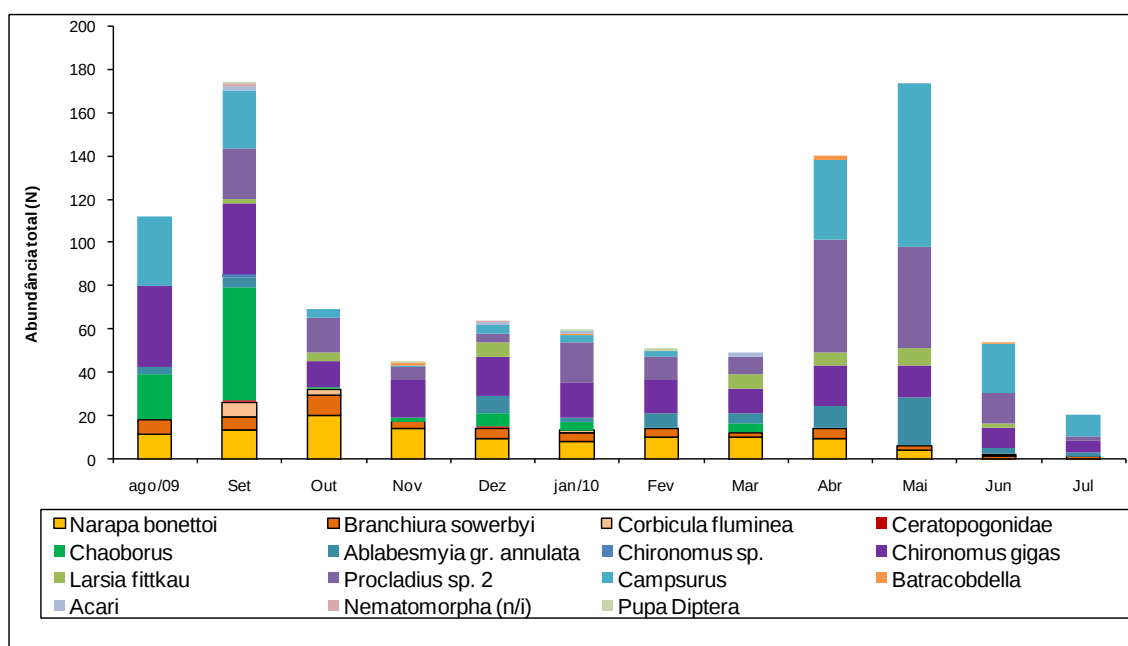


Figura 20 – Abundância relativa (%) dos principais *taxa* encontrados nas lagoas estudadas, em agosto de 2009.

Considerando o ano de estudo, podemos observar na Tabela 6, quais foram os gêneros e espécies de macroinvertebrados presentes ou ausentes no sedimento da lagoa do Camargo.

Foi observado a presença maior de 8 grupos taxonômicos. Os táxons, *Chironomus gigas* e *Branchiura sowerbyi* estiveram presentes em 100% das amostras, os demais táxons *Procladius* sp2. e *Campsurus* (91%), *Narapa bonettoi* e *Ablabesmyia* gr. *Annulata* (83%), *Chaoborus* e *Larsia fittkau* (58%).

Quatro táxons, *Batracobdella*, *Acari*, *Pupa Diptera* e *Corbiculla fluminea*, (todos com 33%) foram considerados como abundantes.

Dois táxons, *Ceratopogonidae* e *Nematomorpha*, foram comuns (ambos com 16%).

Apenas um táxon foi considerado ocasional, (*Chironomus* sp. com 8%). Não foi observado táxon considerado raro (com <1%).

Tabela 6: Ocorrência dos táxons de gêneros e espécies de macroinvertebrados bentônicos nos meses em estudo na lagoa do Camargo.

Pontos Táxons	2009					2010							TOTAL (%)
	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	
Narapa bonettoi	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			83
Branchiura sowerbyi	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100
Corbicula fluminea		+	+			+					+		33
Ceratopogonidae		+			+								17
Chaoborus	+	+	+	+	+	+		+					58
Ablabesmyia gr. annulata	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	83
Chironomus sp.		+											8
Chironomus gigas	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100
Larsia fittkau		+	+		+			+	+	+	+		58
Procladius sp. 2		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	92
Campsurus	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	92
Batracobdella				+		+			+		+		33
Acari		+			+	+		+					33
Nematomorpha (n/i)		+			+								17
Pupa Diptera		+		+		+	+						33

-: ausência / +: presença

»Análises estatísticas

Com exceção das variáveis ambientais da água em que o número de repetições não permitiu a realização da ANOVA, todas as demais variáveis apresentaram variação significativa entre os meses de amostragem (Tabela 7). As variações temporais significativas dessas variáveis estão apresentadas na Figura 21. A concentração de matéria orgânica foi maior entre agosto e janeiro, com decréscimo a partir desse mês, sendo que os menores valores foram observados entre abril e julho (Figura 21A). Para as frações granulométricas $> 1\text{mm}$ e $> 500\mu\text{m}$, observou-se valores mais elevados nos dois primeiros meses do início do estudo, com baixos valores nos demais meses (Figura 21 B-C); O mesmo para as frações $> 250\mu\text{m}$ e $> 125\mu\text{m}$, com pequenas oscilações nos meses seguintes (Figura 21 D-E). Para as frações $> 53\mu\text{m}$ e $< 53\mu\text{m}$, nota-se que nos dois primeiros meses, ambos tem valores iniciais menores em relação aos outros meses. A fração $> 53\mu\text{m}$ começa aumentando gradualmente, atingindo valores elevados nos meses finais. Para a fração $< 53\mu\text{m}$, os valores mostraram grande acréscimo no terceiro mês de estudo (Figura 21 F-G).

Tabela 7. Resultados da ANOVA (F e p) para as variáveis ambientais do sedimento entre os meses amostrados.

Variáveis ambientais do sedimento	F	p
Profundidade	4,50	0,00
M. orgânica	4,50	0,00
Granulometria. $> 1\mu\text{m}$	11,86	0,00
Granulometria $> 500\mu\text{m}$	20,54	0,00
Granulometria $> 250\mu\text{m}$	4,23	0,00
Granulometria $> 125\mu\text{m}$	4,98	0,00
Granulometria $> 53\mu\text{m}$	14,01	0,00
Granulometria $< 53\mu\text{m}$	8,51	0,00

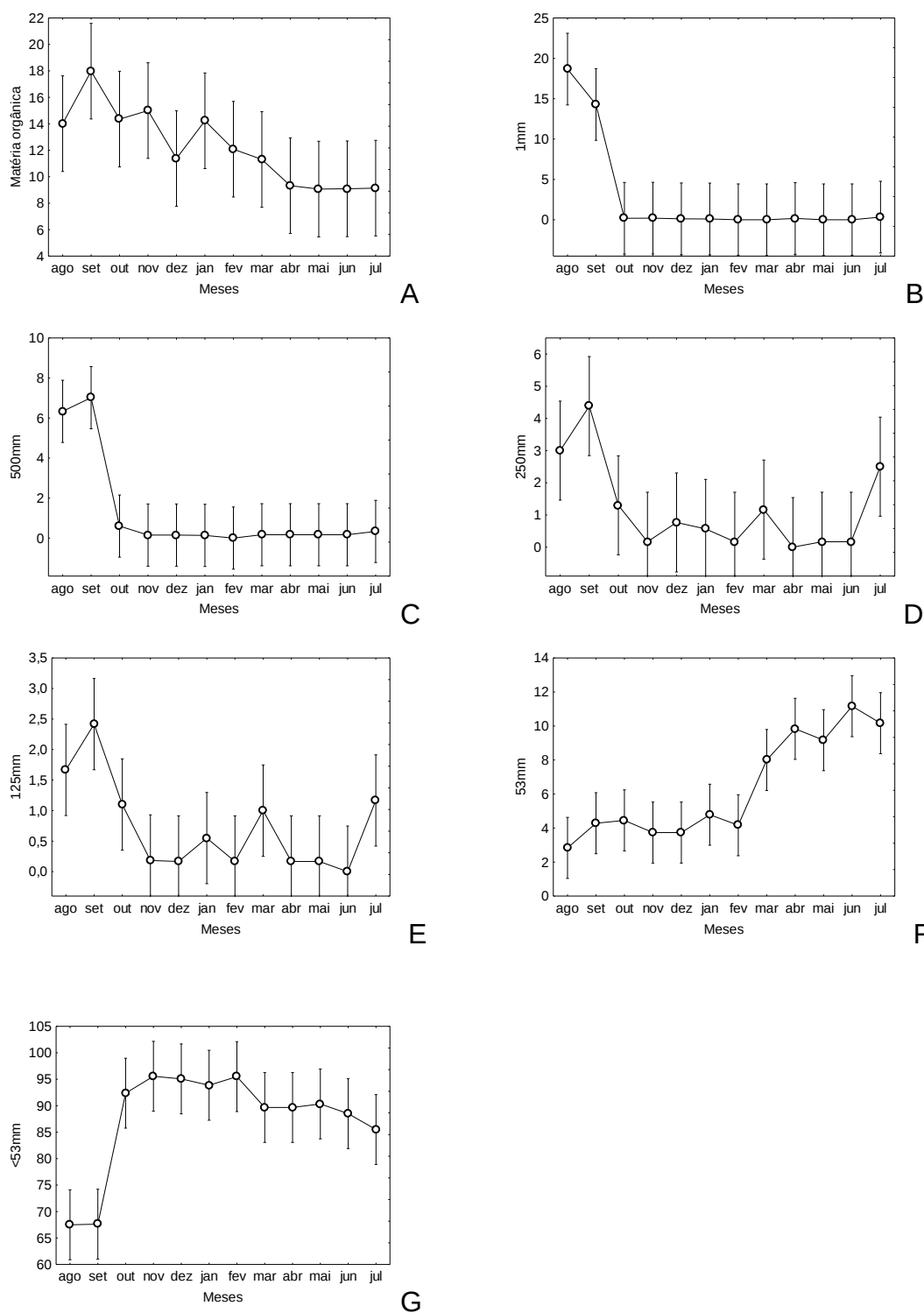


Figura 21. Variações temporais da granulometria do sedimento da lagoa do Camargo no período de estudo.

Entre os macroinvertebrados bentônicos, foram verificadas diferenças significativas na densidade entre os meses para, *Narapa bonettoi*, *Chaoborus*, *Ablabesmyia* gr. *Annulata*, *Chironomus gigas*, *Larsia fittkau*, *Procladius* sp2.,

Campsurus e para a riqueza total de táxons (Tabela 8). As variações temporais significativas da abundância dos táxons e da riqueza total estão apresentadas na Figura 22.

Tabela 8. Resultados da ANOVA (F e p) para a abundância total e de cada táxon dos macroinvertebrados bentônicos, assim como sua riqueza total entre os meses amostrados (em negrito, valores significativos).

	F	p		F	p
Densidade Total	10,31	0,00	Larsi	4,59	0,00
Narap	9,35	0,00	Procl	3,94	0,00
Branc	1,23	0,32	Pupa	0,73	0,70
Corbi	2,05	0,07	Camps	8,07	0,00
Cerat	0,91	0,55	Batra	1,34	0,26
Chaob	2,34	0,04	Acari	0,73	0,70
Ablab	3,72	0,00	Nemat	0,91	0,55
Chiro	1,00	0,47	Riqueza total	5,05	0,00
Chi gig	3,10	0,01			

Quando analisamos a riqueza total, notamos uma grande oscilação durante o período em estudo, com menor valor em, jul/10 e maior em set/09 (Figura 22A). Esse valor por sua vez ocorreu quando outras variáveis tiveram seus valores médios elevados como a cota, profundidade e matéria orgânica. Quanto à densidade total, não houve uma grande variação nos meses de outubro a março e junho a julho; os valores mantiveram-se relativamente baixos em comparação com os meses de setembro, abril e maio. Nestes três meses tiveram valores elevados (Figura 22B). Diferentemente do mês de setembro, onde tivemos valores elevados das variáveis ambientais, nos meses de abril e maio os valores das variáveis ambientais foram baixos.

Com relação aos organismos, foi observado que a densidade de *Narapa bonettoi* tende a aparecer com maior densidade nos meses de agosto até novembro de 2009, período em que foram observados maiores valores médios da cota altimétrica, índice pluviométrico e matéria orgânica. Nos outros meses, ocorreu um leve decréscimo, atingindo menores valores nos meses de junho e julho de 2010 (Figura 22C). O mesmo

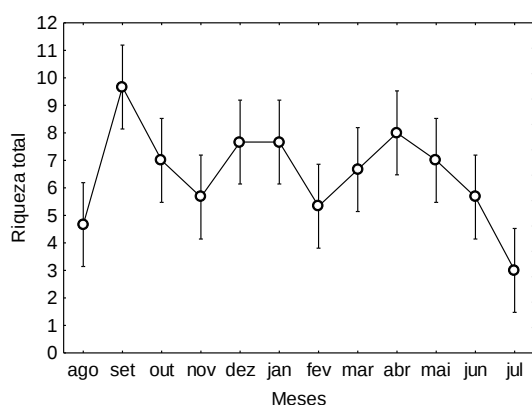
aconteceu com o táxon *Chaoborus*, com maior densidade nos primeiros meses (agosto e setembro) (Figura 22D).

Ablabesmyia gr. annulata apareceu com maior densidade apenas no mês de maio de 2010. Curiosamente nenhum fator ambiental teve seu valor médio relevante neste mês. Nos outros meses, grandes oscilações na sua densidade foram observadas (Figura 22 E).

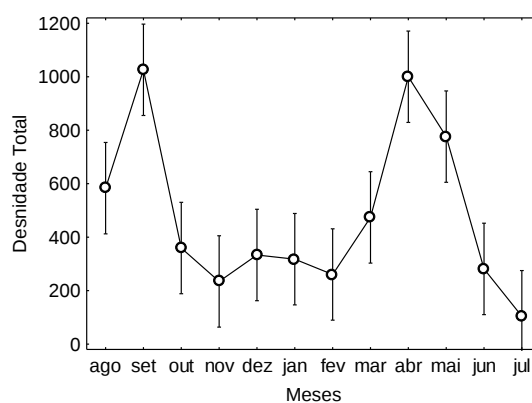
Chironomus gigas, foi observado com maior densidade nos dois primeiros meses de estudo (agosto e setembro), meses em que valores altos para as variáveis ambientais como cota, índice pluviométrico e matéria orgânica foram registrados nos demais meses, leve oscilação na densidade foi verificada (Figura 22 F).

Com relação a *Larsia fittkau*, maior densidade foi observada em março, abril e maio, quando tivemos valores elevados de cota altimétrica, temperatura do ar, temperatura de superfície e fundo e profundidade. Nos outros meses oscilação acentuada foi percebida (Figura 22 G).

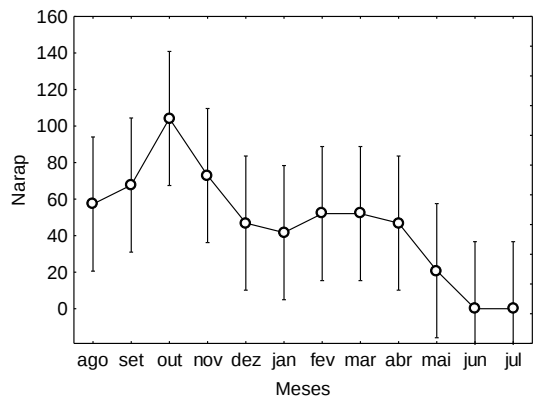
Para os táxons *Procladius* sp. 2 e *Campsurus*, podemos notar que em abril e maio valores elevados de densidades em comparação com os outros meses foram registrados, época em que as variáveis ambientais; como cota altimétrica e profundidade mostraram com valores elevados (Figuras 22H-I).



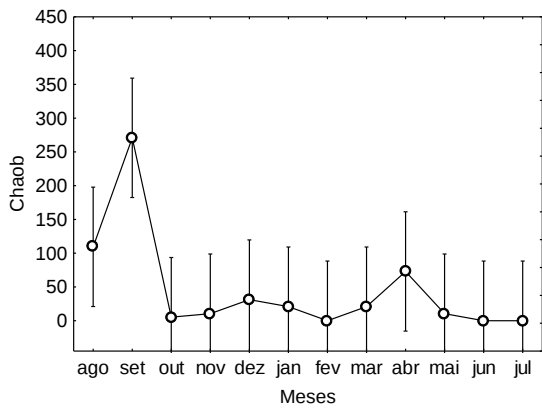
A



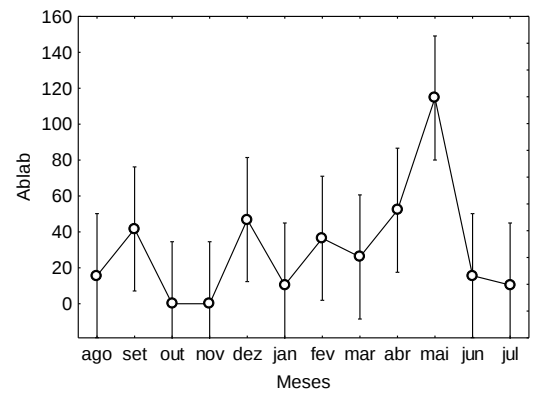
B



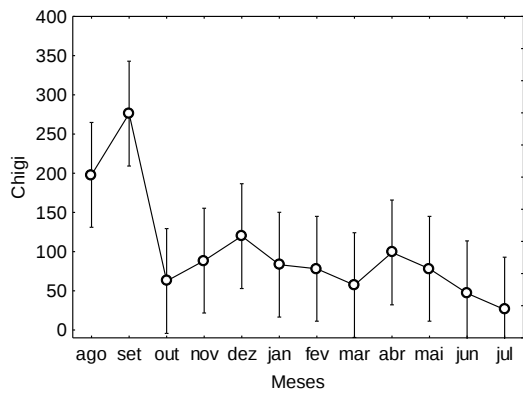
C



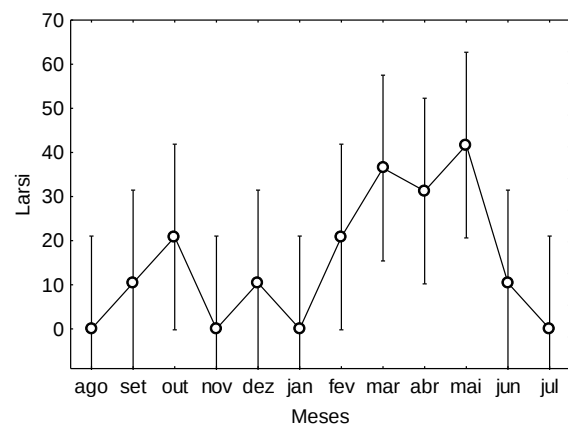
D



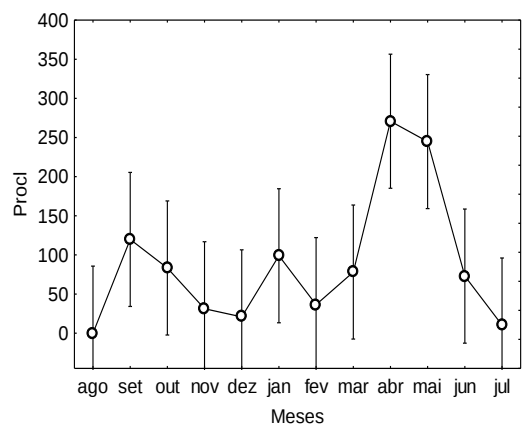
E



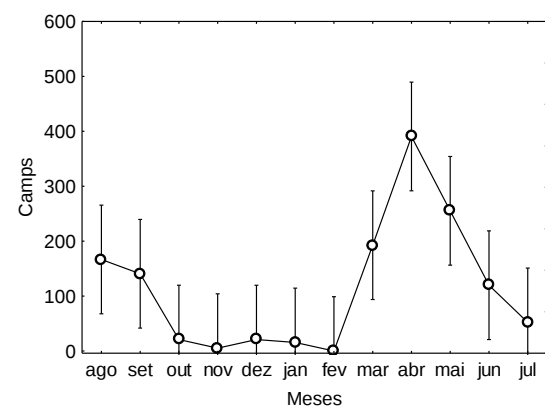
F



G



H



I

Figura 22. Variações significativas ($p < 0,05$) detectadas na ANOVA. A. Riqueza total. B. C. D. E. F. G. H. I..

»Correlação de Pearson

Nas correlações geradas, entre a riqueza total de espécies e as variáveis ambientais (Tabela 9), poucas foram significativas. A riqueza total de táxons correlacionou-se negativamente com o pH, Secchi, condutividade e Oxigênio de fundo.

Tabela 9. Correlações de Pearson geradas entre a riqueza total de táxons e as variáveis ambientais mensuradas (em negrito as correlações significativas).

Variáveis ambientais	Riqueza total	Variáveis ambientais	Riqueza total
Temperatura do ar	-0,04	Profundidade	0,23
Temperatura média	0,24	MO	0,23
Temperatura fundo	0,31	>1mm	-0,02
pH	-0,35	>500 μm	0,04
Secchi	-0,65	>250 μm	-0,05
Condutividade	-0,62	>125 μm	0,05
OD fundo	-0,42	>53 μm	-0,13
Pluviosidade	0,31	<53 μm	-0,02

»Análise multivariada

Na Tabela 10, estão apresentados os valores das variáveis canônicas, dos coeficientes de correlação canônica e do teste de significância para a riqueza dos macroinvertebrados.

A variável canônica explicou 69% da variância dos dados, considerando os dois componentes (25% para VC2 e 44% para VC1).

O gráfico de ordenação gerado pela análise de correlação canônica em função das variáveis ambientais (Figura 23) apontou diferenças temporais nas características físicas e químicas da água e do sedimento, visto que houve uma clara distinção de alguns táxons com o tipo de fração do sedimento.

Nota-se que o gênero *Campsurus*, correlacionou-se positivamente com o eixo 1, e esteve associado com o oxigênio dissolvido no fundo (ODF), nos meses de abril, junho e julho de 2010, quando o nível da água esteve baixo. As espécies *Ablabesmyia* gr. *Annulata*, e *Procladius* sp2, apresentaram maior correlação com o eixo 1, positiva com a condutividade e com grãos de tamanho $>53\ \mu\text{m}$ nos meses de março e maio de 2010. *Procladius* sp2, apresentou maior associação com o mês de maio, quando as águas estavam abaixando e a condutividade estava alta. Os táxons *Batracobdella* e *Larsia fittkau*, apresentaram maior correlação com o eixo 2, e a correlação positiva com a fração do sedimento com tamanho $<52\ \mu\text{m}$.

Analizando as correlações negativas com o eixo 1, notou-se que os táxons *Chironomus gigas*, *Nematomorpha* e *Corbicula fluminea*, estiveram correlacionadas fortemente com a matéria orgânica (MO). No eixo 2, os táxons *Chaoborus* e *Ceratopogonidae*, foram correlacionadas com a fração orgânica do sedimento variando entre $>125\ \mu\text{m}$, $>250\ \mu\text{m}$ e $>500\ \mu\text{m}$, visto que o táxon *Ceratopogonidae* tem uma leve preferência com grãos com tamanho de $>250\ \mu\text{m}$. O táxon *Chaoborus* correlacionou-se com grãos com tamanho de $>500\ \mu\text{m}$. Entretanto todos os táxons tiveram correlações com os meses de agosto e setembro de 2009, meses em que o nível das águas começou a subir.

Finalmente, ainda negativamente com o eixo 2, a temperatura de fundo (Temp.F) teve grande correlação com os táxons *Narapa bonetto* e *Acari* nos meses de novembro de 2009 e fevereiro de 2010, meses esses em que a lagoa do Camargo manteve-se praticamente estável quanto ao seu nível hidrométrico e cota altimétrica. Para temperatura média (Temp.M) e a Pluviosidade (Pluv), houve grandes correlações com a espécie *Branchiura sowerbyi*, nos meses de dezembro de 2009 e janeiro de 2010,

quando a lagoa não estava tão profunda, porém meses com elevada incidência pluviométrica.

Tabela 10. Escores das variáveis canônicas (CA1 e CA2), do coeficiente de correlação canônica ajustado (r^2), e do nível de significância (p) para riqueza dos táxons de macroinvertebrados bentônicos utilizados na análise de correspondência canônica. Códigos de significação: 0 (***), 0.00 (**), 0.01 (*), 0.05 (.).

	CA1	CA2	r^2	p	
Narap	-0.97	0.24	0.53	0.02	*
Branc	-0.98	-0.17	0.38	0.11	
Corbi	-0.75	-0.65	0.25	0.22	
Cerat	-0.75	-0.66	0.41	0.06	.
Chaob	-0.57	-0.81	0.71	0.00	**
Ablab	0.99	-0.12	0.17	0.41	
Chiro	-0.62	-0.78	0.44	0.00	***
Chi gig	-0.70	-0.71	0.79	0.00	**
Larsi	0.88	0.45	0.38	0.12	
Procl	0.98	0.14	0.26	0.23	
Pupa	-0.98	0.14	0.40	0.08	.
Camps	0.84	-0.53	0.51	0.03	*
Batra	0.90	0.42	0.05	0.78	
Acari	-0.97	-0.22	0.28	0.22	
Nemat	-0.77	0.63	0.23	0.35	

A análise realizada com base nas variáveis físicas e químicas da água e do sedimento apresentou correlação significativa com a maioria das variáveis.

Tabela 11. Escores das variáveis canônicas (CA1 e CA2), do coeficiente de correlação canônica ajustado (r^2), e do nível de significância (p) para as variáveis ambientais utilizadas na análise de correspondência canônica. Códigos de significação: 0 (***), 0.00 (**), 0.01 (*), 0.05 (.).

	CA1	CA2	r^2	P	
Prof	0.99	-0.03	0.19	0.44	
pH	0.99	0.07	0.38	0.11	
Temp. med	-0.70	0.70	0.47	0.07	.
Temp. fund	-0.64	0.76	0.53	0.03	*
Temp. ar	-0.92	0.37	0.14	0.53	
Secc	0.98	-0.15	0.26	0.23	
Cond	0.99	0.08	0.43	0.07	.
ODF	0.93	-0.34	0.58	0.03	*
Pluv	-0.94	0.32	0.54	0.03	*
M.O	-0.96	-0.27	0.75	0.00	**
1mm	-0.60	-0.79	0.76	0.00	**
500mm	-0.60	-0.79	0.79	0.00	**
250mm	-0.55	-0.83	0.68	0.00	**
125mm	-0.58	-0.81	0.54	0.03	*
53mm	0.99	0.05	0.91	0.00	***
52mm	0.39	0.91	0.79	0.00	**

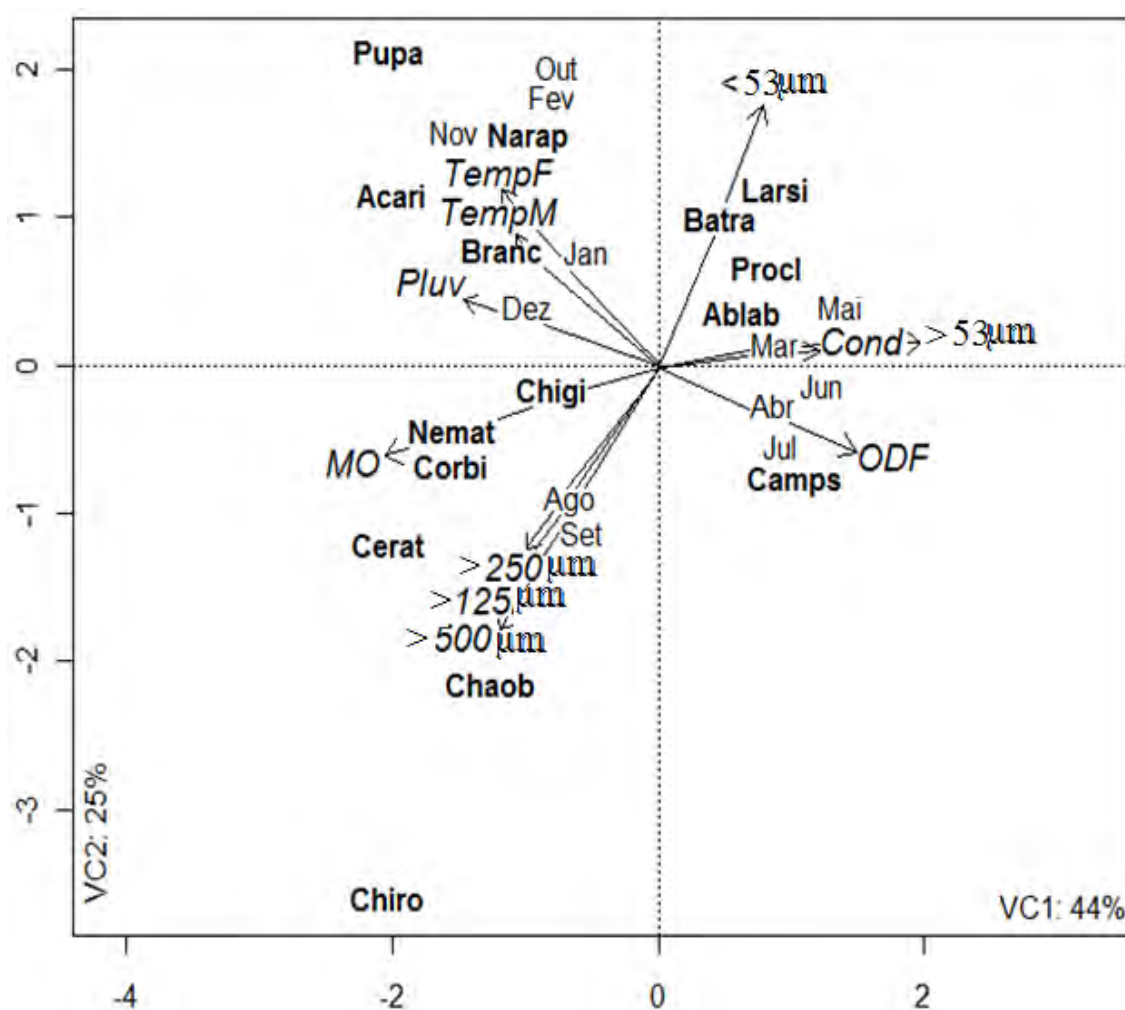


Figura 23. Gráfico *biplot* resultante da análise de correspondência canônica entre variáveis ambientais e a abundância dos macroinvertebrados bentônicos.

»Diversidade dos macroinvertebrados bentônicos

Foi calculado para todos os táxons encontrados na lagoa do Camargo, o Índice de diversidade e equidade (por meio do índice de Shannon-Wiener). De modo geral, foi possível observar que maior diversidade na lagoa do Camargo foi observada no mês de vazante, enquanto que o menor valor foi encontrado no período de águas baixas (Figura 24).

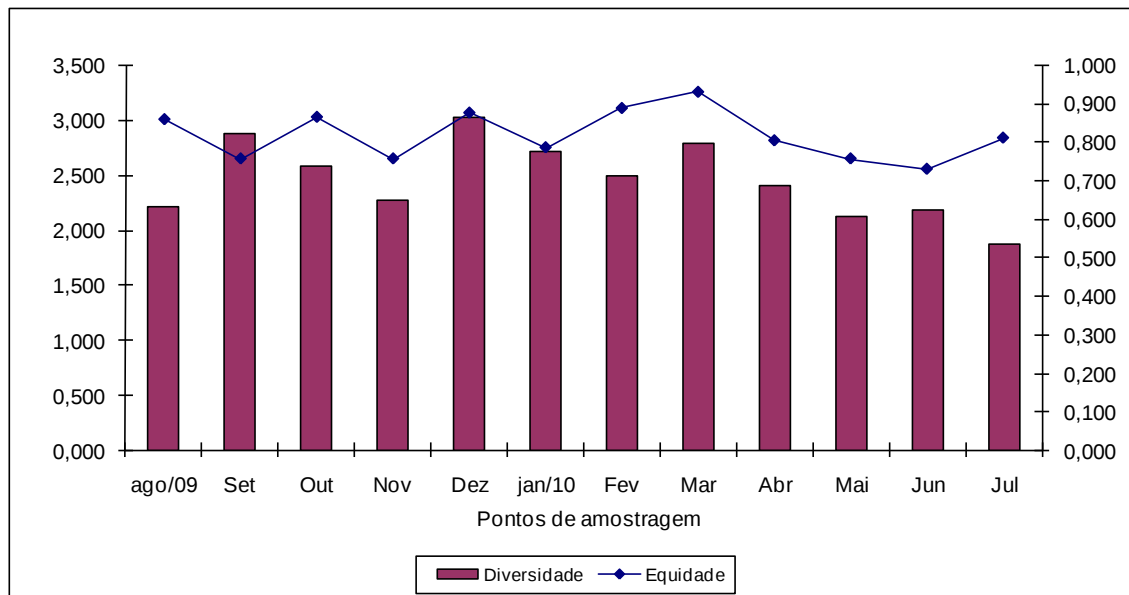


Figura 24: Índice de diversidade e equidade de macroinvertebrados no sedimento nos pontos de coleta da lagoa do Camargo, no período em estudo.

DISCUSSÃO

Este trabalho foi elaborado com o objetivo de analisar a densidade, e a estrutura temporal, e também avaliar a qualidade da água nos períodos distintos do ciclo hidrológico (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) da lagoa do Camargo, verificando possíveis relações entre as variáveis físico-químicas e a estrutura da comunidade bentônica.

A construção de reservatórios para atender a demanda de usinas hidrelétricas teve grande desenvolvimento no século XX, sendo que na segunda metade deste século, o volume das águas represadas para este fim aumentou consideravelmente. No Brasil, cerca de 85% da energia elétrica é gerada através da operação de reservatórios (TUNDISI, 2003). Porém, a construção de reservatórios ocasionam impactos sobre os ambientes de água doce, podendo ser positivos e negativos. De acordo com Tundisi *et al.* (1993), a presença desses corpos de água, não só resultam em mudanças econômicas e sociais, mas também, alteram substancialmente a limnologia e ecologia das bacias.

Moretto & Nogueira, (2003) e Feitosa *et al.*, (2006) mencionam que as entradas de tributários, podem ter grande influência sobre a qualidade da água do reservatório e no transporte de nutrientes e sedimentos em suspensão. Modificam as características físicas e químicas da água e do sedimento, e podem alterar consideravelmente a fauna no corpo d'água receptor (KATANO *et al.*, 2009).

Henry *et al.* (1999) observaram que na região de Campina do Monte Alegre (SP), a 60 Km acima da lagoa do Camargo, que haviam múltiplos picos de descargas de água do Rio Paranapanema em cada um dos dois anos de estudo (1992 e 1993). Esses dados são indícios de que antes da construção do Reservatório de Jurumirim, a Lagoa

do Camargo, provavelmente, oscilava entre conectada/desconectada e a região funcionava como uma verdadeira planície de inundação (HENRY, 2005).

Segundo Costa & Henry (2002), a intensidade e a frequência do pulso de inundação em lagoas marginais estão relacionadas à sua localização na planície de inundação e ao seu grau de associação com os rios. Tais fatores também afetam as características limnológicas destes locais, uma vez que as lagoas marginais são muito suscetíveis aos eventos de cheia e seca.

As alterações nos fatores físicos, químicos e biológicos que ocorreram neste estudo estão relacionadas ao grau de conexão existente entre a lagoa e o Rio Paranapanema, sendo o regime hidrológico da lagoa regulado pela operação do Reservatório de Jurumirim e pela variação da pluviosidade, ocasionando um período seco e um chuvoso bem acentuado nesta região (MOSCHINI-CARLOS *et al.*, 1998).

Num estudo efetuado por Henry *et al.* (2006b), durante cinco anos (1999 – 2003), mostrou-se que na maior parte do tempo os ambientes lacustres permaneceram ligados ao Rio Paranapanema (janeiro a setembro de 1999; janeiro de 2001 a outubro de 2002; e de dezembro de 2002 a dezembro de 2003). A partir de dezembro de 2003, a lagoa continuou conectada ao curso de água até o fim desse estudo. Em janeiro de 2004, um episódio de inundação extrema uniu o Rio Paranapanema às lagoas, sem a possibilidade de distinção entre os ambientes (FULAN & HENRY, 2006). Mesmo evento aconteceu no presente estudo, nos meses de dezembro de 2009 e janeiro de 2010.

Comparando os meses deste trabalho em função da pluviosidade mensal, observamos que de abril a julho de 2010, a pluviosidade foi muito baixa. Considerando que estes meses estão incluídos no período de águas baixas, observamos que os valores da abundância total dos organismos bentônicos foram mais elevados em relação ao período em que houve maior pluviosidade (dezembro de 2009 a janeiro de 2010)

período de final da vazante e começo da cheia. Por outro lado, nesses meses de maior pluviosidade, elevados valores de riqueza de gêneros e diversidade em relação ao período com baixa pluviosidade foram observados. O aumento da precipitação de dezembro 2009 a janeiro 2010, associada a períodos de altas temperaturas da água e do ar, pode ter propiciado a eclosão dos ovos e, portanto aumentado a riqueza e a diversidade dos táxons.

Thomaz *et al.*, (1997) constataram que as oscilações dos níveis hidrológicos podem afetar diretamente a profundidade dos ambientes lênticos laterais, ocorrendo mudanças nas características limnológicas. A Lagoa em estudo (Lagoa do Camargo) esteve conectada com o rio Paranapanema ao longo de todo o estudo, pois o nível hidrométrico superou o limite de (563,60m) entre conexão e desconexão com o Rio Paranapanema. Valores de nível abaixo de 563,6 m correspondem a isolamento da Lagoa do Camargo em relação ao Rio. Episódios de isolamento dos ambientes lacustres em relação ao Rio Paranapanema, na zona de transição com a Represa de Jurumirim, foram relatados apenas em cinco outras ocasiões (1969, 1976, 1986) e entre outubro de 1999 e dezembro de 2000 e de 27 de outubro a 30 de novembro de 2002 (HENRY *et al.*, 2006b). No ano em que esse estudo foi realizado (agosto de 2009 a julho de 2010), a maior média mensal de nível do Reservatório foi observada em abril de 2010 (567,82 m), período de final de cheia e começo das águas baixas. A lagoa variou em profundidade entre o máximo de 5,00 m (abril/2010) período de águas altas, e o mínimo de 3,6 m (jan/2010) período de estiagem.

Investigando a fauna de invertebrados associados a *Pistia repens* na foz do riacho Caracu, afluente do rio Paraná, (PR), Takeda & Souza-Franco (2000) observaram que a profundidade afetou a comunidade de macroinvertebrados, visto que houve predomínio de Chironomidae e Hydracarina com densidades mais elevadas na fase de águas altas.

Durante a fase de águas baixas, foi observada uma baixa densidade de indivíduos e grande número de taxa. O mesmo aconteceu no presente estudo; os meses em que se obteve as maiores profundidades (setembro 2009 e abril 2010) da lagoa, também foi observado maiores densidades de táxons, com predomínio de *Chaoborus* e *Procladius* sp.2. Durante a fase em que a lagoa apresentou a menor profundidade (janeiro 2010) período de final da vazante e começo de cheia, obteve-se uma baixa densidade de indivíduos e grande número de taxa.

Em alguns meses foram encontradas relações positivas entre a profundidade e transparência da água na Lagoa Camargo. Resultados semelhantes foram observados por Moschini-Carlos *et al.* (1998), Costa & Henry, (2002) e Henry *et al.* (2006a) e MORTARI, (2009). Esta variação pode estar relacionada a uma série de fatores como: a influência do rio devido à troca diária de material alóctone, ressuspensão do sedimento no período de seca e o escoamento do material alóctone proveniente da margem no período chuvoso.

Houve na Lagoa do Camargo uma pequena variação da transparência ao longo do estudo. As maiores transparências da água foram observadas nos meses correspondentes a águas baixas (agosto 2009 e maio, junho e julho de 2010). Por outro lado, nos meses onde o Rio cobriu completamente a lagoa, ocorreu menor transparência (setembro 2009 e janeiro e fevereiro 2010), período este de cheia e águas altas. Esta variável nível da água apresentou correlação significativa negativa com a riqueza total de taxa. Isso se deve ao fato de quanto menor o valor da transparência, mais organismos vivem no local, pelo fato de terem valores elevados de matéria orgânica.

Conforme Lewis (1983), lagos tropicais podem ser classificados quanto à temperatura como monomíticos quentes, dimíticos, oligomíticos ou polimíticos.. Para Moschini-Carlos *et al.* (1998), a Lagoa do Camargo apresenta características de um lago

polimítico, ocorrendo constante circulação de massas de água ao longo do ano e com estratificações térmicas diárias temporárias de curta duração. O presente estudo corrobora esta afirmação, uma vez que foi encontrada, na maior parte do ano, tendência à circulação completa na coluna de água e estratificações apenas nos meses de agosto, setembro e outubro de 2009 e fevereiro, junho e julho de 2010.

Em relação à temperatura de fundo da lagoa, os menores valores foram registrados no período de águas baixas. No meio do período de vazante até o final do período de cheia foram registradas as maiores temperaturas da água. Para a superfície da lagoa, os menores valores foram encontrados no mesmo período do fundo, o mesmo aconteceu para os maiores temperaturas. Diferentemente do que foi observado por Granado & Henry (2008), que notaram as temperaturas mais baixas no período da vazante.

Os valores do potencial hidrogeniônico (pH) na superfície da água foram levemente ácidos a neutros; o mesmo aconteceu para o fundo. Os maiores valores para ambos foram registrados em períodos de águas baixas e isso poderiam estar relacionados à pluviosidade baixa no período e aos processos de degradação acentuados de matéria orgânica que ocorrem na lagoa em função da submersão da vegetação e/ou a troca de água com o Rio Paranapanema (THOMAZ *et al.*, 1992; ESTEVES, 1998 e COSTA & HENRY, 2002). As interações da matéria orgânica no solo e nos perfis geológicos levam à formação de ácidos orgânicos livres, que aumentam a acidez do meio aquoso (CUSTODIO & LLAMAS, 1976; STEVENSON, 1982). Da mesma forma, pode estar relacionado com os menores valores, que aconteceram também no período de cheia e com altos valores de pluviosidade, o que pode ter exercido a função de agente diluidor. Esta variável apresentou correlação significativa negativa com a riqueza total de *taxa*.

Segundo Granado (2008), em outubro de 2004, o local de conexão da Lagoa do Camargo com o Rio Paranapanema foi ampliado por um pescador, com objetivo de facilitar a passagem de seu barco. A partir desse momento, a mesma notou as semelhanças entre os três ambientes do estudo (Rio, Lagoa Camargo e Lagoa Coqueiral), em relação às variáveis físicas e químicas da água. Com exceção do oxigênio dissolvido, todas as outras variáveis abióticas não apresentaram diferenças significativas entre o Rio Paranapanema e as lagoas conectadas.

Para Mortari (2009), os baixos valores encontrados para o oxigênio dissolvido em abril/06, fevereiro/07 e março/07 foram semelhantes aos registrados por Fulan & Henry (2007) após um período de cheia extrema. Isso não aconteceu no presente trabalho, pois os menores valores de concentração de oxigênio para superfície e fundo, foram registrados em outubro de 2009, mês com valores elevados de cota, pluviosidade e matéria orgânica. Para os valores mais elevados, Granado & Henry (2008) encontraram maiores valores de oxigênio no período em que a lagoa passou por um estresse ambiental, em consequência da variação de seu volume, alterando-se em período de esvaziamento e enchimento. O presente trabalho encontrou algumas similaridades, pois os valores mais elevados de concentração de oxigênio para superfície e fundo nos meses de junho e julho de 2010, foram assinalados no período de águas baixas, período em que encontramos valores baixos para pluviosidade e matéria orgânica.

O oxigênio apresentou correlação significativa negativa com a riqueza total de *taxa*, e isso se deve ao fato dos organismos não viverem em baixa oxigenação.

A condutividade elétrica é uma medida que se refere ao total de íons dissolvidos na água (ALLAN, 1995). Consitui uma importante variável em estudos limnológicos por fornecer informações sobre o metabolismo do ambiente e sobre fenômenos que

ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1998). O presente estudo apresentou valores que estão dentro da faixa esperada para a bacia do rio Paranapanema que oscila entre 50 e 145 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (NOGUEIRA *et al.*, 2002b), sendo que diferem entre o mínimo de 49 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (dez/09) a 88,16 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (jun/10) para superfície e de 49 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (dez/09) a 88,16 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (jun/10) para o fundo. Os valores mínimos foram observados no final da vazante, e podem estar relacionados com o aumento da pluviosidade, que resultou em maior entrada de água, diminuição das concentrações de íons e, conseqüentemente, na condutividade elétrica, caracterizando um efeito de diluição (POMPÊO *et al.*, 1997; MOSCHINI-CARLOS *et al.*, 1999). Os valores elevados foram registrados no período de águas baixas, e podem estar relacionados à variação do pH, aos processos de degradação acentuados de matéria orgânica que ocorrem na lagoa em função da submersão da vegetação e/ou a troca de água com o Rio Paranapanema (THOMAZ *et al.*, 1992; ESTEVES, 1998; COSTA & HENRY, 2002).

Segundo Amorim *et al.* (2009), os ecossistemas aquáticos são ambientes deposicionais, onde ficam registrados em seus sedimentos os processos que ocorreram em sua bacia de drenagem. Nos últimos anos, tem sido cada vez mais importante a análise do sedimento na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos, pois eles trazem uma significância histórica para a bacia de drenagem. Atualmente, também tem importância reconhecida nos processos de reutilização de materiais autóctone e alóctone e de trocas e/ou interações de diferentes espécies químicas com a coluna d'água e a biota residente (HÅKANSON & JANSSON, 1983; MOZETO & ZAGATTO, 2006).

Através da composição granulométrica dos sedimentos pode-se compreender a hidrodinâmica dos lagos, a qual sofre influências pelas variações hidrológicas dos rios. De acordo com Fidelis *et al.* (2008), a abundância e a diversidade de macroinvertebrados são fortemente influenciadas pelo tipo de substrato.

Na lagoa do Camargo, foi verificada porcentagens da fração Silte e Argila, com valores superiores a 67%. O único mês com maior heterogeneidade foi setembro de 2009, quando ocorreu os maiores valores de matéria orgânica, cotas altimétrica e pluviométrico. Da mesma forma, Davanzo, (2005) em estudo na lagoa do Coqueiral, verificou porcentagens de silte e argila superiores a 70%. Santos & Henry (2001), na represa de Jurumirim (SP), afirmaram que os principais fatores ambientais afetando a comunidade bentônica foram profundidade e composição do sedimento.

A determinação e a interpretação do tamanho da partícula é uma parte fundamental da hidráulica, geomorfologia e sedimentologia. O tamanho do grão do material influencia o processo de sedimentação, capacidade de carreamento, assim como a capacidade do material se ligar aos poluentes, sendo que a área com capacidade potencial de adsorção aumenta significativamente com a diminuição do tamanho da partícula (HÅKANSON & JANSSON, 1983).

A caracterização do material orgânico sedimentar é um fator importante para se conhecer a origem e os processos a que estes ambientes estiveram submetidos em um passado recente ou mais antigo. A matéria orgânica transportada pelos cursos d'água, seja particulada ou dissolvida, pode agregar-se a materiais geológicos, e, deste modo, produzirem ambientes de sedimentação. Ao material geológico associado à matéria orgânica denomina-se sedimento (CUSTODIO & LLAMAS, 1976; STEVENSON, 1982).

A presença de matéria orgânica no solo e no perfil geológico está diretamente relacionada com os processos de humificação e intemperismo químico de minerais formadores de rochas (SPOSITO, 1989; CUSTODIO & LLAMAS, 1976; STEVENSON, 1982; O'NEILL, 1993). Essa matéria orgânica pode levar à formação de biopolímeros e geopolímeros. Os biopolímeros são, em geral, os polissacarídeos, os

polipeptídeos, as ligninas; os geopolímeros são, basicamente, as substâncias húmicas (STEVENSON, 1982).

Hynes (2001) ressaltou que há muitos tipos de matéria orgânica em sistemas lóticos desde a fragmentada fina até árvores inteiras, raízes de plantas, algas filamentosas e animais. Em nosso estudo, de um modo geral, a lagoa do Camargo apresentou sedimentos orgânicos predominantes em quase todos os meses. Fato que aconteceu nos períodos de águas altas, vazante e cheia, onde provavelmente o material alóctone, foi arrastado do Rio para a lagoa. Nota-se também que nesses períodos aconteceram os maiores valores pluviométricos, explicando assim a predominância orgânica em quase todos os meses.

No período de estudo, um ciclo com elevadas quantidades de chuvas ocorreu. Assim, os resultados obtidos no presente trabalho devem refletir nos fatores físicos e químicos e na comunidade bentônica presente, sendo diferente dos resultados obtidos em anos que não apresentaram grandes variações nos níveis pluviométricos. Segundo Prat *et al.* (1992), a composição, abundância e distribuição dos organismos bentônicos podem ser determinadas por diversos fatores como: competição, predação, tipos de substrato, disponibilidade de alimentos, concentração de oxigênio, entre outros.

As lagoas com conexão com o rio são diretamente influenciadas pelas oscilações do nível de água do rio, favorecendo assim, o aumento da diversidade (DAVANSO, 2009).

A fauna de macroinvertebrados bentônicos encontrados na lagoa do Camargo, foi caracterizada por uma lista com baixa riqueza taxonômica, com 15 táxons, composta predominantemente pela ordem Diptera, sendo que a família Chironomidae foi a mais importante em termos de riqueza, seguidas de larvas de Ephemeroptera e oligoquetos.

Diversos autores como (SANTOS & HENRY, 2001; MORETTO *et al.*, 2003, PAMPLIN & ROCHA, 2007; FERRINGTON, 2008; JORCIN & NOGUEIRA, 2008; JORCIN *et al.*, 2009) ressaltam que os grupos Chironomidae e Oligochaeta são reconhecidamente os mais comuns da fauna de invertebrados bentônicos, em diversos ambientes aquático continentais.

De acordo com Suriani *et al.* (2007), entre os macroinvertebrados bentônicos, os Oligochaeta são comuns e abundantes e, algumas espécies são consideradas boas bioindicadoras, especialmente em corpos de água com poluição orgânica. Muitas espécies preferem águas eutrofizadas, vivendo em sedimentos com abundância de matéria orgânica. Foi o que aconteceu no presente estudo, pois o maior número de indivíduos/m², foi encontrado nos meses que tiveram as maiores porcentagens de matéria orgânica.

É importante mencionar que a riqueza taxonômica está subestimada, devido às tradicionais limitações na identificação dos organismos bentônicos até níveis taxonômicos inferiores.

Dentro da família de Chironomidae (Díptera), as espécies com maiores participações foram: *Chironomus gigas* encontrado em grande quantidade e em todos os meses em estudo. Correia & Strixtino (2005) relataram a ocorrência de larvas de *C. gigas* em sedimentos de duas lagoas marginal (Lagoa do Quilômetro e Lagoa do Diogo) e de uma represa (Represa do Beija-flor) de um afluente do Rio Mogi Guaçu, localizados na Estação Ecológica de Jataí.

Os outros dois grupos de Díptera que se sobressaíram pela sua dominância foram *Procladius* sp.2 e *Chaoborus*.

Brandimarte (1999) no reservatório de Paraibuna(SP) encontrou larvas de *Procladius* sp.2 em todas as zonas de seu estudo. Nessimiam *et al.*, (1995), estudando a

fauna de Chironomidae no Brejo-Canal de Itaipuaçu-RJ, também encontrou representantes deste gênero em semelhantes condições e alimentando-se de Cyanophyceae, Desmidiaceae, Diatomaceae, Cladocera e outras larvas de Chironomidae. Segundo Oliveira (2006) *Procladius* sp.2, representou a maior importância numérica, contribuindo mais de 60% da fauna.

Chaoborus são organismos cosmopolitas, que habitam ambientes temperados de altas latitudes como também ecossistemas tropicais (BORKENT, 1993; HALAT & LEHMAN, 1996), São organismos predadores vorazes de outros invertebrados bentônicos mas em especial de zooplâncton, e podem ser encontrados no sedimento durante o dia e na coluna d'água no período noturno (HANEY *et al.*, 1990; HARE & CARTER, 1986; HARE, 1995). Investigando a fauna de macroinvertebrados bentônicos no rio Tietê, Pamplim & Rocha (2007), constataram que a comunidade era composta por 36 *taxa*, sendo que Chironomidae o grupo com maior riqueza, com 21 *taxa*, seguido por Oligochaeta com 10 *taxa* e que *Chaoborus* foi o *taxa* dominante, representando cerca de 70% da fauna bentônica total

A preferência desses organismos por ambientes com baixas concentrações de oxigênio e por zonas mais profundas de lagos e represas tem sido documentada (LAROW, 1970; STRIXINO, 1973; STRIXINO & STRIXINO, 1980; BARKER & WILHM, 1982; RAHEL & NUTZMAN, 1994; RABETTE & LAIR, 1998; CORBI & TRIVINHO- STRIXINO, 2002; JAEGER & WALZ, 2002). O mesmo aconteceu no presente trabalho; com maiores valores de indivíduos/m², foi, os meses com alta profundidade, pluviosidade e matéria orgânica e baixa concentração de oxigênio.

Os táxons que estiveram presentes em todos os meses de coletas, além de *Chironomus gigas*, foram *Branchiura sowerbyi* e *Campsurus*.

B. sowerbyi, apresentou elevadas densidades em todo o ano. Esta espécie tem sido reportada como indicadoras de poluição orgânica, sendo dominantes em ambientes sob estresse ambiental (PAMPLIN *et al.*, 2006; PAMPLIN & ROCHA, 2007; SURIANI *et al.*, 2007). No presente estudo, ocorreu em maior número no período de águas altas, onde se tinha uma grande quantidade de matéria orgânica.

Segundo Takeda *et al.* (2003), as ninfas de Ephemeroptera do gênero *Campsurus* constroem suas tocas em sedimentos finos e, em fases de águas altas, quando as concentrações de oxigênio dissolvido na água das lagoas são baixas. Davanzo & Henry (2007) observaram que o gênero *Campsurus* foi encontrado em maior densidade quando a lagoa do Coqueiral se desconectou do rio e com mais baixa profundidade. No presente estudo, a densidade das larvas de *Campsurus* esteve positivamente correlacionada com a profundidade da lagoa, que variou em função do nível hidrológico ($p < 0,05$). Por outro lado, esteve negativamente correlacionado com temperatura da água e a pluviosidade ($p < 0,05$). Os resultados obtidos evidenciaram que o aumento na abundância está associado à redução do volume da lagoa em época mais fria do ano.

O maior número de ocorrência de macroinvertebrados foi registrado em setembro de 2009, mês de elevado nível hidrométrico, profundidade, de conteúdo de matéria orgânica e sedimento com granulometria mais heterogênea. Segundo Van Den Brink *et al.*, (1994), quando se tem inundações, os macroinvertebrados são varridos dos lagos inundados e atingem o canal principal do rio e ao mesmo tempo outras espécies fluviais são introduzidas nos ambientes lacustres. Isso pode explicar o fato de que no mês de águas altas, foram encontrados baixos valores de riqueza de táxons, pois alguns podem ter sido removidos. A conectividade entre diferentes habitats como Rio e lagoa, pode alterar dispersão e movimento e migração dos organismos desta forma determinar trocas de nutrientes, matéria orgânica e entre os habitats (SHELDON *et al.*, 2002).

De um modo geral, a participação relativa (%) do grau de dominância dos táxons, mostrou poucas diferenças no período de amostragem temporal. A grande maioria dos táxons foi dominante com participação acima de 50%. Somente um táxon, foi ocasional, com 8%. Não ocorreram espécies raras com densidade relativa $<1\%$.

O conhecimento da distribuição das comunidades da zona litorânea no espaço e no tempo e suas relações com as variáveis ambientais, são um importante passo para a compreensão das suas interações (AFONSO, 2002).

No presente estudo, não foi verificado um padrão evidente de variação temporal das assembléias zoobentônicas. Ao longo do estudo os macroinvertebrados não apresentaram ampla variação na riqueza e táxons observados.

Desta forma, são necessários mais estudos na zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim e nas lagoas laterais, para que os conhecimentos científicos sobre a estrutura da fauna bentônica sejam ampliados.

CONCLUSÕES

As questões apresentadas para o presente trabalho foram:

A ocorrência da comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos está relacionada com as alterações no nível hidrológico do Rio Paranapanema? 2) Uma alteração no número de espécies, na diversidade e na abundância total é controlada pelas variações sazonais do nível de água da lagoa e de sua conectividade com o rio?

Os resultados obtidos por este estudo vêm a confirmar a hipótese inicialmente proposta para este trabalho, e permitiu concluir que:

- 1- A variação do volume da lagoa em função do efeito de transbordamento do Rio sobre a Lagoa, ocasionou alterações nas variáveis limnológicas e, devido a estas alterações, foram constatados mudanças nas espécies.
- 2- Houve diferença significativa nos organismos que tiveram influência dos fatores abióticos, tais como nível, transparência, material em suspensão, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e temperatura da água
- 3- Variações na abundância total foram constatadas. Nos meses de maior pluviosidade ocorreram valores de riqueza de gêneros e diversidade elevados, em relação ao período com baixa pluviosidade.
- 4- Foi constatado que de dezembro de 2009 a janeiro de 2010 houve a inundação pelo rio na lagoa, aumentando assim sua profundidade e como consequência maiores densidades de táxons. Quando o nível da lagoa diminuiu, tendo menores

profundidades, registrou-se baixa densidade de indivíduos e grande número de *taxa*.

REFERÊNCIAS

- AFONSO, A.A. de O. 2002. **Relações da fauna associada a *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth com as variáveis abióticas em lagoas laterais de diferentes graus de conexão ao rio Paranapanema (zona de desembocadura na represa de Jurumirim, SP)**, Tese de Doutorado. UNESP, Campus Botucatu. 99p., 2002.
- AGOSTINHO, A. A. ; THOMAZ, S. M. ; VERA, C. V. M. ; WINEMILLER, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: Gopal, B; Junk, W.J.; Davis, J.A.. (Org.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Leinden, the Netherlands: Backhuys, v. 1, p. 89-118.
- ALLAN, J. D. 1995. **Stream ecology: structure and fluctuation of running waters**. London: Chapman e Hall, 388p.
- ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and Riverscapes. The Influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 35: 257-84.
- AMORIM, M. A., MOREIRA-TURCQ, P. F., TURCQ, B. J., CORDEIRO, R. C. Origem e dinâmica da deposição dos sedimentos superficiais na Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil. **Amazonica**, v.39, n.1, p.165-172, 2009.
- ARIAS, A.R.L.; BUSS, D.F.; ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A.F.; FREIRE, M.M.; EGLER, M.; MUGNAI, R. & BAPTISTA, D.F. 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência e Saúde Coletiva** 12: 61-72.
- BAYLEY, P.B. 1995. Understanding Large Rivers – Floodplain Ecosystems. **BioScience** 45: 153-158.
- BEISEL, J. -N.; USSEGLIO-POLATERA, P. & MORETEAU, J. C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. **Hydrobiologia** 422/423:163-171.

- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H. & STANTZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology** 51: 495-523.
- BORKENT, R. 1993. A world catalogue of fossil and extant Corethrellidae na Chaoboridae (Diptera), with a listing of references to Keys, bionomic information and descriptions of each known life stage. **Entomologica Scandinavica**, 24: 1-24.
- BOULTON, A.J. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. **Freshwater Biology** 41: 469-479.
- BOURNAUD, M., CELLOT, B., RICHOUX, P. & BERRAHOU, A. 1996. Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: congruity of patterns for identification to species or family. **J. North Am. Benthol. Soc.**, 15: 232-253.
- BRANDIMARTE, A.L. 1991. **Macrofauna bentônica da zona litoral da Represa de Paraibuna (SP): a influencia de diferentes ecossistemas terrestres perimetrais**. 1991. 161p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BRANDIMARTE, A. L. 1999. Crise da água: modismo, futurologia ou uma questão atual?. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 26, p. 36-42.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, A.L., SHIMIZU, G.Y. 1999. Comunidade de invertebrados bentônicos nas fases pré-e-pós enchimento em reservatórios: Um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). p. 375-408. In: HENRY, R. (Ed) **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. FAPESP/FUNDIBIO, Botucatu, 800p.
- BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M.L. 2004. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (orgs) **Amostragem em limnologia**. São Carlos: Rima, p.213-230.

- BRINCKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. 1933. **Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y centroamerica**. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. J. Maciá, Santo Tome (3016) – Argentina, 1991. p. 207.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. 2003. Bases Conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473.
- CARMO, C.F. 2007. **Influência do aquífero freático na dinâmica de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em lagoas com diferentes características hidrodinâmicas**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- CASANOVA, S. M. C. 2004. **Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera**. 2004. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- CASTRO, P. & ME HUBER. 1997. Marine Biology. WCB McGraw-Hill Co. 450p.
- CÓ, W. L. O. 1994. **Macroinvertebrados bentônicos de uma lagoa da restinga (Lagoa do Milho) no litoral Sul do Espírito Santo**. 1994. 80p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- CORBI, J. J. & S. TRIVINHO-STRIXINO. 2002. Spatial and bathymetric distribution of the macrobenthic fauna of the Ribeirão das Anhumas reservoir (Américo Brasiliense-SP, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 14: 35–42.
- CORREIA, L. C. S & STRIXINO, S. T. 2005. New recors of Chironomus Meigen (Diptera, Chironomidae) in the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, v49(3): 430-433.

- COSTA, M. L. ; HENRY, R. 2002. Biomassa e composição química de *Eichhornia azurea* de três lagoas laterais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim (São Paulo). **Hoehnea** (São Paulo), v. 29, n. n.2, p. 65-77.
- CUSTODIO E. & LLAMAS M.R. 1976. Hidrologia Subterrânea. Ediciones Omega S.A., Barcelona, vol2 DEATH, R. G. & M.J. WINTERBOURN, 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. **Ecology** 76: 1446-1460.
- DAVANSO, R. C. S. 2005. **A Restauração da Biodiversidade Bentônica Após Período Prolongado de Seca em Lagoa Marginal ao Rio Paranapanema na Zona de sua Desembocadura na Represa de Jurumirim São Paulo**, 2005. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- DAVANSO, R. C. S. ; HENRY, R. 2007. Composition and abundance of chironomidae and ephemeroptera in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema river into Jurumirim Reservoir (State of São Paulo). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, p. 131-142.
- DAVANSO, R. C. S. 2009. **Composição e Abundância de Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) Associadas ao Sedimento e a Macrófita Aquática (Salvinia auriculata) em Dois Rios e Duas Lagoas Marginais Com e Sem Conexão Com o Curso de Água**. 2009. 112p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- DE NADAI, R.; HENRY, R. 2009. Temporary fragmentation of a marginal lake and its effects on zooplankton community structure and organization. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, p.819-835.
- DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 153-68.

- DORNFELD, C. B., 2002. **Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana – SP)**. 2002. 206p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- EGLER, M. 2002. **Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação Ambiental de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas (RJ, Brasil)**. Dissertação de mestrado (Pós-graduação em Saúde Pública) Escola Nacional de Saúde Pública, FIOCRUZ, Rio de Janeiro.
- ESTEVES, F.A., 1988, **Fundamentos de Limnologia**. Editora interciência/ FINEP, Rio de Janeiro, 575p.
- ESTEVES, FA. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. 2a ed. Rio de Janeiro: Interciência - FINEP, 602 p.
- FERRINGTON, L.C., 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia** 595: 447-455.
- FEITOSA, M.F.; NOGUEIRA, M.G. & N. C VIANNA, 2006. Transporte de nutrientes e sedimentos no rio Paranapanema (SP/PR) e seus principais tributários nas estações seca e chuvosa. In Nogueira, M.G., R. Henry & A. Jorcin (orgs). **Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª ed. São Carlos: Rima. 435-459.
- FIDELIS, L., NESSIMIAN, J. L., HAMADA, N. 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v.38, n.1, p.127-134.
- FITTKAU, E.J. 1971. Distribution and ecology of Amazonian chironomids (Diptera). **Can. Ent.** V. 103, p.407-413.

- FREIRE, C. F.; 2000. **Impacto de diversos usos do solo sobre o ribeirão Canchim** (CPPSE – EMBRAPA), São Carlos, SP. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de São Carlos. 79p.
- FUKUHARA, H. & SAKAMOTO, M., 1987. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphorus release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. **Oikos** 48: 312-320.
- FULAN, J. A. 2006. **Colonização por larvas de *Eichhornea azurea* (Kunth) na Lagoa do Camargo, lateral ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura do Reservatório de Jurumirim, SP), após episódio de inundação extraordinária.** 2006. Dissertação (Mestrado 193 em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- FULAN, J. A.; HENRY, R. 2007 (a). Distribuição temporal de Odonata (Insecta) associado a na Lagoa do Camargo (lateral ao Rio Paranapanema - SP). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, p. 224-227.
- FULAN, J. A. ; HENRY, R. 2007. The Odonata assemblage on *Eichhornia azurea* stands in Camargo Lake, a lateral lake on the Paranapanema River (São Paulo), after an extreme inundation episode. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, p. 423-431.
- GIGBY, P.G.N.; KEMPTON, R.A. 1987. **Multivariate analysis of ecological communities.** Londres: Chapman and Hall.
- GITTINS, R. 1985. **Canonical analysis:** A Review with applications in ecological. Berlin: Springer Verlag. 347p.
- GRANADO, D.C. 2008. **Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplanctônica na Região de Transição Rio Paranapanema - Reservatório de Jurumirim (SP).** Universidade de São Paulo – USP, São Paulo. [Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental]

- 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 Rivers in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, p. 265-275.
- GUERESCHI, R. M., 2004. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP: subsídios para monitoramento ambiental**. 2004. 82 p. Tese (Doutorado em Ciências com ênfase em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- HÅKANSON & JANSSON, 1983. **Principles of lakes sedimentology**. Berlin: Springer-Verlag. 316pp.
- HALAT, K. M. & J. T. LEHMAN, 1996. Temperature-dependent energetics of Chaoborus populations: hypothesis for anomalous distributions in the great lakes of East Africa. **Hydrobiologia** 330: 31–36
- HARE, L. & J. C. H. CARTER, 1986. The benthos of a natural West African lake, with emphasis on the diel migration and lunar and seasonal periodicities of the Chaoborus populations (Diptera: Chaoboridae). **Freshwat. Biol.** 16: 759–780
- HENRY, R. 2005. The connectivity of the Paranapanema river with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n.1, p 57-69.
- HENRY, R. 2009. Annual changes in sediment entrapment efficiency in lakes lateral to a river (Paranapanema River, São Paulo, Brazil).. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 25-34.
- HENRY, R.; MARICATO, F. E. 1996. Sedimentation rates of tripton in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Limnológica**, v. 26, n.1, p. 15 – 25.
- HENRY, R., SANTOS, A.A.N. & CAMARGO, Y. R. 1999. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos Rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua

- exportação na Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: Henry, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** : Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, p. 689 – 710.
- HENRY, R.; PANARELLI, E. A.; CASANOVA, S. M. C.; SUIBERTO, M.R.; AFONSO, A.A. de O. 2005. Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o Rio Paranapanema na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim. In: Nogueira, M.G., Henry, R. & Jorcín, A. (orgs.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** Editora Rima, São Carlos, pp 57-82.
- HENRY, R.; USHINOHAMA, E.; FERREIRA, R.M.R. 2006(a) Fitoplâncton em três lagoas marginais ao Rio Paranapanema em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Revista Brasil. Bot.**, v. 29, n. 3, p. 399-414.
- HENRY, R.; PANARELLI, E.A.; CASANOVA, S.M.C.; SUIBERTO, M.R.; AFONSO, A.A.O. 2006(b) Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. In: NOGUEIRA, M.G; JORCIN, A.; HENRY, R. (eds). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** 2. ed., São Carlos: Rima.
- HENRY, R. & SANTOS, C.M. 2008. The importance of excretion by *Chironomus* larvae on the internal loads of nitrogen and phosphorus in a small eutrophic urban reservoir. **Braz. J. Biol.** 68(2): 349-357.
- HENRY, R.; PANARELLI, E. A.; CASANOVA, S. M. C.; GRANADO, D. C.; MORTARI, R. C.; ABRA, J. 2011. Plankton richness and abundance in several different hydrological situations in lakes lateral to a river: a case study in mouth zone of a tributary into a tropical river. **Oecologia Australis**, v.15, p. 537-558.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist**, 113, 81-101.

- HYNES, H. B. N. 2001. **The Ecology of Running Waters**. 1. ed. (1970). Ontario: The blackburn press. 555 p.
- JORCIN, A. & NOGUEIRA, M.G. 2008. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.** 68(4): 1013:1024.
- JORCIN, A., M.G NOGUEIRA & R. Belmont, 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.
- JUNK, W. J. 1980. Áreas inundáveis – Um desafio para a Limnologia. **Acta Amazônica**, 10: 775 – 795.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. **Can. Special Pub. Fish. Aquatic Sci.**, Ottawa, v. 106, p. 110-127.
- KARR, J.R. 1999. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology** 41: 221-234.
- KATANO, I.; NEGISHI, J.N.; MINAGAWA, T.; DOI, H.; KAWAGUCHI, Y. & KAYABA, Y. 2009. Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities: effects of a dam and a tributary. **J.N. Am. Benthol. Soc.** 28(2): 331-351.
- KREBS, C.J. 1999. **Ecological methodology**. 2a ed. California: Benjamin/Cummings, 620p.
- KULMAN, M.L. 1993. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa de Paraibuna (SP)**. 1993. 158p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LEWIS, WM. Jr. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 40: 1779-1789.

- LOPRETTO, E.C. & G. TELL. 1995. **Ecosistemas de aguas continentals: metodologias para su estudio**. Argentina, Ed. Sur. Tomo III, 1397p.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. 1975. **Fish Communities in Tropical Freshwaters: Their Distribution, Ecology and Evolution**. London: Longman 337p.
- MARCHANT, R., BARMUTA, L.A. & CHESSMAN, B.C. 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria. Australia. **Mar Freshwater Res.**, 46: 501-506.
- MARQUES, M.G.S.M.; FERREIRA, R.L. & BARBOSA, F.A.R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 203-210.
- MARTINS, G. M. & HENRY, R., 2004. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). In: CHELAPPA, S. & PASSAVANTE, J. Z. O. **Ecologia Aquática Tropical**. Natal: Ed. ServGraf. p. 53-72.
- McCULLOUGH, J.D. & JACKSON, D.W. 1985 Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of a subtropical reservoir. **Rev. Gesamten Hydrobiol.** v.70, n.2, p. 221-235.
- MCDONALD, S.; BISHOP, A.G.; PRENZLER, P.D. & ROBARDS, K. 2004. Analytical chemistry of freshwater humic substances. **Analytica Chimica Acta**, 527: 105-124.
- MERRITT, R.W. & K.W. CUMMINS. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall/Hunt, 3 ed., 722p.
- METCALFE, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution** 60: 101-139.

- METZGER, J. P. 1999 Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463.
- MORETTO, E.M. & NOGUEIRA, M.G. 2003. Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita Reservoir (São Paulo – Brasil). **Acta Limnol. Brasil**. 15(1): 27 -39.
- MORTARI, R. C. 2009. **Distribuição Espaço-Temporal de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) em uma lagoa subtropical lateral ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim/SP)**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- MOSCHINI-CARLOS, V., POMPÊO, ML. & HENRY, R. 1998. Caracterização limnológica de uma baía marginal ao rio Paranapanema (zona de desembocadura na represa de Jurumirim, SP). **Acta Limnol. Bras.**, vol. 10, no. 2, p. 1-19.
- MOSCHINI-CARLOS, V; POMPÊO. M.L.M. & HENRY, R. 1999. Dinâmica da comunidade perifítica na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, Represa de Jurumirim, SP. In: Henry, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. : Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, p. 713 – 734.
- MOZETTO, A.A. & P.A. ZAGATTO, 2006. Introdução de Agentes Químicos no Ambiente. In Zagatto, P.A. & E. Bertoletti (eds). **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. São Carlos: RIMA. P.15-38.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. 2010. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1. Ed. – Rio de Janeiro : Technical Book. 176p.
- NEIF , J. J.; POI DE NEIF , A. S. G. 2003. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants. In: Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (Eds.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, p. 39-58.

- NESSIMIAN, J. L. & SANSEVERINO, A. M. 1995 Structure and dynamics of Chironomid fauna from a sand marsh in Rio de Janeiro state, Brazil. **Study on Neotropical Fauna and Environment**, v. 30, n.4, p. 207-219.
- NESSIMIAN, J. L., 1995a. Composição da fauna de invertebrados de um brejo entre dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliense** 7: 41-59.
- NESSIMIAN, J. L., 1995b. Abundancia da fauna de macroinvertebrados de um brejo entre dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia** 55: 661-683.
- NIEMI, G.J. & MCDONALD, M.E. 2004. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 35: 89-111.
- NOGUEIRA, M.G., JORCIN, A.; VIANNA, N.C. & BRITTO, Y.C.T. 2002b. A two year study on the limnology of a cascade reservoir system in a large tropical river in Southeast Brazil. 4th International conference on reservoir limnology and water quality. August 12-16. **Ěeské Budjovice. Extended abstracts**. 254-257
- OLIVEIRA, L. G. 2006. Trichoptera. In: COSTA, C., IDE, S. e SIMONKA, C. E. (eds.) **Insetos Imaturos. Metamorfose e identificação**. Holos, Editora. Ribeirão Preto.
- PAMPLIN, P. A. Z. 1999. **Avaliação da qualidade ambiental da Represa de Americana (SP – Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos**. 111p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- PAMPLIM, P. A. Z., ALMEIDA, T. C. M., ROCHA, O. 2006. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v.18, n.2, p.121-132.

- PAMPLIN, P. A. Z. & ROCHA, O. 2007. Temporal and bathymetric distribution of benthic macroinvertebrates in the Ponte Nova reservoir, Tietê river (Sao Paulo, Brazil). **Acta Limnologia Brasiliensia**. 19(40):439-452
- PANARELLI, E. A. 2004. **Flutuações mensais da comunidade zooplanctônica e dinâmica das populações de Cladocera em três lagoas marginais, na região de transição rio Paranapanema – represa de Jurumirim (SP)**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- PENNAK, R.W. 1978. **Freshwater Invertebrates of the United States** New York, John Wiley & Sons, 2nd ed., 803 p.
- POMPÊO, M. L. M. et al. 1997. O papel da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock na caracterização física e química da água na zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim. *Braz. J. Ecology*, v.1, n. 2, p. 44-53, 1997. PRAT, N.; REAL, M.; RIERADEVALL, M. 1992. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. **Limnética**, v. 8, p. 221-229.
- PRAT, N.; REAL, M. & RIERADEVALL, M. 1992. Benthos of Spanish Lakes and Reservoir. **Limnetica**, 8: 221-229.
- REICE, S.R. & WOHLBERG, M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic process: measures for assessment of ecosystem health, p.287-305. In: Rosenberg. D.M. & Resh, V.H. (eds.) 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York.
- REISS, F. 1977. Qualitative and quantitative investigations on the macrobenthic fauna of central Amazon lakes. I. Lago Tupé, a Black water lake on the lower Rio Negro. – **Amazoniana**, v.6, n.2, p. 203-235.
- RESH, H.V.; JACKSON, J.K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Kluwer Academic Publishers, 2001, p. 195-233

- ROCHA, A.A. 1972. **Estudo sobre a fauna bentônica da Represa de Americana no Estado de São Paulo**. 1972. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 65p.
- RODRIGUES, M. H. S. 2003. **Limnologia, análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e bioensaios de toxicidade para avaliação ambiental dos reservatórios em cascata do médio e baixo Tietê (SP)**. 2003. 205p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- ROLDÁN, G.P. 2003. **Bioindicacións de La calidad del agua em Colombia**: Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Ciência y Tecnologia, Editorial Universidad de Antioquia, Colômbia, 170p.
- ROLDÁN, G.P. 2006. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de La calidad del agua In: Tundisi et AL. (Eds.) **Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle**. Instituto Internacional de Ecologia (IIE), São Carlos, SP, p. 255-271.
- SAETHER, O.A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. **Holarctic Ecology**, 2: 65-74.
- SANTOS, C. M., HENRY, R. 2001. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Acta Limnolia. Brasiliensia.**, v.13, n.2, p.99-115.
- SHELDON, F., BOULTON, AJ. and PUCKRIDGE, JT., 2002. Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a Central Australian arid-zone river, Cooper Creek. **Biological Conservation**, vol. 103, no. 1, p. 13-31.

- SHIMIZU, G.Y. 1978. **Represa de Americana: Aspectos do bentos litoral**. 1978. 148p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SHIMIZU, G.Y. 1981. **Represa de Americana: um estudo de distribuição batimétrica da fauna bentônica**. 1981. 117p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SILVEIRA, M. P. 2001. **Estudo da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macae, Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós Graduação em Ecologia) UFRJ - Rio de Janeiro.
- SILVEIRA, M. P. 2004. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. Jaguariúna**. Embrapa, Meio Ambiente. Documento, 36. p.
- SORIANO, A. J. S. 1997. **Distribuição espacial e temporal de invertebrados bentônicos da represa de Barra Bonita (SP)**. 1997. 149p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- SPERLING, E.V. 1999. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG.
- STEVENSON, F. J. 1982. Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. **John Wiley and Sons**, New York. 443 p
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas. ILEC, IIE, 2000. v.9, p 258.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 213-288.

- STRIXINO, G.B.M.A. 1971. **Ensaio para um estudo ecológico da fauna bentônica da Represa de Americana (Estado de São Paulo)**. 1971. 42p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- STRIXINO, G.B.M.A. 1973. **Sobre a ecologia dos macroinvertebrados do fundo, na represa do Lobo**. 1973. 188p. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- STRIXINO, G e S. T. STRIXINO. 1980. Macroinvertebrados do fundo da represa do Lobo (Estado de São Paulo – Brasil). I. Distribuição e abundância de Chironomidae e Chaoboridae (Diptera). **Trop. Ecol.**, Varanas, v.21, n.1, p 16-23.
- STRIXINO, G e S. T. STRIXINO. 1982. Macrobentos da represa do Monjolinho (São Carlos – SP). **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, v.42, n.1, p 165-170.
- SOUZA, W. P., 1985. Disturbance and patch dynamics on rocky intertidal shores. In: S. T. A. Pickett & P. S. White (eds), **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, San Diego, USA: 101-124.
- SUIBERTO, M.R. 2005. **Distribuição espacial e temporal do ictioplâncton na sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim, SP**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- SURIANI, A. L., FRANÇA, R. S., PAMPLIM, 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.**, v.19, n.4, p.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 tropic conditions in southern Brazil reservoirs. **Acta Limnol. Bras.** 30(1): 5-13.

- TAKEDA, A. M., SOUZA-FRANCO, G. M., MELO, S. M., MONKOLSKI, A. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: THOMAZ, S. M., BINI, L. M., (eds) **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: UEM, p. 243-260.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HEINEN, K.; MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573.
- THOMAZ, SM., LANSAC-TÔHA, FA., TOBERTO, MC., ESTEVES, FA. & LIMA, AF. 1992. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the high rio Paraná, state of Mate Grosso do Sul, Brazil. **Rev. Hydrobiol. Trop.** 25(4): 269-276.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. (1997). Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: Eduem, 1997. p. 73 - 102.
- THOMAZ, S.M; PAGIORO, TA; BINI, L.M; ROBERTO, M.C; ROCHA, R.R.A. 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels; Chapter 4. In: **The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation**. THOMAZ, SM; AGOSTINHO, AA.; HAHN, NS. (eds). Backhuys Publishers: Leiden; 75-102
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. & BOZELLI, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, 579: 1-13.
- THURMAN, E.M. 1985. **Organic geochemistry of natural waters**. Martinus Nijhoff/Dr. Junk, Netherlands. 497p.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose de gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1995. p. 227.

- TUNDISI, J. G. Limnologia e manejo de represas. São Paulo: **Academia de Ciências de São Paulo**, 1988. Cap.1, p. 1-77.
- TUNDISI, J. G., 2003. **Água no século XXI: Enfrentamento a escassez**. São Carlos: Rima; Instituto Internacional de Ecologia. 248p.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 632 p.
- TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. 1999. **Theoretical basis for reservoir management**. In Theoretical reservoir ecology and its applications. (J.G. Tundisi & M. Straskraba, eds.). International Institute of Ecology, São Carlos and Backhuys Publishers, AH Leiden, p.505-528.
- TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI & CALIJURI, M.C. 1993. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In Straškraba, M.; Tundisi, J.G. & Duncan, A. (eds). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p.25-55.
- VAN DEN BRINK, F. W. B., BELJAARDS, M. J., BOOTS, N. C. A., VAN DER VELD, G. Macrozoobenthos abundance and community composition in three lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes. **Regul. Rivers Res. Manag.**, v.9, p.279-293, 1994.
- WARNICK, W.F., 1992, The effect of trophic contaminant interactions on chironomid community structure and succession (Diptera: Chironomidae). **Journal Aquatic Ecol.**, 26 (2-4): 563-575.
- WOOD, E. 1987. **Subtidal Ecology**. Edward Arnold Ltd. London, 125p.
- YAMAMOTO, K.C.; SOARES, M.G.M. & FREITAS, C.E.C. 2004. Alimentação de *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. **Acta Amazonica**, 34(4): 653 – 659.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4 a ed. New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 663p
+212App