

A biodiversidade bentônica em lagoa marginal ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura, na represa de Jurumirim

Rosemary Cristina Souza Davanzo¹ e Raoul Henry^{2*}

¹Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração Zoologia, Universidade Estadual Paulista, Distrito de Rubião Junior, s/n, Cx. Postal 510, 18618-000, Botucatu, São Paulo, Brasil. ²Universidade Estadual Paulista, Distrito de Rubião Junior, Botucatu, São Paulo, Brasil. *Autor para correspondência. e-mail: rhenry@ibb.unesp.br

RESUMO. O presente trabalho teve como objetivo principal verificar a biodiversidade bentônica em áreas do fundo da lagoa do Coqueiral, zona de desembocadura do rio Paranapanema, na represa de Jurumirim, Estado de São Paulo. Foram selecionados dezoito pontos de amostragem, englobando áreas rasas e áreas profundas. As coletas foram feitas em intervalos trimestrais ao longo de um ano; também foram analisadas as variáveis físicas e químicas da água (nível, transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica). Amostras do sedimento, para análise da fauna e de fatores abióticos (granulometria e conteúdo orgânico), foram recolhidas em triplicatas, utilizando como coletor a draga de Petersen. O material foi triado e analisado sob microscópio estereoscópico. Contagem e identificação dos organismos foram realizadas, e densidade, abundância relativa, riqueza taxonômica e índice de dominância foram calculados. A análise revelou uma fauna com baixa diversidade e a dominância de Chironomidae e Ephemeroptera. Domínio de Ephemeroptera, constituído por *Campsurus*, ocorreu no período mais quente do ano e com baixa profundidade da lagoa. A distribuição dos organismos teve como principais fatores determinantes profundidade, transparência, pH e temperatura da água. Na comparação feita entre áreas rasas e profundas, foi observada uma menor densidade de organismos nas regiões profundas.

Palavras-chave: biodiversidade, bentônica, lagoa do Coqueiral, rio Paranapanema, São Paulo.

ABSTRACT. The benthic biodiversity in a lake marginal to the Paranapanema river in its mouth zone into Jurumirim reservoir. Coqueiral lake is a marginal lake located at the southeast São Paulo State, in the mouth zone of the Paranapanema river into Jurumirim Reservoir and it has high connectivity with the Paranapanema river. This work aimed to verify the benthic biodiversity in areas of the lake bottom. 18 sampling sites in the lake were selected, including shallow and deep areas. The samples were taken every three months during one year. Physical and chemical water variables (level, transparency, dissolved oxygen, pH, and electric conductivity) were analyzed. Sediment samples were picked up in triplicate for fauna and abiotic factors analysis (granulometric composition and sediment organic content), using Petersen dredge. The material was sorted out and analyzed under stereoscopic microscope. Counting and identification of the organisms were accomplished and diversity, relative abundance, taxonomic richness and dominance index were calculated. The analysis revealed a fauna with low species diversity and, with Chironomidae and Ephemeroptera dominance. Ephemeroptera, *Campsurus*, dominated in the hottest period and with low lake depth. Organisms' distribution had as main factors depth, transparency, pH, and water temperature. In the comparison between shallow and deep areas, a small density of organism in the deep regions was observed.

Key words: biodiversity, benthic, Coqueiral lake, Paranapanema river, Jurumirim reservoir.

Introdução

A maioria dos rios de grande ou médio porte possui áreas alagáveis adjacentes que, em conjunto com a calha principal, constituem os sistemas denominados rios-planícies de inundação. Em regiões tropicais, os sistemas rios-planícies de inundação apresentam uma variação temporal nos fatores físicos, químicos e bióticos. Essas

variações ocorrem devido às alterações dos níveis hidrológicos, englobando, assim, uma fase de inundação e outra fase de seca. As oscilações dos níveis hidrológicos podem afetar diretamente a profundidade dos ambientes lênticos laterais, ocorrendo então mudanças nas características limnológicas (Thomaz *et al.*, 1997).

O pulso de inundação é considerado o fator mais

importante que afeta a organização das comunidades e a composição das espécies bentônicas nas planícies (Takeda, 1999). Também é considerado um distúrbio capaz de gerar modificações no substrato; em consequência, pode ocasionar mudanças estruturais na comunidade macrobentônica (Alves e Strixino, 2000). Além disso, é citado como o principal parâmetro ambiental afetando a existência, a produtividade e as interações na biota nos ecossistemas lênticos e lóticos. Durante as inundações, os macroinvertebrados são removidos dos lagos inundados e atingem o canal principal do rio; ao mesmo tempo, espécies fluviais são introduzidas nos ambientes lacustres (Van Den Brink *et al.*, 1994). A conectividade entre diferentes habitats pode ter influências distintas entre metapopulações, alterando dispersão, movimento e migração dos organismos. Também pode determinar trocas de nutrientes, matéria orgânica e outras substâncias entre habitats (Sheldon *et al.*, 2002).

Segundo Kownacki *et al.* (2000), a composição da fauna bentônica em ambientes aquáticos depende principalmente de fatores ecológicos, tais como tipo de substrato, estado trófico da água e hidroperíodo. O desaparecimento completo da água e a exposição do sedimento da lagoa podem limitar o número de espécies características do lago.

Segundo Hirabayashi e Hayashi (1994), a concentração de oxigênio dissolvido na água é essencial na determinação da distribuição de macroinvertebrados, pois menor densidade ocorre em regiões muito profundas, visto haver espécies tolerantes à baixa concentração de oxigênio. A fauna bentônica muda significativamente com o nível hidrológico do rio e com a concentração de oxigênio. Em lagoa marginal ao Rio Paraná, observou-se um aumento da diversidade e da abundância da fauna bentônica nos períodos de águas altas e, nos períodos de águas baixas, verificou-se um déficit de oxigênio dissolvido, juntamente com uma redução acentuada na diversidade e na abundância das espécies (Bechara e Andreani, 1989). A abundância dos invertebrados bentônicos é então estreitamente relacionada aos períodos hidrológicos e à diminuição de oxigênio (Poi de Neiff, 2003).

Os macroinvertebrados bentônicos têm sido os organismos aquáticos mais estudados como indicadores biológicos para avaliar a qualidade da água, pois são sensíveis à poluição e a mudanças no habitat (Callisto *et al.*, 2001); possuem ciclo de vida longo, pouca mobilidade, são tolerantes a condições ambientais extremas, ocupam uma posição central

na rede trófica (Chalar, 1994). Assim, são considerados bons indicadores da rede trófica de lagos (Prat *et al.*, 1992). São também usados como indicadores de alteração no processo geomorfológico em rios (Stevaux e Takeda, 2002). Em ambientes com poluição, pode ocorrer uma redução do número de táxons presentes e um aumento de táxons tolerantes (Chalar, 1994), pois as espécies possuem níveis diferentes de tolerância a poluentes (Callisto e Esteves, 1998).

Os macroinvertebrados bentônicos têm um papel importante no metabolismo de ecossistemas aquáticos (Pereira e De Luca, 2003), atuando na transformação de matéria e fluxo de energia em rios e em lagos (Marques *et al.*, 1999).

O presente trabalho procura verificar a composição e a abundância da fauna bentônica em áreas do fundo da Lagoa do Coqueiral (zona de desembocadura do Rio Paranapanema, na Represa de Jurumirim, Estado de São Paulo).

Material e métodos

Área de estudo

A Lagoa do Coqueiral é uma lagoa marginal, localizada na parte sudeste do Estado de São Paulo, na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, na Represa de Jurumirim (Figura 1). Possui elevada conectividade com o Rio Paranapanema, com grande intercâmbio de água (Henry, 2005).

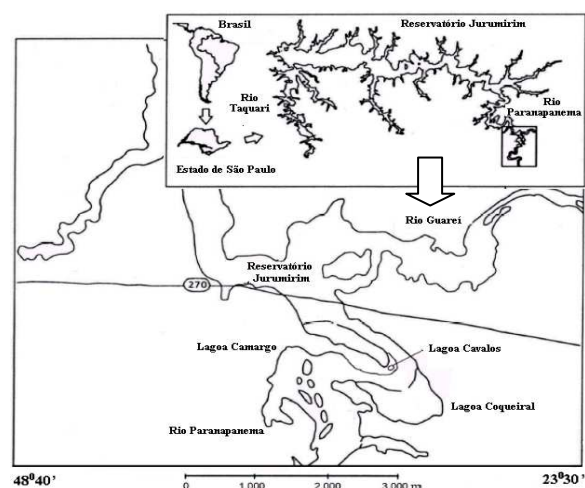


Figura 1. Localização da Lagoa do Coqueiral, Estado de São Paulo.

Dezoito pontos de coleta foram selecionados, englobando áreas rasas (pontos 1 a 8) e áreas profundas (pontos 9 a 18) (Figura 2). Trimestralmente (de abril de 2002 a janeiro de 2003), foram recolhidas três amostras de sedimento

para a análise da fauna bentônica e três para a composição granulométrica e conteúdo orgânico em cada ponto. As coletas foram efetuadas em dois meses do período seco (abril e julho de 2002) e em dois meses de período chuvoso (outubro de 2002 e janeiro de 2003), com nível de água mais elevado no primeiro do que no segundo período do ano (Figura 3).

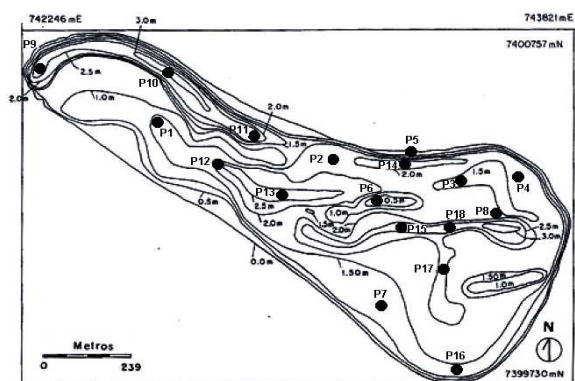


Figura 2. Mapa de localização dos pontos de coleta da Lagoa do Coqueiral, Estado de São Paulo.

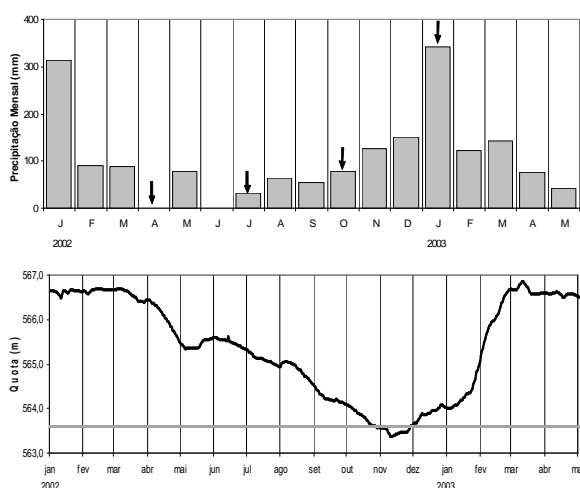


Figura 3. Precipitação e quota do rio Paranapanema, Estado de São Paulo, no período de janeiro de 2002 a maio de 2003. A linha cinza representa o nível de água do rio Paranapanema quando em conexão com a lagoa do Coqueiral, > 563,60 m; as setas, os meses do ano em que foram efetuadas as coletas.

Em cada local, foram medidos os seguintes elementos: a profundidade; a temperatura da água (média na coluna) com termistor Toho Dentam; a transparência da água com disco de Secchi; o teor de oxigênio dissolvido na água (método de Winkler, modificado pela adição da azida segundo Golterman e Clymo, 1969); a condutividade elétrica (com condutivímetro Hach Mod. 2511) e o pH da água (com pHmetro Micronal Mod. 322) na superfície e no fundo. A composição granulométrica do sedimento foi determinada

segundo a escala de Wentworth (Suguio, 1973) e o conteúdo de matéria orgânica, por perda por ignição (550°C / 1 hora).

Parâmetros biológicos

Amostras de sedimento foram coletadas com draga de Petersen (área de pegada de 420,0 cm²). Pré-triagem foi feita no campo por meio da lavagem das amostras em rede de 250 µm. A seguir, a fauna foi fixada em formol 4% e corada com Floxina B (Mason Jr. e Yevich, 1967). A triagem foi feita sob microscópio estereoscópico e a identificação dos organismos foi realizada utilizando-se as chaves encontradas em Merrit e Cummins (1996), Trivinho-Strixino e Strixino (1995), Brinkhurst e Marchese (1991), Pennak (1978). Os organismos encontrados estão depositados na coleção do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências de Botucatu, Estado de São Paulo.

Foram determinadas a densidade de indivíduos por m² (N), usando-se o valor cumulativo das três unidades amostrais; a abundância relativa (%) de cada grupo obtido e a riqueza de grupos taxonômicos (S) de cada ponto amostrado. O índice de abundância relativa foi avaliado segundo a nomenclatura apresentada por McCullough e Jackson (1985), em que onde foram considerados dominantes os grupos com abundância 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%.

Análise estatística

A comparação entre o número total de indivíduos e de grupos taxonômicos entre áreas rasas (pontos 1 a 8) e profundas (pontos 9 a 18) foi realizada por meio de análise de variância usando um modelo hierárquico para testar o efeito de tipo de local, dentro de cada mês de coleta. Dados transformados ($\sqrt{x + 1}$) foram usados para satisfazer as premissas de homogeneidade de variâncias e normalidade (Zar, 1999).

Para examinar a relação entre as variáveis ambientais e a abundância dos vários táxons, foi utilizada a análise de correlação canônica. Os dados das abundâncias foram expressos em termos de frequências relativas, ou seja, $fr_{ij} = n_{ij}/n_i$, onde n_{ij} é o número de indivíduos capturados na coleta i e pertencentes ao táxon j e n_i é o total de indivíduos capturados na coleta i . A análise de correlação canônica foi iniciada calculando-se o primeiro par de escores para cada coleta, um para resumir as variáveis ambientais (W) e outro para resumir as variáveis bióticas (V), de forma que a correlação entre esses dois escores seja máxima (coeficiente de correlação canônica). O primeiro par de variáveis canônicas é o que mais explica as inter-

relações entre meio biótico e abiótico. O segundo passo foi calcular um segundo par de variáveis canônicas que irá complementar a explicação das inter-relações. Calculou-se, também, as correlações entre as variáveis originais e as variáveis canônicas para explorar a influência das mesmas na ordenação (Gigby e Kempton, 1987; Gittins, 1985).

Resultados e discussão

Profundidade

A Lagoa do Coqueiral apresentou grande variação em sua profundidade durante o estudo (Tabela 1). De abril para outubro de 2002, houve uma diminuição do nível da água, observando-se um leve aumento do nível da água apenas no mês de janeiro de 2003. Nos 18 pontos, a profundidade variou entre o máximo de 3,70 m (em abril de 2002, no ponto 13) e o mínimo de 0,10 m (em outubro de 2002, no ponto 05).

Transparência da água

Durante o ano de estudo, foram observados maiores valores médios de transparência da água, na Lagoa do Coqueiral, na época em que tinha maior profundidade. Em outubro e janeiro, quando a profundidade da lagoa (média dos pontos nas duas áreas) era menor comparada com os outros meses, obteve-se menor valor médio de transparência da água (Tabela 1). Nos 18 pontos amostrados, a transparência variou durante o ano entre o máximo de 1,72 m, referente a abril de 2002 (ponto 12), e o mínimo de 0,10 m, referente a outubro de 2002 (ponto 5).

Temperatura da água

Nos meses de abril e outubro de 2002 e janeiro de 2003, os valores da temperatura da água foram relativamente elevados (acima de 23°C), enquanto em julho, a temperatura da água foi mais baixa (16 – 17°C) (Tabela 1).

Oxigênio dissolvido

Foi observado tanto para a superfície quanto para o fundo da lagoa um aumento do valor de oxigênio dissolvido do mês de abril (2,63 mg L⁻¹, valor médio na superfície e 1,13 mg L⁻¹, valor médio no fundo) para julho (4,11 mg L⁻¹, valor médio na superfície e 3,83 mg L⁻¹, valor médio no fundo) e outubro (5,14 mg L⁻¹, valor médio na superfície e 4,34 mg L⁻¹, valor médio no fundo) (Tabela 1). No mês de janeiro de 2003, observou-se um pequeno decréscimo do valor de oxigênio dissolvido tanto para a superfície quanto para o fundo da lagoa (4,03 mg L⁻¹, valor médio na superfície e 3,13 mg L⁻¹, valor

médio no fundo) comparado com os meses de julho e outubro de 2002.

pH

Em abril, a água da Lagoa do Coqueiral apresentou-se levemente ácida, com valores médios de 6,14 na superfície e 6,16 no fundo (Tabela 1). Uma leve diminuição da acidez ocorreu em julho, com valores médios de 6,47 na superfície e 6,49 no fundo, quando houve uma redução no nível da água. Em outubro de 2002 e janeiro de 2003, quando a lagoa sofreu uma redução maior ainda na profundidade, obteve-se pH neutro da água tanto da superfície quanto do fundo da lagoa. Em outubro de 2002, foram obtidos valores médios de 7,38 na superfície e 7,30 no fundo e, em janeiro de 2003, valores médios de 7,05 de superfície e 7,07 de fundo.

Condutividade elétrica

Em todo o período de estudo, o maior valor de condutividade elétrica registrado na Lagoa do Coqueiral foi de 285 µS cm⁻¹ e o menor, de 50 µS cm⁻¹.

Podemos também observar que os maiores valores médios de condutividade elétrica foram detectados no fundo da lagoa, com 74, 95 e 68 µS cm⁻¹ nos meses de abril e julho de 2002 e janeiro de 2003, respectivamente, e os menores valores médios encontrados na superfície da lagoa, com 62, 83 e 63 µS cm⁻¹, nos mesmos meses respectivos. Em outubro de 2002, podemos observar que um menor valor médio de condutividade elétrica foi encontrado para o fundo da lagoa (81 µS cm⁻¹) e um maior valor médio de condutividade elétrica na superfície da lagoa (84 µS cm⁻¹) (Tabela 1).

Matéria orgânica do sedimento

Os valores mais elevados de conteúdo orgânico no sedimento foram de 31,43% (ponto 18), 16,10% (ponto 15), 13,39% (ponto 18) e 13,99% (ponto 16), e os menores foram 6,88% (ponto 10), 8,58% (ponto 9), 9,73% (ponto 9) e 8,00% (ponto 9), referentes aos meses de abril de 2002, julho de 2002, outubro de 2002 e janeiro de 2003, respectivamente. O valor médio para os pontos de coleta foi de 12,06% em abril de 2002, 12,23% em julho de 2002, 11,82% em outubro de 2002 e 11,68% em janeiro de 2003 (Tabela 1).

Granulometria

Todos os pontos amostrados continham porcentagens da fração silte e argila superior a 70% em todo o ano de estudo. As frações de areia, representadas em maior quantidade, foram areia fina e areia muito fina (Tabela 1).

Tabela 1. Variação dos valores médios, desvio padrão e amplitude de variação dos fatores abióticos obtidos na Lagoa do Coqueiral durante todo período de estudo (abril, julho, outubro de 2002 e janeiro de 2003) nas áreas rasas (pontos 1 a 8) e profundas (pontos 9 a 18).

Fatores Abióticos	Área Rasa				Área Profunda			
	Abril	Julho	Outubro	Janeiro	Abril	Julho	Outubro	Janeiro
Profundidade (m)	1,96 ± 0,53 1,10 - 2,60	0,93 ± 0,35 0,20 - 1,30	0,17 ± 0,06 0,10 - 0,20	0,63 ± 0,32 0,40 - 1,00	3,05 ± 0,54 1,70 - 3,70	1,77 ± 0,32 1,08 - 1,83	0,92 ± 0,44 0,20 - 1,50	0,97 ± 0,26 0,40 - 1,30
Transparência (m)	1,11 ± 0,11 0,99 - 1,28	0,87 ± 0,28 0,20 - 1,05	0,17 ± 0,06 0,10 - 0,20	0,29 ± 0,04 0,25 - 0,33	1,21 ± 0,38 0,73 - 1,72	1,10 ± 0,12 0,88 - 1,30	0,53 ± 0,17 0,20 - 0,72	0,30 ± 0,07 0,22 - 0,43
Temperatura (°C)	23,41 ± 0,68 22,46 - 24,38	16,66 ± 0,52 15,70 - 17,27	24,98 ± 1,12 23,70 - 25,77	31,11 ± 1,82 29,04 - 32,43	22,97 ± 0,40 22,40 - 23,58	17,06 ± 0,82 15,54 - 17,92	23,03 ± 1,94 21,52 - 26,50	29,92 ± 0,88 28,48 - 31,20
Oxigênio Dissolvido (fundo) (mg L ⁻¹)	2,41 ± 1,11 0,66 - 7,07	4,25 ± 2,35 1,72 - 9,02		3,10 ± 1,00 1,98 - 3,92	0,98 ± 1,11 0,00 - 5,98	3,34 ± 1,68 1,16 - 5,08	4,34 ± 2,35 1,15 - 7,34	3,14 ± 0,99 1,12 - 4,06
pH (fundo)	6,35 ± 0,14 6,10 - 6,50	6,49 ± 0,16 6,35 - 6,70		7,12 ± 0,12 7,05 - 7,25	6,02 ± 0,29 5,65 - 6,50	6,49 ± 0,19 6,30 - 6,85	7,30 ± 0,18 7,00 - 7,60	7,05 ± 0,09 6,95 - 7,20
Condutividade Elétrica (fundo) (μS cm ⁻¹)	60,988 ± 6,574 51,150 - 68,600	112,994 ± 76,349 76,100 - 285,570		65,790 ± 14,781 56,070 - 82,800	85,010 ± 25,704 52,250 - 128,250	83,527 ± 4,718 77,945 - 91,770	81,743 ± 12,633 65,100 - 99,750	69,177 ± 18,071 54,900 - 99,000
Matéria Orgânica (%)	11,04 ± 1,37 9,39 - 12,97	11,87 ± 1,24 10,01 - 13,49	11,55 ± 0,89 10,54 - 12,20	11,46 ± 1,88 9,29 - 12,61	12,87 ± 7,12 6,88 - 31,43	12,52 ± 2,47 8,58 - 16,10	11,91 ± 1,30 9,73 - 13,39	11,75 ± 1,85 8,00 - 13,99
Granulometria (%) (areia fina)	0,339 ± 0,714 0,020 - 2,100	0,149 ± 0,197 0,000 - 0,550	0,107 ± 0,026 0,085 - 0,135	0,157 ± 0,169 0,035 - 0,350	1,248 ± 1,774 0,000 - 4,450	1,892 ± 3,151 0,020 - 9,850	1,223 ± 2,018 0,000 - 6,050	1,378 ± 3,165 0,000 - 9,650
Granulometria (%) (areia muito fina)	2,353 ± 4,101 0,050 - 12,000	2,825 ± 4,046 0,200 - 12,450	1,933 ± 0,732 1,150 - 2,600	2,533 ± 3,003 0,750 - 6,000	3,954 ± 5,654 0,050 - 15,700	4,618 ± 5,621 0,235 - 15,800	3,678 ± 3,524 0,100 - 10,100	3,475 ± 5,659 0,050 - 18,650
Granulometria (%) (silte e argila)	97,112 ± 4,920 85,400 - 99,930	96,966 ± 4,262 86,875 - 99,800	97,733 ± 0,863 97,015 - 98,690	97,093 ± 3,217 93,380 - 99,040	94,627 ± 7,458 80,480 - 99,930	93,413 ± 8,646 74,195 - 99,560	94,875 ± 5,413 83,615 - 99,880	95,010 ± 8,718 71,380 - 99,950

Organismos

Na Tabela 2, são assinalados os valores médios, o desvio padrão e a amplitude de variação da densidade (ind m⁻²) dos macroinvertebrados em cada ponto de coleta referente aos quatro períodos de estudo. Um total de 13 grupos taxonômicos foi obtido nos meses estudados. Os grupos com maior frequência de ocorrência foram Ephemeroptera e Chironomidae.

Nas Figuras 4, 5, 6 e 7, observa-se a variação da densidade relativa de cada grupo nos pontos de coleta dos diferentes meses de estudo. Nos pontos 3, 4, 9, 10, 11, e 17 referentes ao mês de abril de 2002 e no ponto 10 referente ao mês de julho de 2002, não foi obtido organismo algum. Nos pontos 2, 4, 6, 7, 8 e 16 referentes ao mês de outubro de 2002 e nos pontos 2, 4, 6, 7 e 8 referentes ao mês de janeiro de 2003, também não foi obtido organismo algum. Em final de outubro até início de dezembro de 2002, houve desconexão da lagoa com o Rio Paranapanema, houve fragmentação do ambiente e, assim, o afloramento do sedimento nos pontos de coleta mencionados. Em quase todos os meses de estudo, Ephemeroptera e Chironomidae alternaram-se em termos de dominância.

A riqueza taxonômica foi maior no ponto 3 (7 grupos) no mês de outubro de 2002 e menor, com

apenas 1 grupo taxonômico, nos pontos 1, 2, 7, 8, 12, 16 e 18 em abril de 2002 e no ponto 9 referente aos meses de julho e outubro de 2002.

Nos quatro meses de estudo, a densidade total de organismos nos pontos de coleta variou entre 24 e 977 ind m⁻² (Tabela 2).

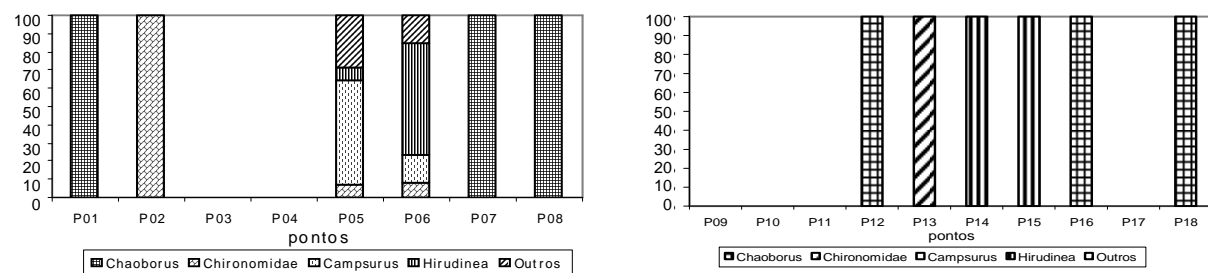
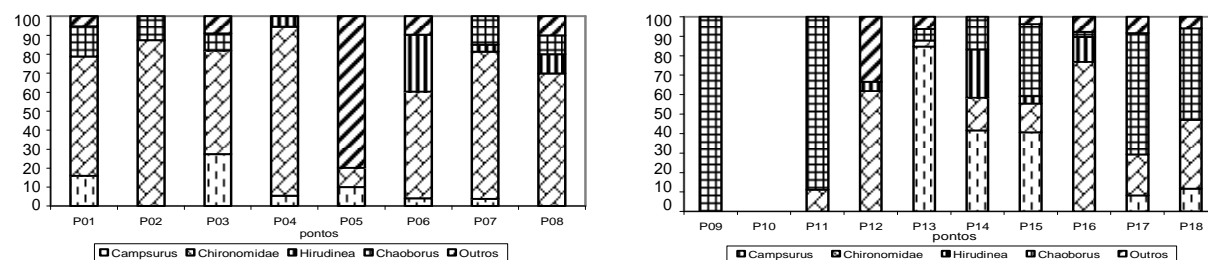
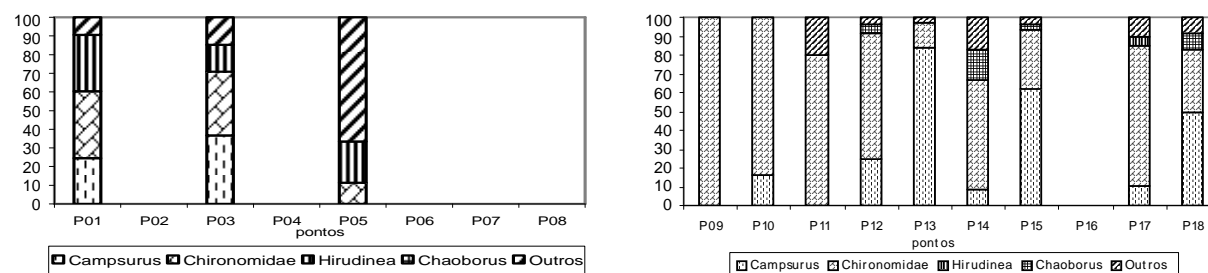
Considerando os quatro meses de estudo, *Campsurus* foi dominante em 15 pontos, com abundâncias relativas entre 50 e 94%; abundante em 3 pontos (entre 37 e 42%), comum em 11 pontos (entre 10 e 27%) e ocasional em 5 pontos (entre 4 e 8%).

Chironomidae foi dominante em 16 pontos com abundâncias relativas entre 54 e 100%; abundante em 6 pontos (entre 31 e 43%), comum em 14 pontos (entre 10 e 22%) e ocasional em 8 pontos (entre 2 e 9%).

Foi observada a dominância de 100% para outros 3 grupos de organismos em determinados pontos. *Chaoborus* apresentou exclusividade em 6 pontos referente ao mês de abril de 2002 e em 1 ponto referente ao mês de julho de 2002. Oligoqueta e Hirudinea foram dominantes em apenas 1 ponto, ambos referentes ao mês de abril de 2002, porém com densidade muito baixa (24 ind m⁻²). Os demais táxons foram abundantes, comuns ou ocasionais.

Tabela 2. Variação dos valores médios, desvio padrão e amplitude de variação da densidade (ind m⁻²) dos macroinvertebrados bentônicos obtidos na Lagoa do Coqueiral, Estado de São Paulo, em 2002.

Grupos Taxonômicos	Área Rasa				Área Profunda			
	Abril	Julho	Outubro	Janeiro	Abril	Julho	Outubro	Janeiro
<i>Campsurus</i>	29,8 ± 67,2 0 – 191	36,0 ± 31,4 0 – 72	83,5 ± 194,0 0 – 358	110,3 ± 243,0 0 – 572		114,5 ± 211,0 0 – 667	157,3 ± 258,0 0 – 762	329 ± 326,0 0 – 953
Chironomidae	9,0 ± 12,4 0 – 24	330,6 ± 301,0 24 – 977	101,3 ± 221,0 0 – 453	15,0 ± 27,7 0 – 72		179 ± 263,0 0 – 715	195,8 ± 129,0 0 – 405	50,4 ± 28,7 24 – 120
<i>Chaoborus</i>	9,0 ± 12,4 0 – 24	30,0 ± 35,7 0 – 96			9,6 ± 16,8 0 – 48	112,3 ± 124,0 0 – 358	12 ± 17,4 0 – 48	2,4 ± 7,59 0 – 24
Pupa Diptera		3,0 ± 8,49 0 – 24	12,0 ± 27,7 0 – 48			9,6 ± 12,4 0 – 24	9,6 ± 17,4 0 – 48	
Ceratopogonidae		3,0 ± 8,49 0 – 24	3,0 ± 13,9 0 – 24	9,0 ± 24,0 0 – 48		2,4 ± 7,59 0 – 24	9,6 ± 12,6 0 – 24	40,7 ± 56,3 0 – 191
Odonata		3,0 ± 8,49 0 – 24	3,0 ± 13,9 0 – 24					
Trichoptera						2,4 ± 7,59 0 – 24		2,4 ± 7,59 0 – 24
Oligoqueta	9,0 ± 17,9 0 – 48	23,8 ± 58,4 0 – 167	12,0 ± 36,7 0 – 72	6,0 ± 27,7 0 – 48	2,4 ± 7,59 0 – 24	7,2 ± 16,2 0 – 48	2,4 ± 8,0 0 – 24	2,4 ± 8,0 0 – 24
Nematoda	6,0 ± 11,1 0 – 24	17,8 ± 50,6 0 – 143	15,0 ± 13,9 0 – 48	6,0 ± 13,9 0 – 24		31 ± 82,6 0 – 262		16,8 ± 39,3 0 – 120
Hirudinea	26,8 ± 66,8 0 – 191	74,5 ± 182,0 0 – 524	71,5 ± 172,0 0 – 381	15,0 ± 36,7 0 – 72	4,8 ± 10,1 0 – 24	26,4 ± 41,5 0 – 120	2,4 ± 8,0 0 – 24	19,2 ± 24,8 0 – 72
Ostracoda			3,0 ± 13,9 0 – 24					
Hydracarina		3,0 ± 8,49 0 – 24	3,0 ± 13,9 0 – 24			2,4 ± 7,59 0 – 24		2,4 ± 7,59 0 – 24
Densidade Total	502	2075	1456	836	96	2266	1335	1552

**Figura 4.** Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos dos pontos amostrados no mês de abril de 2002 (ausência de colunas representa dados inexistentes; à esquerda: área rasa; à direita: área profunda).**Figura 5.** Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos dos pontos amostrados no mês de julho de 2002 (ausência de colunas representa dados inexistentes; à esquerda: área rasa; à direita: área profunda).**Figura 6.** Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos dos pontos amostrados no mês de outubro de 2002 (ausência de colunas representa dados inexistentes; à esquerda: área rasa; à direita: área profunda).

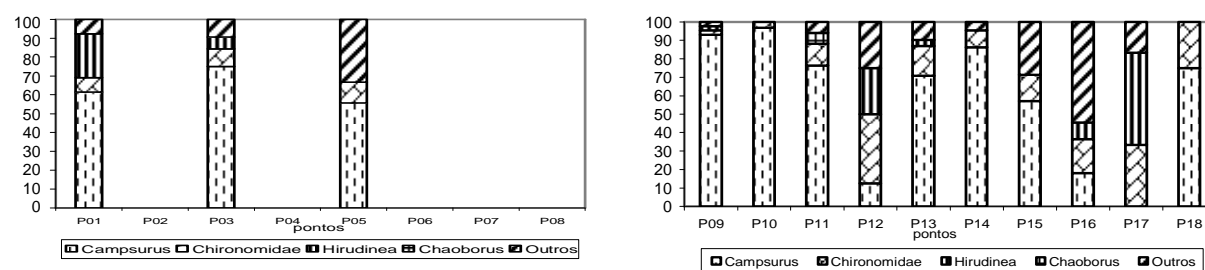


Figura 7. Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos dos pontos amostrados no mês de janeiro de 2003 (ausência de colunas representa dados inexistentes; à esquerda: área rasa; à direita: área profunda).

Correlação entre as abundâncias dos táxons zoobentônicos e as variáveis ambientais

O coeficiente de correlação canônica entre os dois primeiros pares das variáveis canônicas foi significativo. Os coeficientes de correlação canônica para os dois primeiros pares de variáveis canônicas e suas significâncias são apresentadas na Tabela 3. As correlações entre as variáveis originais e as respectivas variáveis canônicas são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 3. Coeficientes de correlação canônica entre os táxons zoobentônicos e as variáveis físicas e químicas.

Variável canônica	Correlação canônica	% de variação Explicada (acumulada)	Erro padrão	Pr > F
1	0,848757	45,0	0,037365	0,0001
2	0,765825	70,0	0,055258	0,0068

Tabela 4. Correlação entre a abundância dos táxons zoobentônicos e a variável canônica V1 e correlação entre as variáveis físicas e químicas da água com a variável canônica W1.

Variável abiótica	W1	W2	Variável biótica	V1	V2
Profundidade	-0,9116	0,0055	<i>Campsus</i>	0,5852	-0,4659
Transparência	-0,7254	0,4470	Chironomidae	0,4866	0,5853
Temperatura	0,3503	-0,6834	Oligoqueta	-0,1751	-0,2865
Oxigênio Dissolvido fundo	0,5644	-0,1068	Hirudinea	-0,1370	-0,2798
pH fundo	0,8731	-0,1373	Nematoda	0,3111	-0,1888
Condutividade Elétrica fundo	-0,0426	0,1544	<i>Chaoborus</i>	-0,3248	0,5655
Matéria Orgânica	0,0556	0,2458	Pupa Diptera	0,2060	0,1310
Areia Muito Grossa	0,2039	-0,2766	Ceratopogonidae	0,5761	-0,3712
Areia Grossa	-0,0123	-0,1806			
Areia Média	-0,1919	0,1549			
Silte e Argila	0,1476	-0,0893			

Campsus e *Ceratopogonidae* apresentaram correlação negativa com profundidade e transparência e correlação positiva com pH da água (Tabela 4).

Os indivíduos de *Chironomidae* e *Chaoborus* apresentaram correlações negativas com temperatura da água (Tabela 4).

Na comparação entre as áreas rasas e profundas, para os dois primeiros meses de amostragens (abril e julho de 2002), a ANOVA indicou que, em relação ao número total de indivíduos, houve uma diferença significativa para o segundo mês de amostragem (G.L. = 15; F = 5,96; P = 0,0275). Com relação ao

primeiro mês de amostragem, não houve diferença significativa (G.L. = 15; F = 1,01; P = 0,3316).

Não foi observada uma diferença significativa entre as áreas com relação ao número de grupos taxonômicos para ambos os meses de amostragem (abril e julho de 2002); primeiro mês de amostragem (G.L. = 15; F = 3,08; P = 0,0999) e segundo mês de amostragem (G.L. = 15; F = 1,04; P = 0,3232).

Os ambientes lânticos rasos caracterizam-se pela velocidade de renovação de água muito lenta e por sua alta produtividade, devido à grande quantidade de macrófitas e à pequena profundidade (Ribeiro *et al.*, 1998).

A Lagoa do Coqueiral, em condições hidrológicas “normais” possui conexão permanente com o Rio Paranapanema, porém essa lagoa sofre influência da variação do nível da água do rio (cerca de 2 m durante o ano) (Henry *et al.*, 2005).

Segundo Marshall (1978), flutuações do nível da água geram efeitos sobre a fauna bentônica. Em seu trabalho realizado no Lago Mcllwaine, Rhodesia, o autor pôde observar que o número de oligoquetas foi elevado quando o nível da água estava baixo, mas as suas densidades diminuíram enquanto o nível do lago se elevava. A população de larvas de quironomídeos também mostrou dependência com a flutuação do nível do lago. Foram quase inteiramente ausentes durante o período de água baixa, mas seu número se elevou muito depois que o nível do lago aumentou.

No presente estudo, quando a Lagoa do Coqueiral aumentou em volume, foi observado que a população de Oligoquetas e de larvas de quironomídeos apresentou uma densidade mais elevada durante o período de águas altas, e densidades mais baixas quando a lagoa se desconectou do Rio Paranapanema (em novembro de 2002).

Segundo Heins e Crommentuijn (1992), vários fatores podem influenciar a distribuição de organismos bentônicos, tais como temperatura, alimento, tamanho de partículas do sedimento e concentração de oxigênio. Na Lagoa do Coqueiral, foi observada correlação significativa negativa entre

densidade de Chironomidae e temperatura ($r = -0,68$).

Segundo Takeda *et al.* (2003), a falta de oxigênio é considerada um fator estressante para os invertebrados aquáticos, causando uma redução da densidade e uma predominância de espécies tolerantes às condições hipóxicas. Santos e Henry (2001) observaram que a baixa concentração de oxigênio dissolvido na água juntamente com elevadas profundidades determinaram a ausência de Chironomidae no local de estudo (zona de transição Rio Paranapanema, Represa de Jurumirim, no canal do rio).

Evidenciando que as flutuações do nível da água e a concentração de oxigênio dissolvido influenciam grandemente a comunidade bentônica, Marshall (1978), em seu estudo realizado no Lago McIlwaine, Rhodesia, observou que nenhum animal bentônico foi encontrado em uma profundidade abaixo de 8 metros, devido à falta de oxigênio dissolvido. Foi possível também observar que o conteúdo de oxigênio dissolvido na interface sedimento – água diminuiu com o aumento da profundidade da água. O autor sugeriu que a flutuação anual do nível do lago poderia ter um efeito permanente na redução da diversidade de animais que vivem no lodo. Isso tem sido observado nas represas no oeste da África e do Canadá e é sustentado pelo fato de que os lagos artificiais da África têm uma fauna relativamente pobre nas áreas mais rasas afetadas pela flutuação do nível e que os lagos naturais têm uma variedade muito maior. Strixino e Trivinho-Strixino (1980) verificaram, em um ambiente pouco sujeito a variações anuais de nível de água (Represa do Lobo), a manutenção da estabilidade numérica da fauna de fundo.

Os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são organismos extremamente sensíveis às interferências ambientais (Marques *et al.*, 1999). A maioria das ninfas de Trichoptera ocorre em águas correntes, limpas e bem oxigenadas; apenas algumas espécies vivem em remansos. Os Ephemeroptera ocorrem desde riachos de altitude, com águas limpas e bem oxigenadas, até lagoas temporárias, com temperaturas relativamente elevadas e baixos teores de oxigênio dissolvido. Algumas espécies, porém, podem ocorrer em ambientes com poluição causada por esgotos domésticos, aumentando sua densidade (Callisto, 2000).

Segundo Takeda *et al.* (2003), Trichoptera e ninfas de Ephemeroptera são fortemente afetados por concentrações baixas de oxigênio dissolvido na água.

Os Trichoptera sofrem maior influência ambiental quando comparados aos Ephemeroptera e

Plecoptera, isso devido à maioria dos grupos de Trichoptera viver associada aos substratos e possuir baixa mobilidade, sendo, assim, considerados maus recolonizadores (Marques *et al.*, 1999). Na Lagoa do Coqueiral, não foi observada a presença significativa de Trichoptera durante todo o período de estudo, pois ocorreu em densidade muito baixa, com apenas 48 ind m⁻².

Segundo Takeda *et al.* (2003), as ninfas de Ephemeroptera do gênero *Campsurus* constroem tocas em sedimentos finos e, em fases de águas altas, quando as concentrações de oxigênio dissolvido na água das lagoas são baixas, observa-se a migração desses indivíduos que vivem no fundo para os bancos de *E. azurea*, ocorrendo, assim, as maiores densidades das espécies desse gênero nos segmentos intermediário e basal das macrófitas. Na Lagoa do Coqueiral, *Campsurus* alternou-se em dominância com Chironomidae em quase todos os meses de estudo. Foi observado apenas o gênero *Campsurus* do grupo Ephemeroptera e, em maior densidade, quando a lagoa se desconectou do rio. Alguns locais de amostragem apresentaram, como consequência da desconexão, uma menor profundidade e aumento numérico de *Campsurus*. Na Lagoa do Coqueiral, foi verificada uma correlação significativa negativa entre densidade de *Campsurus* e profundidade ($r = -0,91$), além de correlação significativa negativa com transparência ($r = -0,72$) e positiva com pH ($r = 0,87$).

Santos e Henry (2001) verificaram, em seu estudo na Represa de Jurumirim, que a profundidade foi o fator ambiental que teve uma maior influência na estrutura da comunidade bentônica. O canal do Rio Paranapanema teve como fator positivo para a comunidade bentônica baixa profundidade e aporte elevado de material particulado em suspensão (Henry *et al.*, 1999).

Segundo Hawkins *et al.* (1997), as diferenças de temperatura afetam fortemente a distribuição e a abundância de invertebrados bentônicos. Para Henriques-Oliveira *et al.* (2003), as taxas de crescimento e o desenvolvimento de insetos aquáticos são fortemente controlados pela temperatura do ambiente. Em contraste, Ribeiro *et al.* (1998) afirmam que o substrato, provavelmente, é o maior determinante na distribuição e na abundância da fauna bentônica, pois é considerado fonte de alimento, habitat e proteção contra predadores. Henriques-Oliveira *et al.* (2003) verificaram que o segundo fator que provavelmente mais afetou a distribuição de larvas de Chironomidae, no Rio Fazenda, Estado do Rio de Janeiro, foi o conteúdo de matéria orgânica

disponível no substrato. Na Lagoa do Coqueiral, foi encontrada correlação significativa negativa entre densidade de Chironomidae e temperatura ($r = -0,68$), mas não houve correlação significativa com substrato ou matéria orgânica.

Higuti *et al.* (1993) verificaram, no Rio Baía – MS, que os fatores abióticos como profundidade, oxigênio, pH e temperatura não tiveram influência nas diferenças de densidades de larvas de Chironomidae. Foi observado pelos autores que a textura do sedimento foi o principal fator relacionado com a abundância total das larvas de Chironomidae. Segundo Strixino e Trivinho-Strixino (1980), a natureza do sedimento e a profundidade exercem grande papel na distribuição de Chaoboridae e Chironomidae. Os autores observaram que pequena profundidade média (3 metros, aproximadamente) pode manter a água aquecida durante boa parte do ano, resultando em uma manutenção e proliferação de Chironomidae e Chaoboridae durante o ano inteiro. Arcifa (1997), em seu trabalho realizado no Lago Monte Alegre, encontrou todos os estádios larvais de Chaoboridae durante o ano inteiro, indicando reprodução contínua, ocorrendo, assim, um aumento da densidade durante a estação quente-chuvosa. Bezerra-Neto e Pinto-Coelho (2002), em trabalho realizado na Lagoa do Nado, observaram larvas de *Chaoborus brasiliensis* durante todo o ano, indicando uma reprodução contínua da espécie no reservatório. As maiores densidades de organismos foram obtidas durante o início da estação seca. Na Lagoa do Coqueiral, foram observadas as maiores densidades de *Chaoborus* durante a estação seca (abril e julho de 2002).

A Lagoa do Coqueiral apresenta uma grande quantidade de bancos de macrófitas e apresentou um aumento significativo da biomassa de *E. azurea* no período chuvoso comparado com o período seco. Isso ocorre devido ao fato de que a Lagoa do Coqueiral possui um alto grau de conectividade com o Rio Paranapanema, visto que o crescimento de *E. azurea* está relacionado com a variação do nível da água (Costa e Henry, 2002).

Segundo Ribeiro *et al.* (1998), os baixos valores de pH da água podem ser afetados por diversos fatores, como a concentração de macrófitas.

Na Lagoa do Coqueiral, durante os dois primeiros meses de estudo, observou-se o pH da água levemente ácido (abril e julho de 2002) e, nos dois últimos meses de estudo (outubro de 2002 e janeiro de 2003), pH neutro.

Depois do período de desconexão lagoa–rio, um aumento da área de inundação levou à degradação das plantas submersas com conseqüente liberação de

íons, como observado através de um aumento da condutividade elétrica na Lagoa do Coqueiral (Henry *et al.*, 2005). Nessa lagoa, foram observados, no período seco, maiores valores de profundidade e transparência da água e, no período chuvoso, maiores valores de temperatura e pH. Para Ribeiro *et al.* (1998), flutuações do nível da água podem causar, no ambiente, valores altos de condutividade elétrica. Quanto menor é a profundidade do ambiente, maior é a concentração de íons dissolvidos na água, elevando, assim, a condutividade elétrica, em função de um efeito de concentração. A condutividade da água apresentou uma ligeira redução no período chuvoso comparado com o período seco, devido ao efeito de diluição decorrente do aumento da vazão de água do Rio Paranapanema e sua introdução lateral, fato esse nitidamente evidente na Lagoa do Coqueiral, que apresenta elevada conectividade com o curso da água (Henry *et al.*, 2005). No período chuvoso, quanto maior é a introdução da água do rio na lagoa, menor é o seu valor médio de condutividade elétrica, como verificado por Costa e Henry (2002). Na Lagoa do Coqueiral, foi observado um aumento da condutividade elétrica da água no mês de julho, quando houve uma redução da profundidade comparada com o mês de abril, mas ocorreu o contrário nos meses de outubro e janeiro, quando se pôde-se verificar uma redução ainda maior da profundidade e, conseqüentemente, também uma redução da condutividade elétrica, para ambos os meses. Sheldon *et al.* (2002) observaram uma elevada condutividade elétrica em lago desconectado do rio ($2310 \mu\text{S cm}^{-1}$) e o menor valor de condutividade elétrica foi registrado no canal principal do rio ($261 \mu\text{S cm}^{-1}$). Segundo McElhone (1982), a concentração de cálcio e condutividade elétrica da água pode influenciar, em lagos, a distribuição de invertebrados de água doce. Na Lagoa do Coqueiral, os organismos bentônicos foram afetados pelos fatores transparência, temperatura, pH e flutuação do nível da água.

Conclusão

A composição e a abundância da fauna bentônica foram determinadas pelos fatores profundidade, transparência, temperatura e pH da água.

A comunidade bentônica, durante o período de estudo, foi afetada pela variação do nível hidrológico, observando uma diminuição da densidade dos organismos relacionados com a queda do nível hidrológico.

Foi verificada menor densidade de organismos em áreas profundas durante o período de seca, observando-se que a fauna não foi afetada pelo episódio prolongado de seca.

Referências

- ALVES, R.G.; STRIXINO, G. Influência da variação do nível da água sobre a comunidade macrobentônica da Lagoa do Diogo (Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.). *Estação ecológica de Jataí*. São Carlos: Rima, 2000. p. 733-742.
- ARCIFA, M.S. Fluctuations and vertical migration of *Chaoborus* in a tropical Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 9, p. 93-103, 1997.
- BECHARA, J.A.; ANDREANI, N.L. El macrozoobentos de una laguna cubierta por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del Río Paraná (Argentina). *Trop. Ecol., Corrientes*, v. 30, n. 1, p. 142-155, 1989.
- BEZERRA-NETO, J.F.; PINTO-COELHO, R.M. Population dynamics and secondary production of *Chaoborus brasiliensis* (Diptera, Chaoboridae) in a small tropical reservoir: Lagoa do Nado, Belo Horizonte, Minas Gerais – Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 14, n. 3, p. 61-72, 2002.
- BEZZERA-NETO, J.F.; PINTO-COELHO, R.M. O déficit de oxigênio em um reservatório urbano: Lagoa do Nado, Belo Horizonte – MG. *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 13, n. 1, p. 107-116, 2001.
- BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y Centroamérica*. Santo Tomé: Argentina Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 1991.
- CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos. In: BOZZELI, R. et al. (Ed.). *Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro: UFRJ/IB/SBL, 2000. p. 141-151.
- CALLISTO, M. et al. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para analisar a saúde de riachos. *Rev. Bras. Rec. Hidr.*, Belo Horizonte, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (Ed.) *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro: UFRJ/IB/PPGE, 1998. p. 299-309. (Séries oecologia brasiliensis, 5).
- CHALAR, G. Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, Montevideo, v. 67, p. 129-141, 1994.
- COSTA, M.L.R.; HENRY, R. Biomassa e composição química de *Eichhornia azurea* em três lagoas laterais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim, São Paulo. *Hoehnea*, Barbacena, v. 29, n. 2, p. 65-77, 2002.
- GIGBY, P.G.N.; KEMPTON, R.A. *Multivariate analysis of ecological communities*. Londres: Chapman and Hall, 1987.
- GITTINS, R. *Canonical analysis: A Review with applications in ecological*. Berlin: Springer Verlag, 1985.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. *Methods for chemical analyses of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1969.
- HAWKINS, C.P. et al. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, Logan, v. 16, n. 4, p. 728-749, 1997.
- HEINS, F.; CROMMENTUIJN, T. Behavioural responses to changing oxygen concentrations of deposit feeding chironomid larvae (Diptera) of littoral and profundal habitats. *Arch. Hydrobiol.*, Stuttgart, v. 124, n. 2, p. 173-185, 1992.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L. et al. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 69-84, 2003.
- HENRY, R. et al. O transporte de sólidos suspensos e 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, 1999. p. 687-710.
- HENRY, R. et al. Relações hidrológicas entre lagoas marginais e o Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. In: NOGUEIRA, M.G. et al. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 2005. p. 57-82.
- HENRY, R. The connectivity of Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into Jurumirim Reservoir. *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 57-69, 2005.
- HIGUTI, J. et al. Distribuição espacial das larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) do Rio Baía (MS – Brasil). *Rev. Unimar*, Maringá, v. 15, p. 65-81, 1993.
- HIRABAYASHI, K.; HAYASHI, H. Horizontal distribution of benthic macroinvertebrates in Lake Kizaki, Japan. *Jpn. J. Limnol.*, Tokyo, v. 55, n. 2, p. 105-114, 1994.
- KOWNACKI, A. et al. Invertebrate communities in permanent and temporary high mountain lakes (Tatra Mts). *Ann. Limnol.*, Kraków, v. 36, n. 3, p. 181-188, 2000.
- MARQUES, M.G.S.M. et al. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Rev. Brasil. Biol.*, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.
- MARSHALL, B.E. Aspects of the ecology of benthic fauna in Lake Mcllwaine, Rhodesia. *Freshwater Biol.*, Norton, v. 8, p. 241-249, 1978.
- MASON JR., W.T.; YEVICH, P.P. The use of PHLOXINE B and Rose Bengal stains to facilitate sorting of benthic samples. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, Lawrence, v. 86, n. 2, p. 221-223, 1967.
- McCULLOUGH, J.D.; JACKSON, D.W. Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of a subtropical reservoir. *Rev. Gesamten Hydrobiol.*, Berlin, v. 70, n. 2, p. 221-235, 1985.

- McELHONE, M. The distribution of naididae (oligochaeta) in the littoral zone of selected lakes in North Wales and Shropshire. *Freshwater Biol.*, Alberta, v. 12, p. 421-425, 1982.
- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996.
- PENNAK, R.W. *Fresh-water invertebrates of the United States*. Protozoa to Mollusca. New York: John Wiley and Sons, Inc., 1978.
- PEREIRA, D.; DE LUCA, S.J. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 57-68, 2003.
- POI de NEIFF, A. Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in the Paraguay River. *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 55-63, 2003.
- PRAT, N. *et al.* Benthos of Spanish lakes and reservoirs. *Limnetica*, Barcelona, v. 8, p. 221-229, 1992.
- RIBEIRO, J.R.I. *et al.* Aspectos da distribuição dos nepomorpha (Hemiptera: Heteroptera) em corpos d'água na Restinga do Marica, Estado do Rio de Janeiro. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (Ed.). *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro: UFRJ/IB/PPGE, 1998. p. 113-128. (Séries oecologia brasiliensis, 5).
- SANTOS, C.M.; HENRY, R. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – SP). *Acta Limnol. Bras.*, São Paulo, v. 13, n. 2, p. 99-115, 2001.
- SHELDON, *et al.* Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid – zone river, Cooper Creek. *Biol. Conserv.*, Nathan, v. 103, p. 13-31, 2002.
- STEVAUX, J.C.; TAKEDA, A.M. Geomorphological process related to density and variety of zoobenthic community of the upper Paraná river, Brazil. *Z. Geomorph. N.F.*, Berlin, v. 129, p. 143-158, 2002.
- STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macroinvertebrados do fundo da Represa do Lobo (Estado de São Paulo – Brasil). *Trop. Ecol.*, São Carlos, v. 21, n. 1, p. 16-23, 1980.
- SUGUIO, K. *Introdução a sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blücher, 1973.
- TAKEDA, A.M. *et al.* Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto Rio Paraná (Brasil). In: THOMAZ, S.M., BINI, L.M. (Ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. p. 243-260.
- TAKEDA, A.M. *et al.* Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: VAZZOLER, A.E.A.M. *et al.* (Ed.). *A planície de inundação do alto Rio Paraná*. Maringá: Eduem, 1997. p. 157-177.
- TAKEDA, A.M. Oligochaete community of alluvial upper Paraná river, Brazil: spatial and temporal distribution (1987-1988). *Hydrobiologia*, Maringá, v. 412, p. 35-42, 1999.
- THOMAZ, S.M. *et al.* Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A.E.A.M. *et al.* (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná*. Maringá: Eduem, 1997. p. 73-102.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros*. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1995.
- VAN DEN BRINK, F.W.B. *et al.* Macrozoobenthos abundance and community composition in three lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes. *Regul. Rivers Res. Manag.*, Toernooiveld, v. 9, p. 279-293, 1994.
- ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 4. ed. Prentice Hall: Upper Saddle River, 1999.

Received on April 28, 2006.

Accepted on November 10, 2006.