

PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN

**ESTUDO COMPARATIVO DA ESTRUTURA DA
COMUNIDADE BENTÔNICA DE DUAS REPRESAS COM
DIFERENÇAS NO GRAU DE EUTROFIZAÇÃO.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Ciências (Área de Concentração: Ecologia).

Orientador: Prof^a Dr^a Odete Rocha

**SÃO CARLOS
2004**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

P186ec	<p>Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização / Paulo Augusto Zaitune Pamplin. -- São Carlos : UFSCar, 2004. 113 p.</p> <p>Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2004.</p> <p>1. Ecologia de represas 2. Eutrofização. 3. Invertebrados bentônicos 4. Diversidade biológica. 5. Bioindicadores. I. Título.</p> <p>CDD: 574.5 (20^a)</p>
--------	--

Orientadora

Profa. Dra. Odete Rocha

*À minha esposa Renata,
por seu amor, carinho, dedicação e,
sobretudo, pela paciência.*

AGRADECIMENTOS

À Profa Dra Odete Rocha, pela amizade, ensinamentos e pelo apoio na realização deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de estudo e recursos (*Processo N° 99/12393-8*), sem os quais dificilmente tornariam inexequível o desenvolvimento do presente trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa inicial (*Processo N° 140668/200-4*), a qual também foi da mesma forma importante durante o início do Doutorado até a aprovação da bolsa FAPESP.

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, através do coordenador Prof. Dr. José Eduardo dos Santos e aos funcionários, João, Luiz Eduardo, Maria Elizabeth, Maria das Graças, Renata e Roseli, por sempre serem prestativos e solícitos.

Aos membros da Banca Examinadora: Profa. Dra. Gisela Y. Shimizu (IB-USP), Profa. Dra. Mirna J. L. Godinho (UFSCar), Prof. Dr. Marcos G. Nogueira (IB-UNESP, Botucatu) e Prof. Dr. Wagner C. Valenti (CAUNESP, Jaboticabal), pelas sugestões apresentadas.

Ao ADAEE e funcionários da Pousada da represa Ponte Nova, pela infraestrutura e acomodação durante as coletas nesta represa e à CESP pela infraestrutura nas coletas realizadas na represa Bariri.

À Profa. Dra. Mônica Andrade Morraye (UFSCar), Prof. Dr Irineu Bianchini Júnior (UFSCar) e Prof. Dr. Roberto da Gama Alves (UNIARA) pelas sugestões no Exame de qualificação, que certamente estão refletidas nesta tese e que foram de grande valia.

À Profa Mercedes R. Marchese (INALI - Argentina), Profa. Dra. Maria Luiza F. Bauer (FIOCRUZ), Profa. Dra Janira M. Costa (Museu Nacional/UFRJ), Dr. Luiz Ricardo L. Simone (Museu de Zoologia/USP), ao Prof. Dr. Pitágoras da C. Bispo (UNESP, Assis) e as Profa. Dra. Suzana T. Strixino e Profa. Dra. Alaíde A. F. Gessner (UFSCar) pelo ajuda na identificação e na confirmação dos invertebrados bentônicos.

Ao Prof. Dr. Vangil Pinto da Silva (*in memoriam*) por ter permitido a realização do estágio com a Profa Mercedes, acima citada, nas dependências do Projeto Gran Pantanal (UFMT).

Aos técnicos Airton, José Valdecir e Maria Luísa do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, pela ajuda grandiosa nas coletas e/ou nas análises laboratoriais.

Aos colegas do Laboratório de Limnologia do Departamento Ecologia e Biologia Evolutiva, os quais não citarei nomes para não fazer injustiças aos que eu não lembrar, mas que ajudaram imensamente nas coletas e nas análises laboratoriais.

Aos demais colegas de Departamento e da Pós-Graduação (em especial aos que ingressaram em 2000) pela amizade.

À Dona Cida, Seu Sebastião e Iara, minha família São Carlense, pelo apoio em todos os momentos, especialmente naqueles difíceis.

Aos meus irmãos, Carmen e Luchito, e sobrinhos, Thiago e Matheus, pela amizade e carinho.

E, finalmente, aos meus pais, Ana Maria e Lucho, por estarem sempre possibilitando que meus sonhos e anseios tornem-se realidade e por depositarem em mim toda a confiança.

SUMÁRIO

RESUMO	I
<i>ABSTRACT</i>	II
LISTA DE FIGURAS	III
LISTA DE TABELAS	V
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. HIPÓTESES	6
4. ÁREA DE ESTUDO	7
4.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS	7
4.2. CARACTERIZAÇÃO CLIMATOLÓGICA E PLUVIOMÉTRICA	9
4.3. CARACTERIZAÇÃO GEOMORFOLÓGICA E GEOLÓGICA	9
4.4. CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO	10
4.5. CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	11
5. MATERIAIS & MÉTODOS	12
5.1. DELINEAMENTO AMOSTRAL E PERIODICIDADE DAS COLETAS	12
5.2. ANÁLISE DA ÁGUA	12
5.3. ANÁLISE DO SEDIMENTO	14
5.4. ANÁLISE DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS	15
6. RESULTADOS	18
6.1. CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA DAS REPRESAS PONTE NOVA E BARIRI	18
6.2. FAUNA DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS DAS REPRESAS PONTE NOVA E BARIRI	38
7. DISCUSSÃO	60
7.1. CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DAS REPRESAS PONTE NOVA E BARIRI	60
7.2. CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS DAS REPRESAS PONTE NOVA E BARIRI	66
8. CONCLUSÕES	82
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS	84
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
ANEXOS	112

RESUMO

O presente projeto teve como objetivo determinar e comparar a estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em duas represas com diferentes graus de eutrofização. As represas estudadas foram as represas Ponte Nova e Bariri, ambas construídas pelo barramento do rio Tietê. As coletas foram feitas em sistema de “varredura” nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2001, em 90 pontos de amostragem para cada represa. Ambas as represas são ambientes polimíticos, com anoxia do hipolímnio em janeiro. As concentrações dos compostos nitrogenados, fosfatados e de clorofila *a* revelam que a represa Ponte Nova é um ambiente de características oligo-mesotróficas, enquanto que a represa Bariri é um ambiente hipereutrofizado. Os invertebrados bentônicos foram coletados com uma draga Van Veen (378 cm²) e lavados em peneira com 210 µm de abertura de malha. No total foram identificados 36 táxons na represa Ponte Nova e 39 na represa Bariri pertencentes às Ordens Ephemeroptera, Diptera, Odonata e Trichoptera (Classe Insecta), além de representantes das Classes Oligochaeta e Hirudinea (Filo Anellida) e Classes Gastropoda e Bivalvia (Filo Mollusca). Na represa Ponte Nova o grupo com maior riqueza foi a família Chironomidae (Diptera) com 21 representantes, seguida por Oligochaeta com 10 espécies. Em Bariri, Oligochaeta foi o grupo com maior riqueza, representada por 16 espécies, e Chironomidae, representado por 13 táxons. Numericamente, *Chaoborus* (Diptera) foi o principal componente da fauna bentônica da represa Ponte Nova, correspondendo a 77% dos organismos coletados, enquanto que em Bariri, *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta) foi o principal representante, correspondendo a 47,6%. Durante o período de estudo foram registradas maiores densidades de zoobentos na represa Bariri, variando entre 1024,1 e 1657,0 ind.m⁻², comparados com 562,3 e 850,0 ind.m⁻² em Ponte Nova. Em relação à distribuição batimétrica, *Chaoborus* habitou preferencialmente a região profunda de ambas represas, enquanto que Chironomidae e Mollusca, a região litorânea. Para os Oligochaeta, observou-se que na represa Ponte Nova este grupo teve preferência pelas áreas mais rasas, enquanto que em Bariri, as maiores densidades foram obtidas nas zonas profundas. Comparando-se os valores obtidos para os índices de diversidade de Shannon-Wiener e da relação Oligochaeta/Chironomidae verificou-se que este último foi o que melhor caracterizou a condição de trofia dos ambientes estudados.

ABSTRACT

The present study aimed to determine and compare the structure of benthic invertebrates community in two reservoirs strongly differing in relation to trophic state. The reservoirs studied were Ponte Nova and Bariri, both resulting from dams on Tietê River. Sampling was carried out as a screening of the system in 90 sampling stations in each reservoir. Samplings were carried out in four periods: January, April, July and October 2001. Both reservoirs are polymictic and had an anoxic hypolimnion in January. The concentrations of nitrogen and phosphorus compounds as well as chlorophyll *a* indicated that Ponte Nova Reservoir is oligo-mesotrophic whereas Bariri Reservoir is hypereutrophic. Benthic invertebrates were collected using a Van Veen grab (378 cm²) and washed through a sieve with 210 µm open-aperture. A total of 36 were identified in Ponte Nova Reservoir and 39 in Bariri. They belonged to the Orders Ephemeroptera, Diptera, Odonata and Trichoptera (Class Insecta), besides representatives of Oligochaeta and Hirudinea Classes (Filo Anellida) and Gastropoda and Bivalvia Classes (Filo Mollusca). In Ponte Nova Reservoir the highest richness was found in the family Chironomidae (Diptera) represented by 21 taxa, followed by Oligochaeta with 10 species. On the other hand, in Bariri Reservoir Oligochaeta was the group with highest the richness represented by 16 species, followed by Chironomidae with 13 taxa. *Chaoborus* (Diptera) was numerically dominant in the benthic macroinvertebrate community of Ponte Nova reservoir. They corresponded to 77% of the sampled organisms. In Bariri Reservoir, *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta) was the dominant organism corresponding to 47,6%. During the study period the highest densities of macroinvertebrates were found in Bariri reservoir varying between 1024.1 and 1657.0 ind.m⁻², compared with 562.3 e 850.0 ind.m⁻² in Ponte Nova. The analysis of distribution of organisms in relation to depth showed that *Chaoborus* inhabited preferentially the deep region in both reservoirs, whereas Chironomidae and Mollusca, preferred the littoral region. For Oligochaeta it was observed that in Ponte Nova Reservoir this group preferentially occupied shallow areas, whereas in Bariri the highest densities were found in the deepest zone. An analysis of Shannon-Wiener diversity index and the relation Oligochaeta/Chironomidae showed that the latter was the best in characterizing the trophic state of studied environments.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1– Mapa da represa Ponte Nova, SP, com a indicação dos pontos de amostragem.	8
FIGURA 2 - Mapa da represa Bariri, SP, com a indicação dos pontos de amostragem.	8
FIGURA 3 - Vazão média mensal nas represas Ponte Nova (—) e Bariri (- -) em 2001.	18
FIGURA 4 - Estimativa da variação do nível d'água nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001. Os valores foram calculados a partir das profundidades medidas no ponto central das represas.	19
FIGURA 5 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) da transparência d'água nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	20
FIGURA 6 - Razão Profundidade do disco de Secchi (Z_{sd}) com a profundidade local (Z_{max}) nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	21
FIGURA 7 - Temperatura, resistência térmica relativa (RTR) e concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água da represa Ponte Nova em 2001.	22
FIGURA 8 - Temperatura, resistência térmica relativa (RTR) e concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água da represa Ponte Nova em 2001.	24
FIGURA 9 - Variação das concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao fundo das represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	25
FIGURA 10 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) dos índices de estado trófico (IET) de Toledo Jr et al. e de Salas & Martino nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	29
FIGURA 11 - Valores de concentração relativa de ($\bar{x} \pm e.p.$) de matéria orgânica no sedimento das represas de Ponte Nova e de Bariri em 2001.	30
FIGURA 12 - Valores da concentração relativa de matéria orgânica no sedimento das represas de Ponte Nova e de Bariri em 2001.	31
FIGURA 13 - Diagrama Triangular de Shepard com a composição granulométrica do sedimento da represa Ponte Nova em 2001.	33
FIGURA 14 - Diagrama Triangular de Shepard com a composição granulométrica do sedimento da represa Bariri em 2001.	35
FIGURA 15 - Contribuição relativa das principais frações granulométricas, areia total e finos (silte + argila), em relação à profundidade de coleta na represa Ponte Nova, em 2001.	36
FIGURA 16 - Contribuição relativa das principais frações granulométricas: areia total e finos (silte + argila), em relação à profundidade de coleta na represa Bariri em 2001.	37
FIGURA 17 - Ordenação crescente do número de táxons coletados por amostras nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	41

FIGURA 18 - Ordenação crescente do número de organismos coletados por amostras nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.....	41
FIGURA 19 - Densidade ($\bar{x} \pm e.p.$) de invertebrados bentônicos nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.....	42
FIGURA 20 - Abundância Relativa dos grupos taxonômicos na represa Bariri em 2001.	44
FIGURA 21 - Abundância Relativa dos grupos taxonômicos na represa Ponte Nova em 2001.	44
Figura 22 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de diversidade de Shannon-Wiever nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	51
FIGURA 23 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de uniformidade de Pielou nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.	51
FIGURA 24 - Curvas de dominância de invertebrados bentônicos nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.....	52
FIGURA 25 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) da razão entre Oligochaeta/Chironomidae (O/O+C) nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.....	53
FIGURA 26 - Densidade ($\bar{x} \pm e.p.$) dos invertebrados bentônicos em relação à profundidade das represas Ponte Nova e Bariri em 2001.....	55
FIGURA 27 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de invertebrados bentônicos em relação à profundidade das represas Ponte Nova e Bariri.	55
FIGURA 28 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de uniformidade da comunidade de invertebrados bentônicos em relação à profundidade das represas Ponte Nova e Bariri.	56

LISTA DE TABELAS

TABELA I – Principais características das represas Ponte Nova e Bariri.	9
TABELA II - Variáveis limnológicas analisadas nas amostras de água para as represas Ponte Nova e Bariri.	13
TABELA III - Critérios para a classificação trófica de reservatórios tropicais segundo as faixas de valores dos índices de estado trófico de Toledo et al. (1993) e de Salas & Martino (1990).	14
TABELA IV - Valores máximos, mínimos, médios e erro-padrão do pH e da condutividade elétrica na superfície e próximo ao fundo das represas Ponte Nova e Bariri.	26
TABELA V - Concentrações (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) dos compostos nitrogenados e fosfatados, pigmentos vegetais (clorofila a e feofitina) e material em suspensão (frações orgânica e inorgânica) na represa Ponte Nova em 2001.	28
TABELA VI - Concentrações (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) dos compostos nitrogenados e fosfatados, pigmentos vegetais (clorofila a e feofitina) e material em suspensão (frações orgânica e inorgânica) na represa Bariri em 2001... .	28
TABELA VII - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) das frações granulométricas no sedimento da represa Ponte Nova em 2001.	32
TABELA VIII - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) das frações granulométricas no sedimento da represa Bariri em 2001.....	34
TABELA IX - Composição taxonômica da comunidade de invertebrados bentônicos nas represas Ponte Nova e Bariri, em 2001.....	39
TABELA X – Abundância relativa dos invertebrados bentônicos na represa Bariri em 2001.	46
TABELA XI - Frequência de ocorrência dos invertebrados bentônicos na represa Bariri em 2001.	46
TABELA XII - Abundância relativa dos invertebrados bentônicos na represa Ponte Nova em 2001.....	48
TABELA XIII - Frequência de ocorrência dos invertebrados na represa Ponte Nova em 2001.	48
TABELA XIV - Número de organismos coletados dos táxons comuns à represa Ponte Nova e Bariri em 2001.....	49
TABELA XV - Abundância relativa dos invertebrados bentônicos por intervalo de profundidade na represa Ponte Nova em 2001.....	58
TABELA XVI - Abundância relativa dos invertebrados bentônicos por intervalo de profundidade na represa Bariri em 2001.....	59

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios são ambientes artificiais, construídos pelo homem com o propósito principal de fornecer reservas de água para múltiplas finalidades de uso, as quais se destacam a produção de energia elétrica e de biomassa, o abastecimento doméstico e industrial, o transporte, a irrigação e a recreação (Branco & Rocha, 1977; Tundisi, 1988a).

De acordo com Straskraba & Tundisi (1999), até o final da década de 90, aproximadamente 15.000km³ de água estavam armazenados em represas de diferentes dimensões em várias partes do mundo. Na América do Sul, e em especial no Brasil, devido a grande disponibilidade de água e o grande potencial hidroelétrico das bacias hidrográficas (Tundisi et al., 1993; Braga et al., 1998), estes ecossistemas desempenham importante papel ecológico, econômico e social na rede hidrológica no âmbito local, regional e até mesmo nacional (Tundisi et al., 1998; Kohlhepp, 1999). Em meados da década de 80, cerca de 5% da área total do estado de São Paulo, ou seja, quase 15.000km² estavam inundadas por represas (Tundisi, 1988b).

Além dos inúmeros benefícios, o represamento de um rio acarreta também diversos efeitos negativos. Tundisi (1993) e Straskraba & Tundisi (1999) listam, entre os impactos indiretos decorrentes da construção de reservatórios, o desmatamento e a redução da cobertura vegetal, o aumento da contaminação e da toxicidade no sistema devido ao aumento das atividades antrópicas, o aumento da poluição orgânica e da eutrofização acelerada pelo despejo de resíduos agrícolas, industriais e urbanos, a alteração da

biodiversidade com remoção de espécies ecologicamente importantes e por fim efeitos negativos à saúde humana resultante da deterioração da qualidade da água.

Como qualquer outro ambiente aquático, as represas abrigam diferentes comunidades biológicas, as quais estão condicionadas às características hidrológicas, limnológicas e climatológicas do local.

Das diversas comunidades que habitam os ecossistemas aquáticos, os invertebrados bentônicos constituem uma associação bastante diversificada com representantes de quase todos os filos animais. Esses organismos possuem importantes funções nos ecossistemas aquáticos, participando ativamente nos processos de mineralização e reciclagem da matéria orgânica, bem como no fluxo de energia dos ecossistemas através da rede trófica (Jónasson, 1969; Kajak, 1988; Lindegaard, 1992, 1994; Palmer et al., 1997; Covich et al., 1999) e na avaliação e no monitoramento da qualidade ambiental desses ambientes (Saether, 1975, 1979; Kawai, 1989; Lang & Reymond, 1996; Transpurger & Drews, 1996).

Reice & Wohlenberg (1993) ressaltam que os invertebrados bentônicos são excelentes indicadores das mudanças ambientais pelo fato de estarem sujeitos a um maior efeito das substâncias tóxicas presentes no ambiente devido à história de vida mais longa que a de outros organismos, por exemplo aqueles que constituem a comunidade zooplânctônica, por viverem em contato direto com o sedimento que armazena diversos poluentes e por participarem do processo de decomposição da matéria orgânica.

De acordo com Kajak (1988), Prat et al. (1992), Bechara (1996) e Jónasson (1996), vários fatores têm sido apontados como importantes na estruturação da comunidade de invertebrados bentônicos de ambientes lênticos. Entre estes fatores destacam-se: o tipo de substrato, a quantidade e a qualidade do alimento, a concentração de oxigênio disponível e a profundidade.

Somados aos fatores abióticos citados, devem ser consideradas ainda as interações biológicas, como a competição e a predação como fatores igualmente importantes para a estruturação da comunidade bentônica (Cowell & Vodopich, 1981; Harper, 1992).

Em represas, a própria construção da barragem gera modificações não apenas hidrológicas e limnológicas, mas também biológicas. Bass (1992) observou no lago artificial Arcadia (Estados Unidos) que as alterações no fluxo d'água acarretaram alterações na estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos com diferenças na composição taxonômica. Camargo & Jalon (1995) observaram que na região a jusante da represa de Valparaiso (Espanha), a comunidade de invertebrados bentônicos teve uma diminuição na riqueza, biomassa e densidade total devido ao novo regime de fluxo da água.

Com relação à fauna de invertebrados bentônicos, têm-se verificado que a eutrofização causa o aumento da biomassa de alguns grupos taxonômicos, especialmente Oligochaeta (Zinchenko, 1992), a diminuição da diversidade (Valenti & Froehlich, 1986), a reestruturação da comunidade com o desaparecimento de espécies sensíveis e aparecimento de espécies mais tolerantes às condições adversas (Shimizu, 1981; Popp & Hoagland, 1995; Pamplin, 1999), entre outros efeitos.

Os estudos sobre a comunidade de invertebrados bentônicos são numericamente menores, quando comparados àqueles de outras comunidades aquáticas. Este fato decorre, sobretudo, devido às dificuldades na coleta de material, em especial em áreas profundas, os quais foram parcialmente solucionadas após o desenvolvimento de equipamentos específicos como dragas e amostradores (Holme & McIntyre, 1971; Downing, 1984, 1989). Outras dificuldades no estudo da comunidade de invertebrados bentônicos são apresentadas por Brandimarte et al. (2004).

No Brasil, este fato pode ser observado quando comparado o

número de pesquisas com foco central na comunidade de invertebrados bentônicos com aquelas com outras comunidades aquáticas. Os primeiros trabalhos sobre esta comunidade foram iniciados na década de 60, tendo sido desenvolvidos concomitantemente em lagoas na região Amazônica por Fittkau (1971) e Reiss (1977) e na represa de Americana (SP) por Strixino (1971) e Rocha (1972). Embora o número de represas seja considerável, a maioria dos trabalhos sobre os invertebrados bentônicos tem sido desenvolvidos em rios, riachos e córregos.

Em represas brasileiras, podem ser mencionados os trabalhos sobre a fauna bentônica desenvolvidos por Strixino (1971), Rocha (1972), Shimizu (1978, 1981), Pamplin (1999) e Dornfeld (2002) na represa de Americana; Strixino (1973), Có (1979), Strixino & Strixino (1980, 1982) na represa do Lobo; Kuhlman (1993) e Brandimarte (1991) na represa de Paraibuna; Soriano (1997) e Rodrigues (2003) nas represas do Médio e Baixo Tietê; Santos (1995) na represa Jurumirim, entre outros.

Recentemente, o conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de São Paulo foi ampliado através do Programa BIOTA/FAPESP¹. Entretanto, no que concerne aos invertebrados bentônicos, os trabalhos publicados são referentes à ambientes lóticos (Melo & Froehlich, 2001; Pepinelli et al., 2003; Salles et al., 2003).

Os estudos sobre a comunidade de invertebrados bentônicos fornecem dados sobre a importância funcional destes organismos e como estes podem ser utilizados como indicadores da qualidade da água, contribuindo também para a ampliação do conhecimento da biodiversidade aquática.

¹ O Programa BIOTA/FAPESP foi iniciado em 1999.

2. OBJETIVOS

Os objetivos do presente trabalho foram:

- realizar a caracterização limnológica geral das represas Ponte Nova e Bariri (rio Tietê, SP), visando sobretudo a avaliação do estado trófico destes ambientes;
- determinar a composição taxonômica, a abundância e a diversidade da comunidade de invertebrados que habitam o sedimento dessas represas, observando padrões de distribuição temporal e espacial; e
- verificar quais fatores ambientais influenciam a distribuição e a variação qualitativa e quantitativa das populações bentônicas, com especial referência àqueles relacionados com estado trófico dos reservatórios estudados.

3. HIPÓTESES

As hipóteses do presente trabalho foram:

- A represa Bariri tem um grau de trofia mais elevado que o da represa Ponte Nova.
- A composição da comunidade de invertebrados bentônicos difere marcadamente entre as represas Ponte Nova e Bariri, quanto aos grupos taxonômicos.
- A riqueza de táxons da comunidade de invertebrados bentônicos da represa Ponte Nova é maior do que a da represa Bariri.
- A equitividade das populações de invertebrados bentônicos é muito menor na represa Bariri, em virtude de uma maior dominância.
- Em ambas as represas existe um gradiente de diversidade na comunidade de invertebrados bentônicos em função da profundidade, com decréscimo da diversidade da região litorânea para a região limnética.

4. ÁREA DE ESTUDO

4.1. Localização e Características Morfométricas²

A represa de Ponte Nova (Figura 1) foi construída no município de Salesópolis, na bacia hidrográfica do rio Tietê/Cabeceiras (UGRH Alto Tietê), região sudeste do estado de São Paulo, próximo à nascente do rio Tietê. A área total da represa é de cerca de 25,7km² e volume máximo igual a 336,4x10⁶m³. As principais funções da represa é fornecer água para o abastecimento da região metropolitana do município de São Paulo e controle de enchentes. Localizada próxima ao Parque Estadual da Nascente do rio Tietê e da Área de Proteção Ambiental da Várzea do rio Tietê, a represa tem sofrido poucos impactos antrópicos desde a sua construção no início da década de 70.

A represa de Bariri (Figura 2) é o segundo reservatório de uma série de seis, construídos principalmente para fins de produção de energia hidroelétrica e navegação. Está localizada entre as bacias hidrográficas do rio Tietê/rio Claro e rio Tietê/rio Lençóis (UGRH do Tietê/Jacaré), entre os municípios de Bariri e Borácea, no Estado de São Paulo. A área total do reservatório é de 62,5km² e volume máximo de 542,0x10⁶m³. Construída no final da década de 60, a represa vem sofrendo grande impacto decorrente da monocultura canavieira na área de entorno e da entrada em grande escala de resíduos industriais e municipais trazidos pelos seus efluentes.

As principais características das represas Ponte Nova e Bariri estão sumarizadas na Tabela I.

² Os dados de morfometria da represa Ponte Nova foram obtidos pessoalmente com a Empresa Operadora da Barragem (DAEE) e os da represa Bariri junto ao pessoal da CESP.

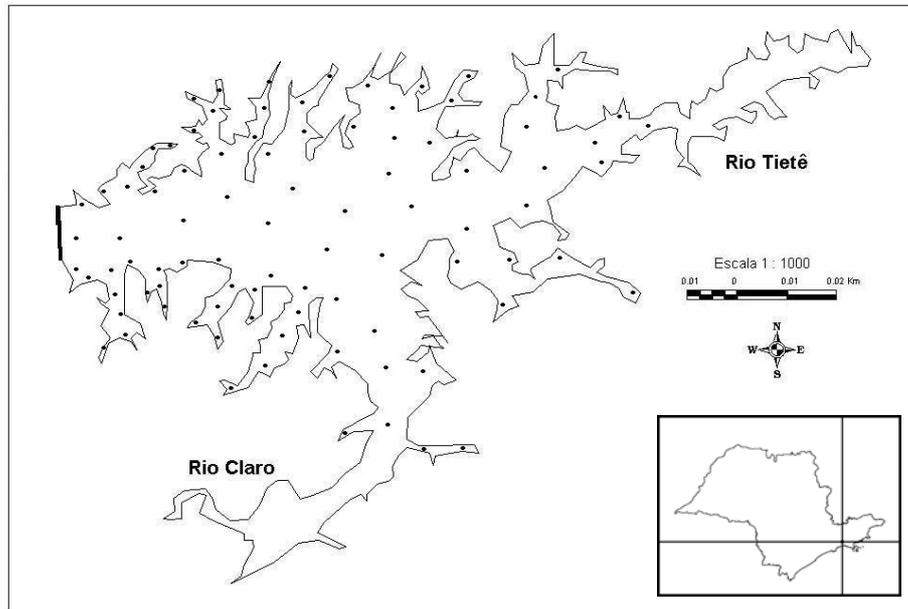


FIGURA 1 – Mapa da represa Ponte Nova, SP, com a indicação dos pontos de amostragem.

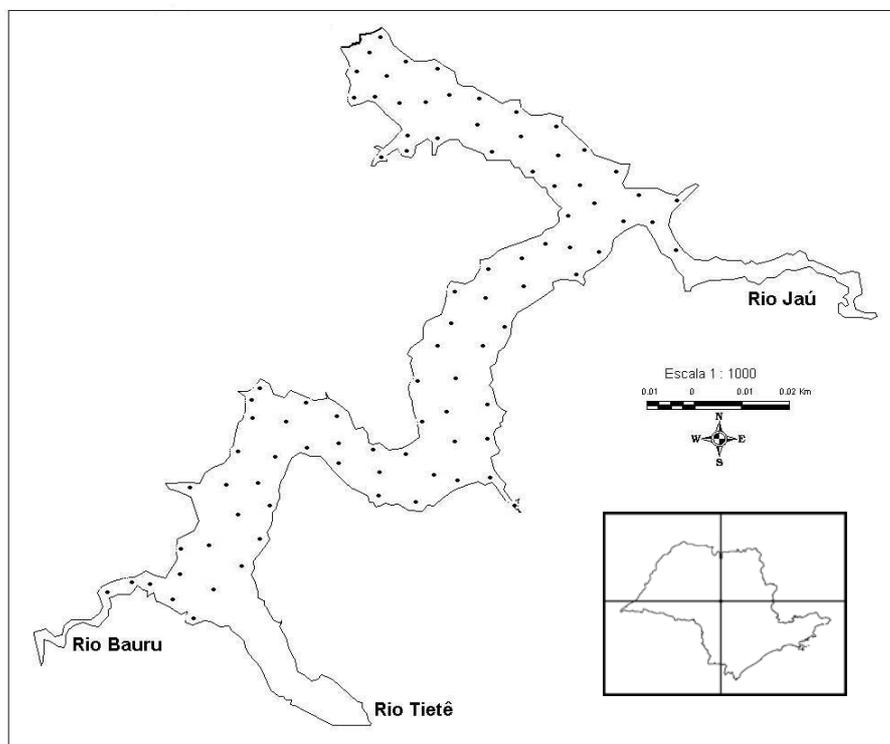


FIGURA 2 - Mapa da represa Bariri, SP, com a indicação dos pontos de amostragem.

TABELA I – Principais características das represas Ponte Nova e Bariri.

	Represa Ponte Nova	Represa Bariri
Ano de conclusão	1972	1969
Coordenadas geográficas	23°33'S e 45°50'W	22°06'S e 48°45'W
Altitude (m)	765	420
Área total (Km ²)	25,7	62,5
Área de drenagem (Km ²)	320	35.430
Vazão média anual (m ³ .s ⁻¹)	3,4	327,0
Tempo de residência (dias)	-	7 a 24
Volume total (x10 ⁶ m ³)	336,4	542,0
Perímetro (Km)	-	193
Profundidade média (m)	13,1	8,6
Outros tributários	Rio Claro	Rios Lençóis, Jaú, Bauru e Ribeirão Grande

4.2. Caracterização Climatológica e Pluviométrica

O clima predominante na região da represa Ponte Nova, conforme a classificação de Köppen é do tipo temperado, semi-estação seca (Cwb), com inverno seco e temperatura média anual em torno de 16°C, e na região da represa Bariri, predomina o clima mesotérmico com inverno seco e verão quente (Cwa), com temperatura média anual de 21°C (NIMER, 1989).

A precipitação anual acumulada média é de aproximadamente 1.400mm na região da represa de Ponte Nova e de 1.200mm na região da represa Bariri³. Em ambas represas, os menores valores médios mensais de chuva foram registrados entre os meses de abril e outubro e os maiores valores entre os meses de novembro e março.

4.3. Caracterização Geomorfológica e Geológica

A represa Ponte Nova está localizada no Planalto Atlântico entre morros médios e altos com topo convexo e altimetria entre 850 e 1.050m nas

³ As médias de pluviosidade foram calculadas a partir de dados de pluviosidade disponíveis no sítio <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/bancodedados/plu/plu.htm>, acessado em 20 mai.2002.

porções sudeste e nordeste, e por formações mais amenas com 700 a 900m de altitude nas porções noroeste e sudoeste (Macedo,1998).

A formação geológica predominante na região é a de rochas granitóides predominantemente maciças, de granulações variadas com algumas regiões com rochas granitóides orientadas ou foliadas, ambas de origem Proterozóica (Macedo,1998). Na margem esquerda da represa Ponte Nova verifica-se a ocorrência de depósitos de sistemas de leques aluviais da Formação Resende, de origem Cenozóica-Terciária, com predominância de lamitos arenos a argilosos (Macedo,1998).

Localizada no Planalto Ocidental, a represa Bariri é circundada tanto ao norte como ao sul pelas Cuestas Basálticas e limitando a leste pela Depressão Periférica (Paraguassu et al., 1988). Inserida na Bacia Sedimentar do Paraná a Bacia hidrográfica da represa é formada principalmente por rochas básicas da Formação Serra Geral do cretáceo inferior, cobertas por sedimentos do grupo Bauru e sedimentos aluvionares de origem neocenozóica.

4.4. Caracterização da Vegetação

A região onde se localiza a represa Ponte Nova é caracterizada por um mosaico de formações da Floresta Ombrófila Densa em diferentes estágios sucessionais, sujeitas à ação antrópica (Mantovani et al., 1990; CBH-AT, 2000). O entorno da represa é caracterizado por reflorestamento e pequenas propriedades rurais, com poucas áreas de matas nativas.

Na área da represa Bariri ocorre o predomínio quase exclusivo da monocultura de cana-de-açúcar. Nesta região a vegetação original se restringe à pequenas porções de cerrado, mata latifoliada e subcaducifólia e pequenos trechos de mata galeria preservados (Sandes, 1990).

4.5. Caracterização da Qualidade da Água

Desde 1970, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) vem monitorando a qualidade de diversos corpos d'água no estado de São Paulo, inclusive a do rio Tietê (CETESB 1980, 2003). Na extensão do rio Tietê os resultados revelam a existência de três situações distintas, no trecho inicial, que compreende desde a nascente até próximo de Mogi das Cruzes, a água é considerada de qualidade ótima à aceitável; no trecho seguinte, o qual abrange da região metropolitana até o município de Itu, a qualidade da água diminui drasticamente, atingindo níveis considerados ruim ou péssimos, devido à grande concentração de despejos industriais e municipais e, finalmente no trecho após Itu, ocorre uma progressiva melhora nas condições da qualidade da água do rio Tietê passando para níveis entre aceitável e bom, até confluir com o rio Paraná.

5. MATERIAIS & MÉTODOS

5.1. Delineamento Amostral e Periodicidade das Coletas

Neste estudo foram definidos 90 pontos de amostragem em cada represa. A distribuição destes pontos foi feita aleatoriamente, utilizando-se um ecobatímetro acoplado com GPS da marca GARMIN modelo GPS MAP 135. Os pontos são mostrados nas Figuras 1 e 2 e as coordenadas geográficas dos mesmos são sumarizadas no Anexo 1. O esquema de "varredura" foi adotado com a intenção de acoplar as diferentes regiões e porções das represas, especialmente em Ponte Nova por ter um formato fortemente dendrítico.

As campanhas de campo foram realizadas nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2001, sendo que as amostras e as medidas realizadas *in situ* ocorreram entre 8:00 e 17:00 horas.

5.2. Análise da Água

As medidas de pH, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido e temperatura foram realizadas nos 90 pontos amostrais, na camada superficial da água (± 10 cm de profundidade) e próximo ao fundo, utilizando-se um equipamento multi-sensor da marca HORIBA modelos U-10 ou U-23. Além dos 90 pontos amostrais, um ponto central foi estabelecido em cada represa para caracterização da estrutura térmica e da distribuição de oxigênio dissolvido na coluna d'água. Neste ponto foram realizadas apenas as medidas de temperatura e da concentração de oxigênio com o mesmo

equipamento, em intervalos de 0,5 metro até a profundidade de 15 m, a partir desta profundidade o intervalo de medição foi de 1 metro, entre 8:00 e 9:00 horas. Nesse ponto central, a estabilidade térmica da coluna d'água foi determinada a partir do cálculo da resistência térmica relativa (RTR), de acordo com Schaefer (1985).

A transparência da água (Z_{sd}) foi estimada através da medida do desaparecimento visual do disco de Secchi. A proporção entre a profundidade do disco de Secchi em relação à profundidade local foi determinada.

Nos ponto de amostragem foram coletadas amostras da água da superfície (± 10 cm de profundidade) para a determinação das concentrações de nutrientes (compostos nitrogenados e fosfatados), material em suspensão (orgânico e inorgânico) e pigmentos vegetais (clorofila *a* e feopigmentos). As variáveis medidas, as metodologias e as referências utilizadas são sumarizadas na Tabela II. A água para determinação da concentração de pigmentos vegetais e do material em suspensão total foi filtrada em filtros GFF de fibra de vidro, com $0,7\mu\text{m}$ de abertura dos poros, sendo que a água resultante da filtração foram armazenadas em frascos plásticos, congeladas e posteriormente utilizadas para determinação dos nutrientes dissolvidos (nitrito, nitrito, amônia e fosfatos). As concentrações de nitrogênio e fósforo totais foram determinadas em amostras não filtradas de água.

TABELA II - Variáveis limnológicas analisadas nas amostras de água para as represas Ponte Nova e Bariri.

VARIÁVEL	METODOLOGIA	REFERÊNCIA
Nitrito	espectrofotometria	Mackereth et al. (1978)
Nitrato	espectrofotometria	Mackereth et al. (1978)
Amônia	espectrofotometria	Koroleff (1976)
Nitrogênio total	espectrofotometria	Valderrama (1981)
Fosfato total dissolvido	espectrofotometria	Golterman et al. (1978)
Fósforo total	espectrofotometria	Valderrama (1981)
Clorofila <i>a</i>	espectrofotometria	Nusch (1980)
Feofitina	espectrofotometria	Nusch (1980)
Matéria Orgânica	gravimetria	Teixeira et al. (1965)
Matéria Inorgânica	gravimetria	Teixeira et al. (1965)

O grau de eutrofização das represas Bariri e Ponte Nova foi estimado a partir do cálculo dos índices de Carlson modificado por Toledo et al. (1983) e do proposto por Salas & Martino (1990). Ambos os índices foram estabelecidos para ecossistemas lênticos tropicais, o que minimiza prováveis erros que a aplicação de outros índices desenvolvidos com base em dados de ambientes de região temperada possam apresentar quando aplicados para ambientes tropicais.

O índice de Salas & Martino (1990) considera para o cálculo apenas a concentração de fósforo total na água; enquanto que, o de Toledo et al. (1983) utiliza as concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido, clorofila *a* e do desaparecimento do disco de Secchi. A Tabela III apresenta as faixas de valores para classificação trófica dos dois índices.

TABELA III - Critérios para a classificação trófica de reservatórios tropicais segundo as faixas de valores dos índices de estado trófico de Toledo et al. (1993) e de Salas & Martino (1990).

	ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO	
	Toledo et al.	Salas & Martino
Ultra-oligotrófico	-	abaixo de 20
Oligotrófico	até 44	de 20 até 40
Mesotrófico	de 44 até 54	de 40 até 50
Eutrófico	acima de 54	de 50 até 60
Hipereutrófico	-	acima de 60

5.3. Análise do Sedimento

A composição granulométrica e o teor de matéria orgânica no sedimento das represas Ponte Nova e Bariri foram determinadas a partir de amostras coletadas com um amostrador tipo *core* (área = 33,2 cm²).

Após a coleta, as amostras foram deixadas para secar a temperatura ambiente, em local livre de poeira. Posteriormente, as amostras já secas foram destorroadas com martelo de madeira e passadas em peneira de 2,0mm de abertura de malha para remoção de materiais grosseiros como, por exemplo,

fragmentos de vegetais, pedregulhos, entre outros materiais indesejáveis, como sugerido por Trindade (1980).

O teor de matéria orgânica foi determinado através da completa digestão com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), segundo a metodologia descrita em Buckman & Brady (1979). A porcentagem das diferentes frações de areia (peneiras com 1,00mm; 0,50mm; 0,25mm; 0,105mm e 0,053mm de abertura de malha) nas amostras foram determinadas através do método de peneiramento, e as frações finas do sedimento (silte e argila) através da técnica da pipetagem. Ambas as metodologias são descritas por Suguio (1973).

5.4. Análise da Comunidade de Invertebrados Bentônicos

As amostras de sedimento para análise da comunidade de invertebrados bentônicos foram obtidas com uma draga tipo Van Veen (área: $378cm^2$), sendo em cada ponto coletada apenas uma amostra. Essas foram lavadas em peneira com $210\mu m$ de abertura de malha e o material retido preservado com formol 10% em frascos plásticos. Em laboratório, uma nova lavagem do material com a mesma peneira foi realizada e os organismos separados em bandeja iluminada. Os organismos encontrados foram preservados com álcool 70% até a identificação.

Os invertebrados bentônicos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, usualmente gênero ou espécie, com base em chaves e guias de identificação como as de Merritt & Cummins (1984), Righi (1984), Brinkhurst & Marchese (1991), Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e Epler (1995, 2001). Além da utilização de bibliografia especializada, contou-se também com o auxílio de especialistas (mencionados em agradecimentos) para diferentes grupos taxonômicos.

A riqueza de táxons foi estimada pela simples contagem do número de táxons presentes em cada amostras.

A densidade em cada ponto foi calculada utilizando-se a fórmula $D = (N/A \times R) \times 10000$, em que D é o número de indivíduos por m², N é o número de organismos encontrados na amostra, A é a área do amostrador em cm² e R o número de amostras obtidas.

A abundância relativa, isto é, a razão entre a densidade de cada táxon ou grupo de táxons com a densidade total de organismos por amostra ou conjunto de amostras foi calculada. Os táxons ou grupos taxonômicos foram classificados como dominantes, quando a abundância relativa foi maior que 50%; abundantes com abundância entre 30 e 49,9%; comuns, entre 10 e 29,9%; ocasionais – 1 a 9,9% e raros - abaixo de 1% (McCullough & Jackson, 1985).

A frequência de ocorrência ou de presença foi calculada através do número de amostras em que o táxon ou grupo taxonômico ocorreu dividido pelo total de amostras coletadas no mesmo período. Neste caso, os organismos foram agrupados em quatro categorias, sendo considerados euconstantes se presentes em mais que 61% das amostras coletadas, constantes se este valor estiver entre 41 e 60%, acessórias caso estejam na faixa de 21-40% e acidentais quando presentes em menos que 20% (Trojan, 1978; Kasprzak & Niedbala, 1981; Odum, 1982 citados por Jablonska & Paturej, 1999).

A diversidade da comunidade foi calculada utilizando-se o índice de Shannon-Wiener, $H = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$, em que p_i é a proporção da espécie i na comunidade.

A uniformidade ou equitatividade foi estimada pelo índice Pielou, $E = H / \log_2 S$, no qual S é o número total de táxons presentes na amostra e H é o valor do índice de diversidade obtido. Este índice varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior é a uniformidade entre os táxons.

A proporção entre a densidade de Oligochaeta e aquela composta pela soma das densidades de Oligochaeta e Chironomidae ($O/O+C$) proposto por Wiederholm (1980) foi calculada, sendo que quanto maior o valor (valor máximo igual a 1), maior é o grau de poluição orgânica.

6. RESULTADOS

6.1. Caracterização Hidrológica das Represas Ponte Nova e Bariri

A vazão de saída média mensal na represa Ponte Nova variou entre $0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $7,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, enquanto que na represa Bariri os valores registrados foram bem superiores, variando entre $196,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $885,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 3).

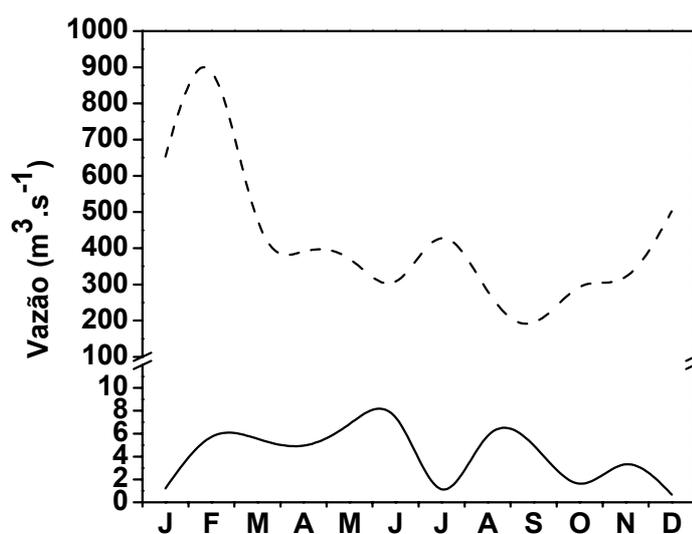


FIGURA 3 - Vazão média mensal nas represas Ponte Nova (—) e Bariri (--) em 2001.

A Figura 4 representa a variação do nível d'água nas represas Ponte Nova e Bariri durante o período de coleta. Na represa Ponte Nova foi constatada uma diminuição progressiva da profundidade em até 6,5 m em outubro; enquanto que, na represa Bariri houve uma menor variação no

nível d'água com aumento de até 2,7 m de profundidade entre a primeira e a penúltima coleta.

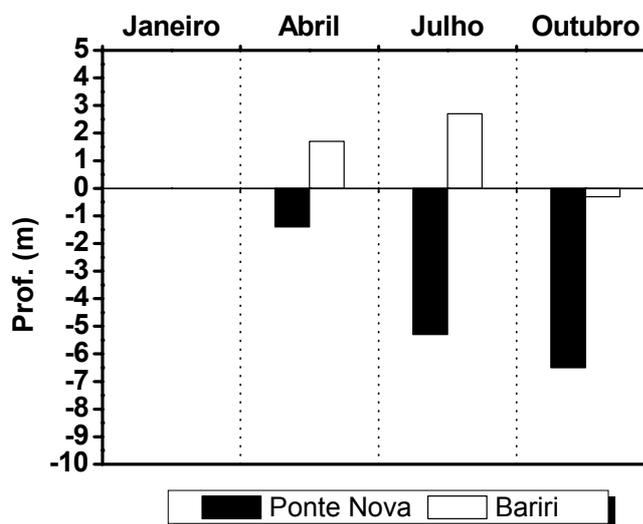


FIGURA 4 - Estimativa da variação do nível d'água nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001. Os valores foram calculados a partir das profundidades medidas no ponto central das represas, considerando a medida realizada em janeiro (1ª coleta) menos a medida realizada em cada coleta.

Os valores médios da transparência d'água estão representados na Figura 5. Comparando-se os valores médios obtidos em cada represa foi possível verificar que as maiores médias ocorreram na represa Ponte Nova, exceto em julho quando os valores médios de ambas as represas foram similares. Na represa Ponte Nova foi observado que as maiores médias da transparência d'água ocorreram em janeiro e abril com valores entre 3 e 3,2 m, nas demais coletas estes valores diminuíram para 2,4 m, em julho, e 2,1 m, em outubro (Figura 5). Na represa Bariri este padrão não foi verificado sendo que o maior valor médio da transparência foi obtido em abril (1,9 m) e o menor valor em outubro (0,9 m).

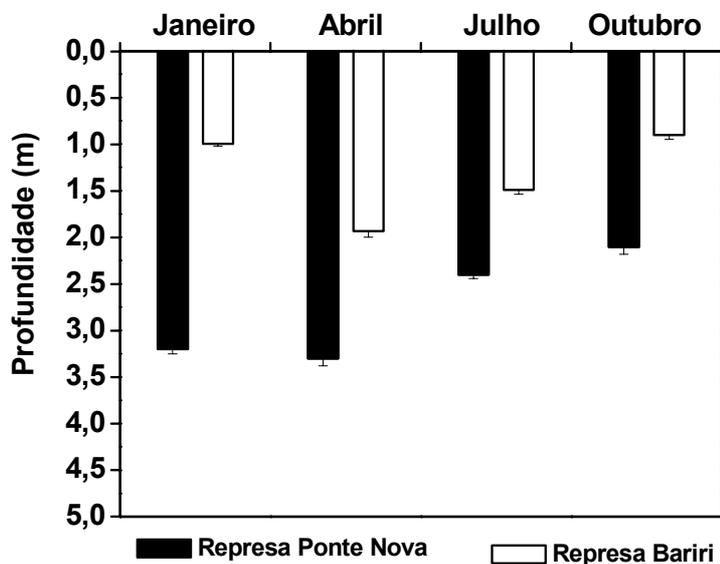


FIGURA 5 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) da transparência d'água nas represa Ponte Nova e Bariri em 2001.

Considerando as profundidades do desaparecimento do disco de Secchi em relação às profundidades nos locais de coleta foram observados, em geral, valores maiores para a represa Ponte Nova do que para a represa Bariri (Figura 6). Ao longo do tempo, na represa de Ponte Nova foi verificado um aumento do número de pontos de coleta em que a transparência foi total, sendo que em julho e outubro mais de 50% deles tiveram visibilidade total. Na represa Bariri, a transparência foi bastante baixa, sendo que a maior quantidade de pontos com visibilidade total foi registrada em julho, correspondendo a cerca de 10% dos pontos amostrados (Figura 6).

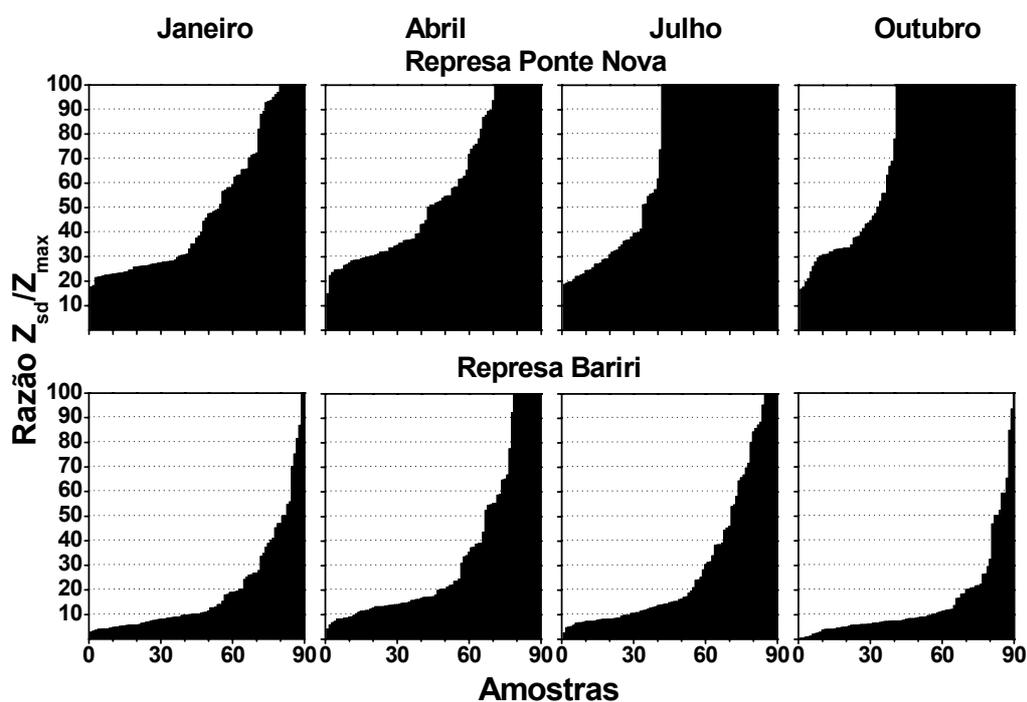


FIGURA 6 - Razão Profundidade do disco de Secchi (Z_{sd}) com a profundidade local (Z_{max}) nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

A temperatura d'água variou entre $17,90^{\circ}\text{C}$ e $28,10^{\circ}\text{C}$ na represa Ponte Nova. Em todos os períodos de amostragem foi observada a formação de microestratificações na coluna d'água na região central da represa (Figura 7). Em janeiro foi observada a mais pronunciada variação térmica, com temperatura diminuindo de 26°C (7,5 m) para $19,7^{\circ}\text{C}$ (17,0 m). A partir desta profundidade a resistência térmica relativa teve valores acima de $10 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$, atingindo o máximo de $26,4 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$, na profundidade de 7,0 m. A menor amplitude de variação da temperatura d'água na represa Ponte Nova foi observada em julho, com valores variando entre $22,2^{\circ}\text{C}$ e $23,2^{\circ}\text{C}$ em toda a coluna d'água e a resistência térmica relativa calculada foi menor que $6 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$.

Com relação à concentração de oxigênio dissolvido na região central da represa Ponte Nova, em janeiro foi observada a formação de uma oxiclina a partir de 8,5 m com a anoxia do hipolímnio em profundidades superiores a 12 m (Figura 7). Nos meses de julho e outubro, a coluna d'água esteve bem oxigenada com concentrações variando entre 7,2 mg.L⁻¹ e 8,5 mg.L⁻¹ (julho) e entre 5,4 mg.L⁻¹ e 8,2 mg.L⁻¹ (outubro).

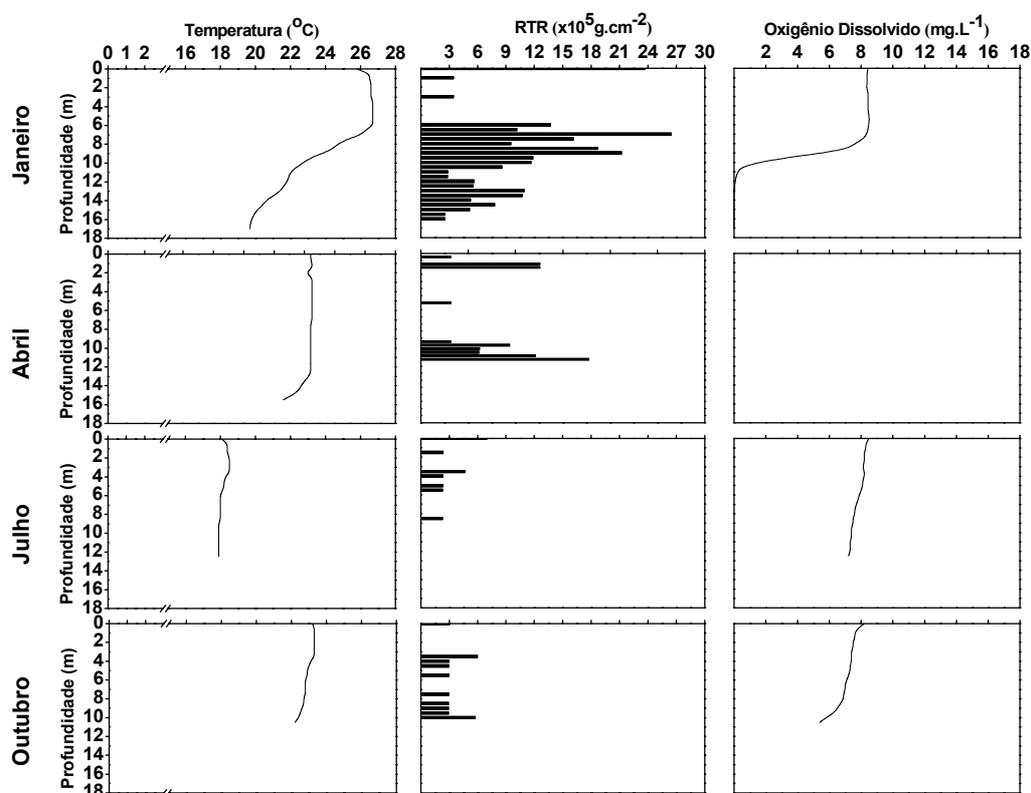


FIGURA 7 - Temperatura, resistência térmica relativa (RTR) e concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água da represa Ponte Nova em 2001. As medidas foram realizadas entre 8:00 e 9:00 horas na região central da represa. Em abril não foram realizadas medidas da concentração de oxigênio dissolvido devido a problemas técnicos do equipamento.

Na represa Bariri, as variações da temperatura na coluna d'água foram menor que as observadas na represa Ponte Nova (Figura 8). Em janeiro, ocorreu uma maior resistência térmica relativa a partir de 10 m de profundidade

com valores variando entre $3,4 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$ e $6,9 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$ e temperatura diminuindo de $27,1^\circ\text{C}$ para 26°C . Na coleta de outubro, a diminuição da temperatura ocorreu a partir de 6 m de profundidade com valores variando entre $22,8^\circ\text{C}$ e $24,9^\circ\text{C}$ e resistência térmica relativa entre $2,9 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$ e $6,4 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$. Nos meses de abril e julho foi constatada a quase total isoterмия da coluna d'água, com temperaturas variando entre $25,9^\circ\text{C}$ e 26°C , em abril, e $19,7^\circ\text{C}$ e 20°C , em julho.

Assim como na represa Ponte Nova, em Bariri foi verificada a formação de uma camada anóxica a partir de 12 m de profundidade em janeiro, sendo que a concentração na região superior da coluna d'água variou entre $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $4,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 8). Nos demais períodos, a concentração de oxigênio foi bastante alta com valores iguais a $9,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (outubro) e $15,6$ (abril e julho), havendo uma diminuição gradual da concentração de oxigênio, contudo sem a ocorrência da anoxia hipolimnética.

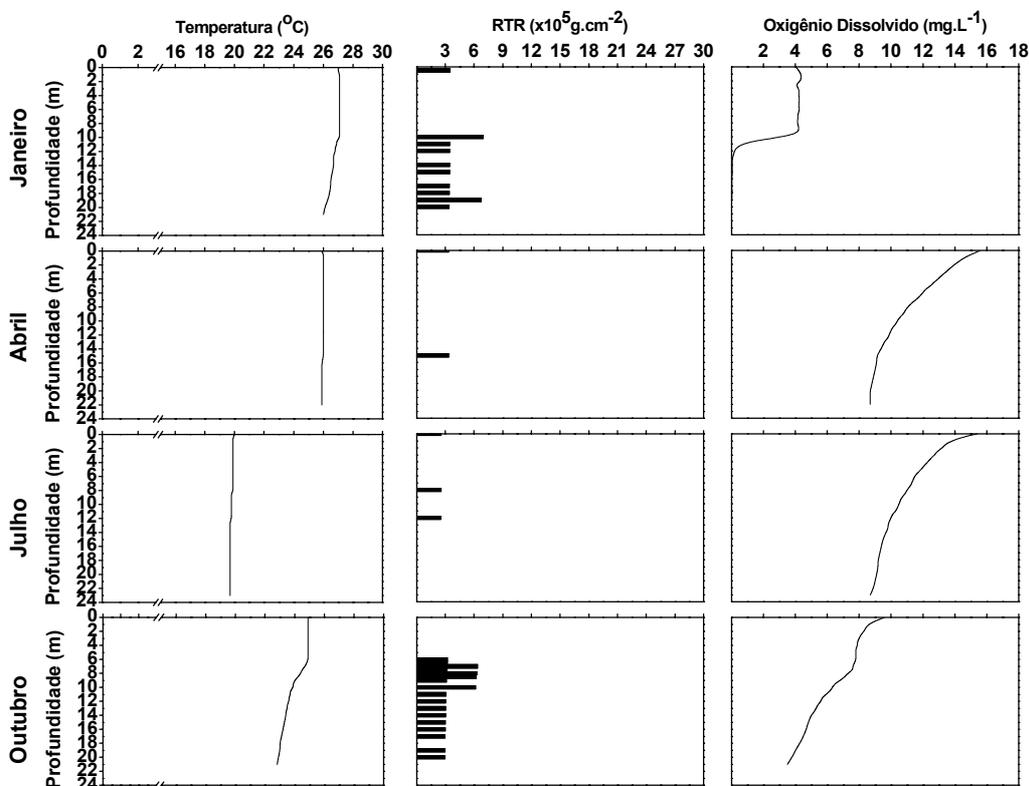


FIGURA 8 - Temperatura, resistência térmica relativa (RTR) e concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água da represa Ponte Nova em 2001. As medidas foram realizadas entre 8:00 e 9:00 horas na região central da represa.

A distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao fundo em toda a represa Ponte Nova e Bariri está representada na Figura 9. Em janeiro foi observado em Ponte Nova que até 8 m de profundidade o fundo esteve bem oxigenado com concentrações entre $7,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e $9,0 \text{ mg.L}^{-1}$, entre 8 e 10 m houve uma região de transição com diminuição dos valores de concentração de oxigênio, sendo que a partir de 12 m o fundo esteve quase totalmente anóxico. Na represa Bariri, a anoxia do fundo foi detectada tanto em locais de grande profundidade como em locais rasos com cerca de 1,5 metro (Figura 9). Nas coletas subsequentes, tanto em Ponte Nova como em Bariri todo o fundo das represas esteve bem oxigenado, não sendo observada anoxia.

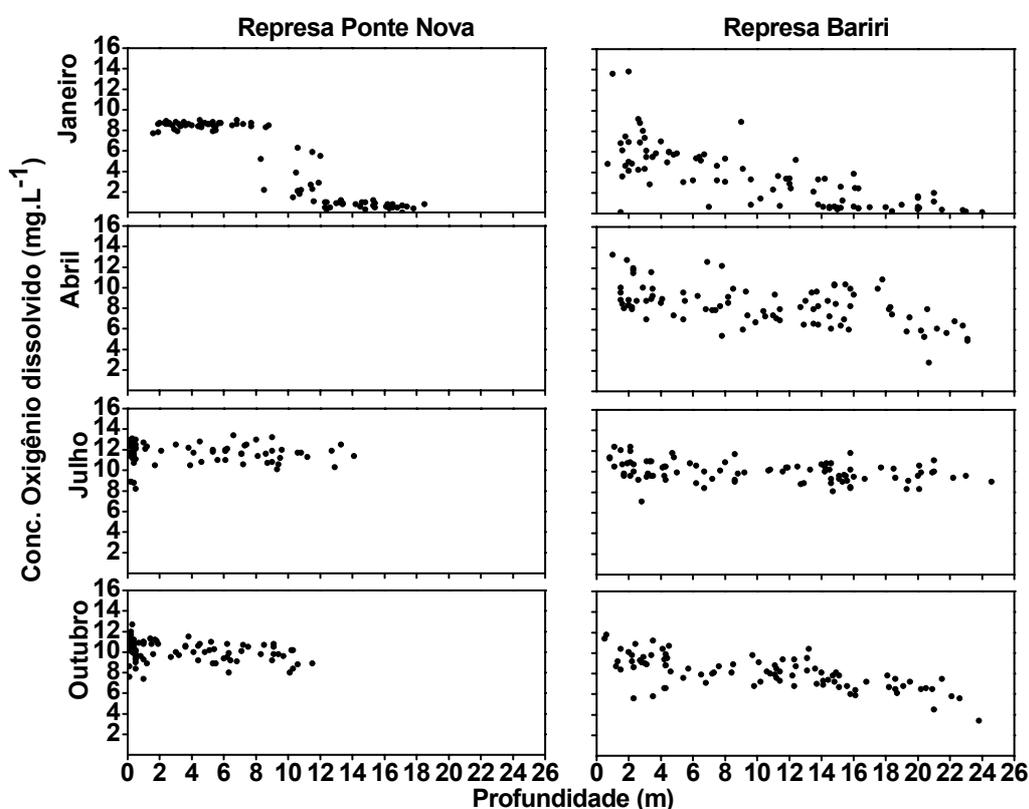


FIGURA 9 - Variação das concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao fundo das represas Ponte Nova e Bariri em 2001. Em abril não foram realizadas medições em Ponte Nova devido a problemas técnicos do equipamento.

Os valores médios do pH indicam uma condição ligeiramente básica em janeiro, 7,20, e ligeiramente ácida entre abril e outubro com valores entre 6,48 e 6,87 (Tabela IV). No fundo desta represa, o pH apresentou valores geralmente menores que os registrados para a superfície da represa, variando entre 5,07 e 7,83. Em Bariri foram registrados valores mais altos de pH chegando até 9,04 na superfície. Nesta represa a média dos valores obtidos variaram entre 7,21 e 7,65 na superfície e entre 6,81 e 7,36 próximo ao fundo.

A condutividade elétrica variou entre $22 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $26 \mu\text{S.cm}^{-1}$ em janeiro e abril na superfície da represa Ponte Nova (Tabela IV). Nos meses de julho e outubro os valores registrados foram pouco maiores com variando entre

30 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e e 50 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Na represa Bariri os valores registrados para a condutividade elétrica foram bastante superiores aos da represa Ponte Nova chegando até 390 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (Tabela IV). Tanto na superfície quanto no fundo desta represa verificou-se uma tendência de aumento nos valores médios entre janeiro e outubro.

TABELA IV - Valores máximos, mínimos, médios e erro-padrão do pH e da condutividade elétrica na superfície e próximo ao fundo das represas Ponte Nova e Bariri.

		Represa Ponte Nova		Represa Bariri	
		Superfície	Fundo	Superfície	Fundo
pH	janeiro	5,99 - 8,37 (7,20 \pm 0,04)	5,07 - 7,83 (6,65 \pm 0,05)	6,30 - 9,04 (7,65 \pm 0,07)	6,07 - 8,63 (6,81 \pm 0,06)
	abril	5,45 - 7,72 (6,56 \pm 0,04)	5,14 - 7,38 (5,95 \pm 0,04)	6,18 - 8,09 (7,23 \pm 0,03)	6,36 - 8,27 (7,11 \pm 0,03)
	Julho	5,48 - 7,70 (6,87 \pm 0,04)	5,60 - 7,58 (6,71 \pm 0,04)	6,12 - 7,57 (7,21 \pm 0,02)	6,39 - 7,39 (7,11 \pm 0,02)
	Outubro	5,40 - 6,95 (6,48 \pm 0,03)	5,50 - 6,88 (6,33 \pm 0,02)	6,28 - 9,46 (7,50 \pm 0,06)	6,11 - 8,58 (7,36 \pm 0,05)
cond. elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Janeiro	24,0 - 26,0 (24,7 \pm 0,06)	23,0 - 46,0 (28,4 \pm 0,75)	201,0 - 234,0 (224,0 \pm 0,54)	151,0 - 231,0 (217,4 \pm 1,60)
	Abril	22,0 - 26,0 (23,0 \pm 0,07)	22,0 - 36,0 (23,1 \pm 0,16)	170,0 - 180,0 (179,9 \pm 0,11)	150,0 - 200,0 (179,9 \pm 0,46)
	Julho	30,0 - 40,0 (34,9 \pm 0,53)	30,0 - 40,0 (36,3 \pm 0,53)	230,0 - 280,0 (254,9 \pm 0,82)	180,0 - 260,0 (254,8 \pm 1,11)
	Outubro	40,0 - 50,0 (40,3 \pm 0,19)	40,0 - 50,0 (40,3 \pm 0,25)	290,0 - 370,0 (332,3 \pm 1,89)	240,0 - 390,0 (333,7 \pm 2,46)

As concentrações médias de nutrientes (compostos nitrogenados e fosfatados), pigmentos vegetais (clorofila a e feopigmentos) e material em suspensão (fração orgânica e inorgânica) nas represas Ponte Nova e Bariri são sumarizados nas Tabelas V e VI, respectivamente.

Com relação às formas inorgânicas de nitrogênio presentes nas amostras de água da represa Ponte Nova, foram registradas concentrações médias de nitrito entre 0,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 0,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$; entre 10,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 16,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para nitrato e entre 12,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 68,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para amônia (Tabela V). Em Bariri, as concentrações médias de nitrito variaram entre 15,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 164,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$, as de nitrato entre 444,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 2060,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e as de amônia entre 21,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 144,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela VI). As concentrações médias de nitrogênio total estiveram

na faixa de 1113,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 9227,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na represa Bariri e na faixa de 221,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 337,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na represa Ponte Nova.

As concentrações médias de fosfato total dissolvido e fósforo total registradas em Ponte Nova variaram entre 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 9,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e entre 13,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 20,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente (Tabela V). Na represa Bariri, estas variáveis tiveram concentrações médias variando entre 59,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 382,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para fósforo total e entre 24,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 86,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para fosfato total dissolvido (Tabela VI).

As concentrações médias de clorofila *a* na represa Ponte Nova variaram entre 0,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 4,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e as concentrações médias de feofitina variaram entre 0,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 2,62 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela V). Na represa Bariri, as concentrações médias de clorofila *a* variaram entre 12,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 486,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto que para a feofitina foram obtidas concentrações médias variando entre 6,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 221,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela VI).

Em ambas as represas a fração orgânica do material em suspensão na água foi maior que a fração inorgânica, especialmente na represa de Bariri (Tabelas V e VI). As concentrações médias de matéria orgânica variaram entre 2,9 mg.L^{-1} e 4,4 mg.L^{-1} , na represa Ponte Nova, e entre 6,2 mg.L^{-1} e 144,3 mg.L^{-1} , na represa Bariri. Para fração inorgânica, as concentrações médias variaram entre 1,7 mg.L^{-1} e 3,7 mg.L^{-1} , em Ponte Nova e entre 2,3 mg.L^{-1} e 9,0 mg.L^{-1} , em Bariri.

TABELA V - Concentrações (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) dos compostos nitrogenados e fosfatados, pigmentos vegetais (clorofila *a* e feofitina) e material em suspensão (frações orgânica e inorgânica) na represa Ponte Nova em 2001. A sigla nd refere-se à concentração não detectável pelo método utilizado.

	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,1 - 1,4 (0,4 \pm 0,02)	0,4 - 1,2 (0,6 \pm 0,02)	0,4 - 2,1 (0,7 \pm 0,02)	0,2 - 1,2 (0,5 \pm 0,02)
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5,6 - 44,8 (10,7 \pm 0,49)	5,1 - 42,0 (11,4 \pm 0,50)	0,4 - 29,7 (16,5 \pm 0,85)	6,5 - 15,0 (10,9 \pm 0,24)
Amônia ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,1 - 46,2 (12,8 \pm 0,86)	13,5 - 92,8 (52,8 \pm 1,59)	29,1 - 231,2 (66,9 \pm 3,67)	3,23 - 253,0 (68,1 \pm 3,23)
N-total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	206,5 - 539,8 (322,4 \pm 6,77)	146,4 - 308,2 (239,5 \pm 3,89)	248,9 - 635,7 (337,6 \pm 5,85)	100,8 - 410,0 (231,3 \pm 6,67)
PO ₄ -total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,7 - 17,4 (6,5 \pm 0,34)	1,8 - 5,1 (3,0 \pm 0,07)	6,1 - 13,1 (8,3 \pm 0,12)	6,1 - 14,6 (9,3 \pm 0,21)
P-total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	7,9 - 64,7 (19,1 \pm 0,94)	10,2 - 18,4 (13,1 \pm 0,21)	15,4 - 29,1 (20,6 \pm 0,26)	10,2 - 48,7 (16,3 \pm 0,53)
Mat. Orgânica (mg.L ⁻¹)	1,8 - 5,6 (3,2 \pm 0,11)	2,4 - 6,6 (4,3 \pm 0,10)	1,4 - 4,4 (2,9 \pm 0,04)	0,5 - 12,2 (4,4 \pm 0,19)
Mat. Inorgânica (mg.L ⁻¹)	0 - 12,0 (3,7 \pm 0,15)	0 - 9,8 (1,9 \pm 0,21)	0 - 12,4 (1,7 \pm 0,17)	0 - 13,7 (2,4 \pm 0,28)
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	nd - 2,2 (0,9 \pm 0,06)	nd - 8,7 (3,0 \pm 0,22)	nd - 5,7 (2,1 \pm 0,10)	1,7 - 10,2 (4,1 \pm 0,18)
Feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	nd - 3,8 (1,0 \pm 0,08)	nd - 10,6 (2,2 \pm 0,22)	0,3 - 9,7 (2,2 \pm 0,14)	0,7 - 10,3 (2,6 \pm 0,14)

TABELA VI - Concentrações (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) dos compostos nitrogenados e fosfatados, pigmentos vegetais (clorofila *a* e feofitina) e material em suspensão (frações orgânica e inorgânica) na represa Bariri em 2001. A sigla nd refere-se à concentração não detectável pelo método utilizado.

	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,9 - 90,4 (15,5 \pm 1,84)	3,2 - 117,6 (36,1 \pm 2,23)	20,9 - 242,6 (49,4 \pm 2,50)	78,2 - 232,8 (164,5 \pm 3,12)
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	501,4 - 1492,6 (1059,9 \pm 17,47)	209,1 - 636,5 (444,5 \pm 7,99)	253,0 - 1497,4 (1083,8 \pm 32,99)	379,1 - 3050,0 (2060,3 \pm 52,32)
Amônia ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5,0 - 839,1 (50,4 \pm 12,11)	5,0 - 422,4 (20,9 \pm 5,00)	5,8 - 1234,0 (140,3 \pm 29,25)	12,8 - 1429,1 (144,9 \pm 30,73)
N-total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1332,3 - 6361,6 (2920,0 \pm 115,4)	641,5 - 2206,4 (1113,2 \pm 30,5)	1227,9 - 6972,1 (2714,4 \pm 105,71)	835,3 - 252527,8 (9227,4 \pm 3099,5)
PO ₄ -total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	19,2 - 339,1 (35,3 \pm 4,63)	15,5 - 105,4 (24,2 \pm 1,02)	18,6 - 418,3 (37,7 \pm 4,6)	44,6 - 829,9 (86,8 \pm 12,5)
P-total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	65,7 - 3684,3 (173,3 \pm 41,3)	41,2 - 144,9 (59,1 \pm 1,57)	43,5 - 702,5 (98,1 \pm 11,45)	68,6 - 2676,2 (382,4 \pm 58,70)
Mat. Orgânica (mg.L ⁻¹)	3,2 - 608,0 (23,5 \pm 7,22)	2,0 - 17,0 (6,2 \pm 0,26)	1,8 - 49,2 (6,4 \pm 0,81)	2,0 - 4365,5 (144,3 \pm 64,9)
Mat. Inorgânica (mg.L ⁻¹)	0,8 - 48,0 (4,1 \pm 0,57)	0 - 6,67 (3,45 \pm 0,18)	0,2 - 7,2 (2,3 \pm 0,11)	0 - 360,0 (9,0 \pm 4,1)
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	9,7 - 3873,0 (113,6 \pm 43,8)	nd - 63,2 (12,1 \pm 1,13)	13 - 523,2 (25,8 \pm 7,11)	1,3 - 13522,7 (486,8 \pm 193,28)
Feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	3,0 - 737,4 (27,5 \pm 8,52)	0,3 - 35,9 (6,3 \pm 0,68)	0,3 - 345,4 (9,8 \pm 3,99)	1,5 - 10708,8 (221,2 \pm 127,2)

A represa de Bariri pode ser caracterizada neste estudo como um ambiente eutrófico, de acordo com o índice de trofia de Toledo Jr e hipereutrófico pelo índice e trofia de Salas & Martino (Figura 10). Nesta represa os valores médios obtidos para o índice de Toledo Jr variaram entre 56,7 e 74,9, e entre 62,5 e 81,9 para o índice de Salas & Martino. Na represa de Ponte Nova verifica-se a condição de mesotrofia quando se aplica o índice de Salas & Martino e uma alternância entre ambas, oligotrofia e mesotrofia quando da aplicação do índice de Toledo Jr (Figura 10). Os valores médios destes índices variaram entre 36,7 e 46,2 para o índice de Toledo Jr e entre 41,1 e 47,7 para o índice de Salas & Martino, na represa de Ponte Nova, durante o período estudado.

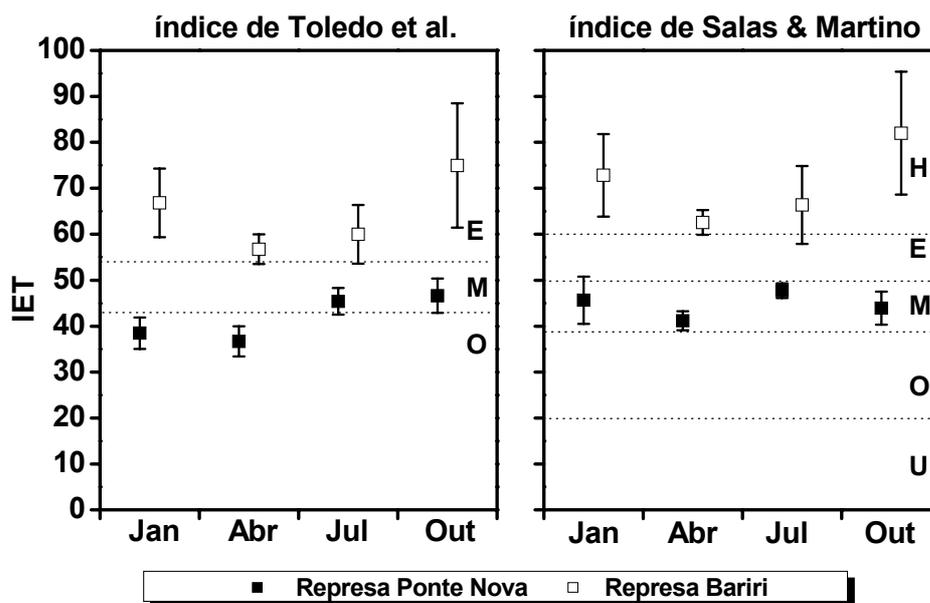


FIGURA 10 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) dos índices de estado trófico (IET) de Toledo Jr et al. e de Salas & Martino nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001. As categorias tróficas estão representadas pelas letras U (ultra-oligotrofia), O (oligotrofia), M (mesotrofia), E (eutrofia) e H (hipereutrofia).

O teor médio de matéria orgânica no sedimento da represa de Ponte Nova variou entre 7,2% e 8,2% do peso seco (Figura 11). Em termos de valores máximos, na represa de Ponte Nova foram registrados valores relativos entre 22,7% e 28,9% de matéria orgânica no sedimento, enquanto que na represa de Bariri estes valores variaram entre 11,8% e 15,3%. Na represa Ponte Nova, o conteúdo de matéria orgânica nas diferentes profundidades de amostragem foi heterogêneo; enquanto que, na represa Bariri esta heterogeneidade foi menor com o aumento da profundidade do ponto de amostragem (Figura 12).

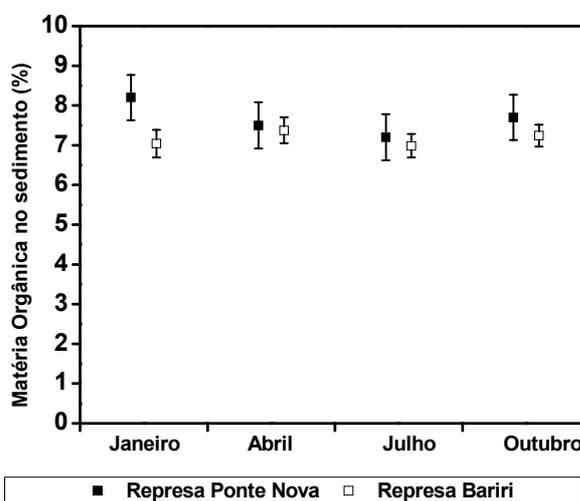


FIGURA 11 - Valores de concentração relativa de $(\bar{x} \pm e.p.)$ de matéria orgânica no sedimento das represas de Ponte Nova e de Bariri em 2001.

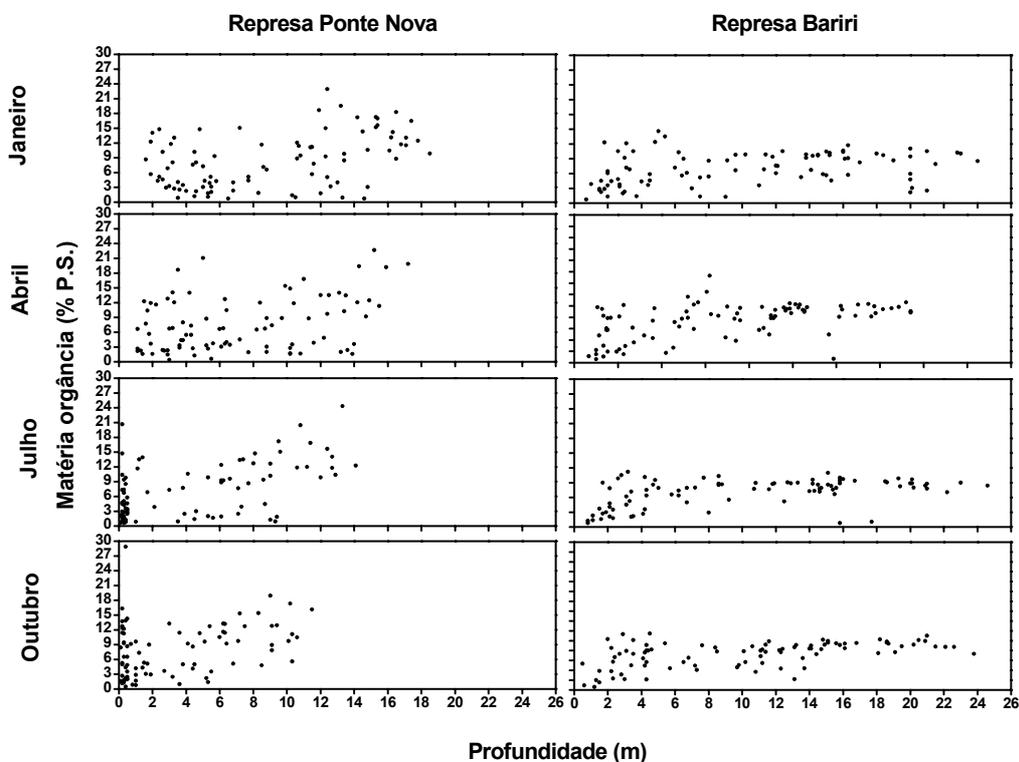


FIGURA 12 - Valores da concentração relativa de matéria orgânica no sedimento das represas de Ponte Nova e de Bariri em 2001.

A areia foi a principal fração granulométrica do sedimento da represa Ponte Nova, com valores médios entre 47,2% e 50,2% (Tabela VII). Das distintas classes que compõem a areia total, a principal foi a fração fina, cujos valores médios variaram entre 14,8% e 15,9%. A fração grossa, com valores médios entre 10,6% e 13,5%, e a fração média, com valores entre 12,4% e 14,0%, também foram importantes na constituição da textura do sedimento em Ponte Nova. Os valores médios das frações finas do sedimento, silte e argila, variaram entre 12,5% e 15,2% para o primeiro e entre 35,2% e 37,6%.

TABELA VII - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) das frações granulométricas no sedimento da represa Ponte Nova em 2001.

	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
Areia Total	0,5 - 96,3 (50,2 ± 3,73)	0,6 - 96,0 (50,4 ± 3,47)	0,4 - 95,9 (51,4 ± 3,80)	0,6 - 97,5 (47,2 ± 3,66)
Areia Muito Grossa (1,00mm)	0,0 - 18,5 (2,9 ± 0,44)	0,0 - 20,5 (3,0 ± 0,44)	0,0 - 19,1 (3,4 ± 0,49)	0,0 - 19,7 (2,7 ± 0,42)
Areia Grossa (0,50mm)	0,0 - 41,6 (12,2 ± 1,29)	0,0 - 40,1 (11,9 ± 1,21)	0,0 - 45,6 (13,5 ± 1,37)	0,0 - 42,1 (10,6 ± 1,23)
Areia Média (0,25 mm)	0,0 - 43,8 (13,7 ± 1,30)	0,1 - 57,0 (13,9 ± 1,36)	0,1 - 38,7 (14,0 ± 1,27)	0,0 - 38,7 (12,4 ± 1,25)
Areia Fina (0,105 mm)	0,1 - 61,0 (15,8 ± 1,47)	0,1 - 44,0 (15,3 ± 1,23)	0,1 - 71,6 (14,8 ± 1,31)	0,1 - 53,6 (15,9 ± 1,37)
Areia Muito Fina (0,053 mm)	0,1 - 21,7 (5,5 ± 0,54)	0,1 - 38,0 (6,4 ± 0,73)	0,1 - 28,9 (5,7 ± 0,60)	0,1 - 37,4 (6,4 ± 0,63)
Silte	0,0 - 37,3 (12,5 ± 1,01)	0,0 - 35,1 (14,7 ± 1,11)	0,0 - 42,7 (13,4 ± 1,24)	0,0 - 39,5 (15,2 ± 1,17)
Argila	3,7 - 85,1 (37,3 ± 2,79)	4,0 - 81,7 (35,5 ± 2,53)	4,1 - 81,7 (35,2 ± 2,73)	2,5 - 82,6 (37,6 ± 2,64)

A análise a partir dos resultados das proporções relativas das frações granulométricas, areia, silte e argila, no sedimento da represa de Ponte Nova, revela como observado no diagrama de Shepard, que a principal classe no sedimento da represa Ponte Nova foi a areia (= arenosa), correspondendo a 35,2% do total das amostras coletadas (Figura 13). As classes areia-argilosa e argila siltica também foram importantes, correspondendo a 2,42% e 25,9% em média, do total dos sedimentos amostrados, respectivamente. Entre os meses de coleta foi verificada uma pequena alteração nas porcentagens das diferentes classes de textura do sedimento.

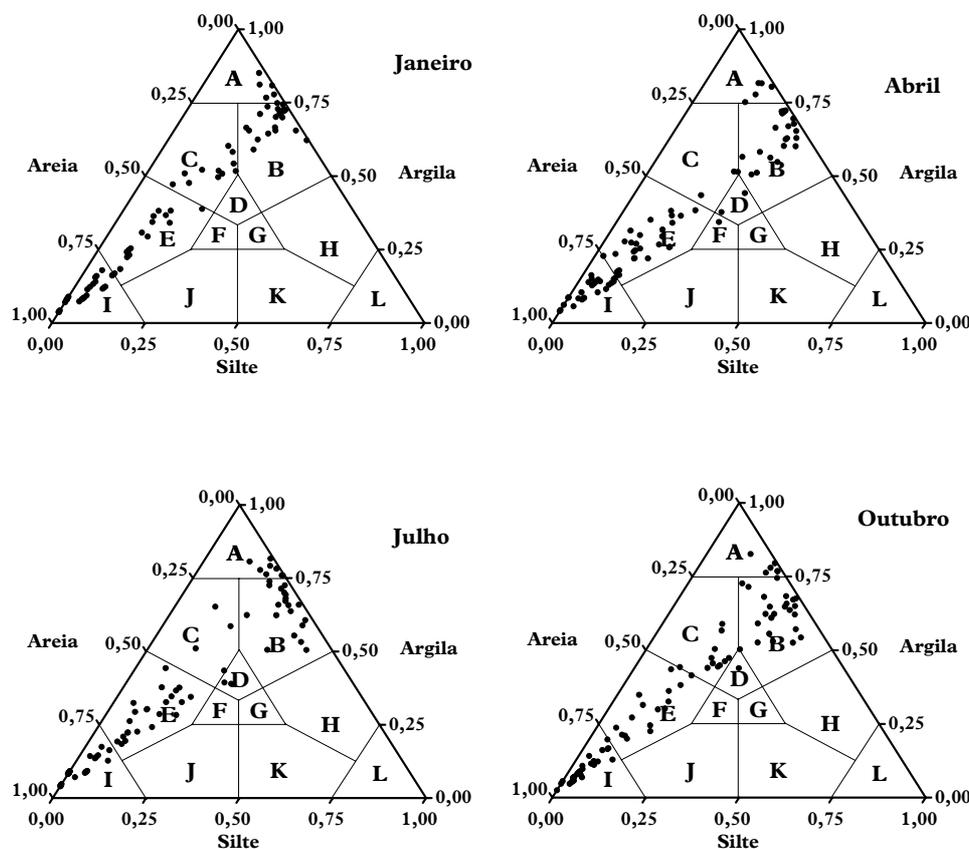


FIGURA 13 - Diagrama Triangular de Shepard com a composição granulométrica do sedimento da represa Ponte Nova em 2001. As classes granulométricas são indicadas no diagrama pelas letras: (A) argila, (B) argila síltica, (C) argila arenosa, (D) argila síltico-arenosa, (E) areia argilosa, (F) areia síltico-argilosa, (G) silte argilo-arenoso, (H) silte argiloso, (I) areia, (J) areia síltica, (K), silte arenoso e (L) silte.

Na represa Bariri, a areia total representou em média 31,3% a 35,3% da composição granulométrica (Tabela VIII). Dentre os diferentes tamanhos de areia, a fração que representa a areia fina foi a que teve maiores valores médios, variando entre 15,9% e 18,2%. O principal componente granulométrica nesta represa foi à argila, com valores médios registrados entre 46,6% e 48,4%. Os valores médios de silte variaram entre 17,7% e 20,3%.

TABELA VIII - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e erro-padrão) das frações granulométricas no sedimento da represa Bariri em 2001.

	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
Areia Total	1,2 - 92,8 (34,5 ± 0,80)	0,0 - 95,8 (35,3 ± 2,87)	1,2 - 95,6 (31,9 ± 2,74)	1,9 - 94,4 (31,3 ± 2,74)
Areia Muito Grossa (1,00mm)	0,0 - 5,7 (0,4 ± 0,10)	0,0 - 4,5 (0,5 ± 0,10)	0,0 - 3,4 (0,3 ± 0,07)	0,0 - 5,4 (0,4 ± 0,09)
Areia Grossa (0,50mm)	0,0 - 9,7 (1,6 ± 0,19)	0,0 - 12,5 (2,0 ± 0,26)	0,0 - 8,4 (1,7 ± 0,18)	0,0 - 12,1 (1,6 ± 0,24)
Areia Média (0,25 mm)	0,2 - 20,6 (4,9 ± 0,48)	0,3 - 56,9 (6,6 ± 0,78)	0,1 - 69,3 (6,5 ± 0,91)	0,2 - 21,2 (5,2 ± 0,44)
Areia Fina (0,105 mm)	0,5 - 67,3 (18,2 ± 2,02)	1,5 - 73,5 (18,1 ± 1,82)	0,8 - 79,3 (15,9 ± 1,82)	0,4 - 67,5 (16,1 ± 1,85)
Areia Muito Fina (0,053 mm)	0,1 - 44,8 (9,4 ± 0,96)	0,5 - 30,8 (8,5 ± 0,80)	0,3 - 39,5 (7,4 ± 0,78)	0,5 - 34,6 (8,1 ± 0,77)
Silte	0,0 - 32,9 (17,7 ± 0,80)	0,0 - 33,1 (17,8 ± 0,86)	0,0 - 36,8 (20,2 ± 0,92)	0,0 - 39,3 (20,3 ± 0,93)
Argila	7,2 - 83,1 (47,8 ± 2,34)	4,2 - 82,0 (46,6 ± 2,29)	4,2 - 86,0 (47,9 ± 2,10)	5,6 - 83,3 (48,4 ± 2,19)

Com relação à classificação a partir da textura do sedimento, na represa Bairi foi notado que em todos os períodos, a classe argila siltica foi a principal, representando 36,7% a 45,6% das amostras em cada período (Figura 14). Um número considerável de amostras, 20,0% a 27,4%, foi caracterizado na classe areia argilosa.

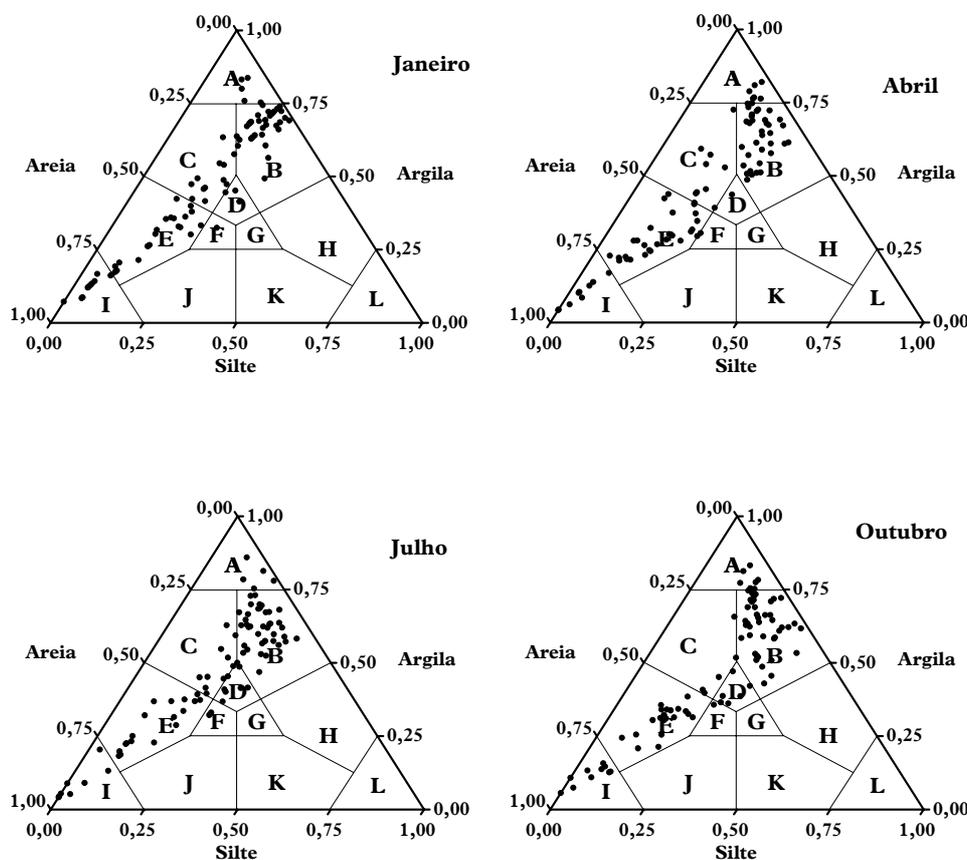


FIGURA 14 - Diagrama Triangular de Shepard com a composição granulométrica do sedimento da represa Bariri em 2001. As classes granulométricas são indicadas no diagrama pelas letras: (A) argila, (B) argila síltica, (C) argila arenosa, (D) argila síltico-arenosa, (E) areia argilosa, (F) areia síltico-argilosa, (G) silte argilo-arenosa, (H) silte argiloso, (I) areia, (J) areia síltica, (K), silte arenoso e (L) silte.

As distribuições das frações granulométricas, areia total e grânulos finos (silte + argila), nas represas Ponte Nova e Bariri estão representadas nas Figuras 15 e 16. Em ambas as represas, principalmente em Bariri, e nos quatro meses de coleta foram verificadas tendências de diminuição da fração areia em relação ao aumento da profundidade e, conseqüentemente, um aumento de sedimentos finos com o aumento da profundidade.

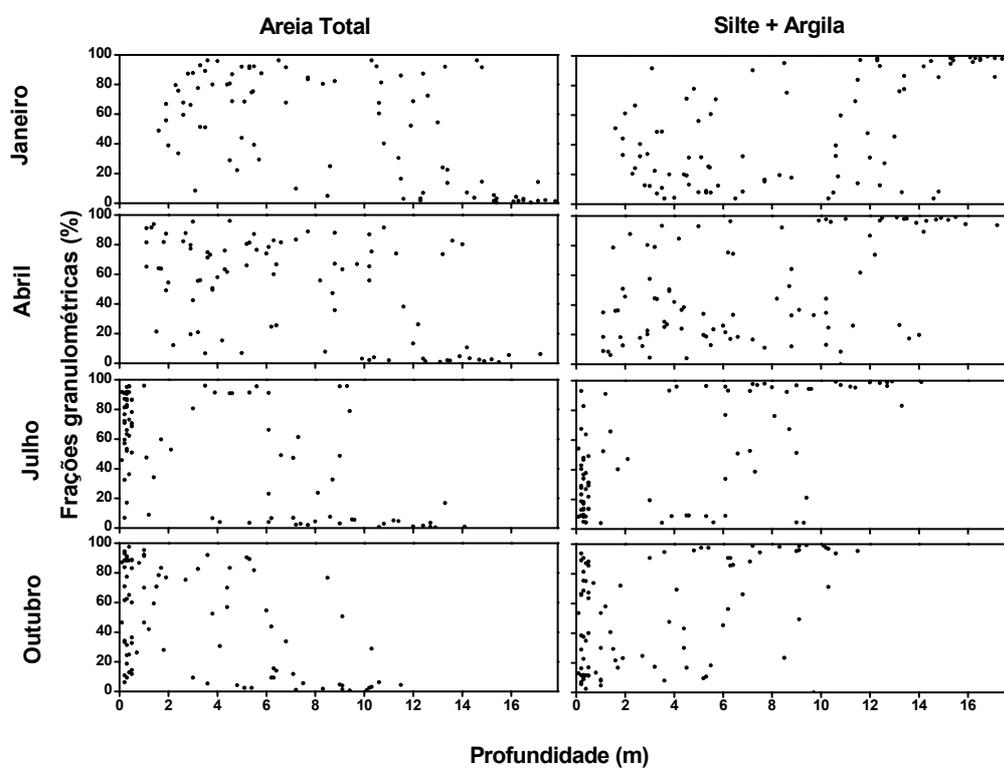


FIGURA 15 - Contribuição relativa das principais frações granulométricas, areia total e finos (silte + argila), em relação à profundidade de coleta na represa Ponte Nova, em 2001.

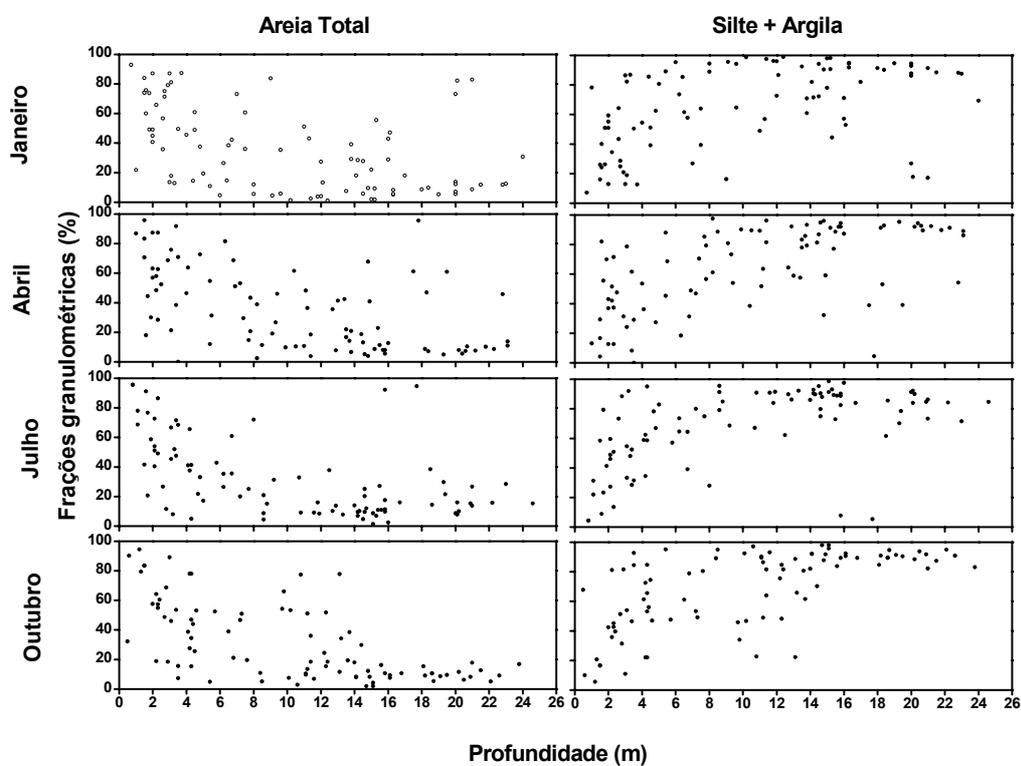


FIGURA 16 - Contribuição relativa das principais frações granulométricas: areia total e finos (silte + argila), em relação à profundidade de coleta na represa Bariri em 2001.

6.2. Fauna de Invertebrados Bentônicos das represas Ponte Nova e Bariri

No total foram identificados 58 táxons nas represas Ponte Nova e Bariri (Tabela IX). Em Ponte Nova, a comunidade bentônica foi composta por 36 táxons pertencentes às Ordens Diptera, Odonata e Trichoptera (Classe Insecta) e às Classes Oligochaeta e Hirudinea (Filo Anellida). Na represa Bariri foram registrados 39 táxons, representados por organismos pertencentes aos mesmos grupos acima citados (exceto Odonata), incluindo representantes da Ordem Ephemeroptera (Insecta) e das Classes Gastropoda e Bivalvia (Filo Mollusca).

O Filo Mollusca, na represa Bariri, foi representado por 4 táxons de Gastropoda e 1 de Bivalvia, *Corbicula fluminea*. Em ambas as represas estudadas, os hirudíneos presentes pertenciam à família Glossiphoniidae. A Classe Oligochaeta foi o grupo com maior riqueza de táxons, na represa Bariri, com um total de 16 táxons identificados. Na represa Ponte Nova este grupo foi representado por 10 táxons, totalizando 20 táxons entre as duas represas. Entre os insetos, Chironomidae foi o grupo com maior número de táxons, com 24 táxons no total, sendo o grupo com maior riqueza de táxons na represa Ponte Nova (21 táxons) e o segundo de maior riqueza na represa Bariri (13 táxons).

TABELA IX - Composição taxonômica da comunidade de invertebrados bentônicos nas represas Ponte Nova e Bariri, em 2001. As siglas PTN e BAR referem-se à presença do táxon na represa Ponte Nova e Bariri, respectivamente. As espécies anotadas com asterisco (*) indicam ser espécies invasoras.

MOLLUSCA

Gastropoda

Thiaridae

*Melanoides tuberculata** (Müller, 1774) – BAR
Aylacostoma sp (Bernardi, 1856) - BAR

Planorbidae

Biomphalaria sp (Preston, 1910) - BAR

Physidae

Physa cubensis (Pfeifer, 1839) – BAR

Bivalvia

Corbiculidae

*Corbicula fluminea** (Müller, 1774) – BAR

ANELLIDA

Oligochaeta

Tubificidae

Bothrioneurum americanum (Stolc, 1886) - PTN, BAR
Branchiura sowerbyi (Beddard, 1892) - PTN, BAR
Limnodrilus hoffmeisteri (Claparede, 1862) - PTN, BAR
Limnodrilus udekemianus (Claparede, 1862) – PTN

Naididae

Allonais lairdi (Naidu, 1965) – PTN
Allonais paraguayensis (Michaelsen, 1905) – BAR
Dero (Aulophorus) furcatus (Müller, 1773) – BAR
Dero (Aulophorus) lodeni (Brinkhurst, 1986) – BAR
Dero (Dero) botrytis (Marcus, 1943) – BAR
Dero (Dero) digitata (Müller, 1773) – BAR
Dero (Dero) evelinae (Marcus, 1943) – BAR
Dero (Dero) multibranchiata (Steiren, 1892) – PTN
Dero (Dero) nivea (Aiyer, 1929) – BAR
Dero (Dero) obtusa (d'Udekem, 1885) – BAR
Dero (Dero) pectinata (Aiyer 1929) – BAR
Haemonais waldvogeli (Bretscher, 1900) – BAR
Pristina americana (Cernosvitov, 1937) – PTN, BAR
Slavinia evelinae (Marcus, 1942) – PTN, BAR
Opistocysta funiculus (Cordero, 1948) – PTN, BAR
Brinkhurstia americanus (Brinkhurst, 1964) – PTN

Opistocystidae

Allurodidae

Hirudinea

Glossiphoniidae

Não identificado - PTN, BAR

ARTHROPODA

Insecta

Ephemeroptera

Polymitarcyidae

Campsurus sp (Eaton, 1871) – BAR

Odonata

Gomphiidae

Não identificado – PTN

Trichoptera

Leptoceridae

Oecetis sp (McLachlan, 1877) – BAR

Polycentropodidae

Cymellus sp (Banks, 1913) – PTN

Diptera

Ceratopogonidae

Bezzia sp (Kieffer, 1899) – PTN
 não identificado – BAR

(continuação da Tabela IX)

Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp (Lichtenstein, 1800) - PTN, BAR
Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i> sp (Johannsen, 1905) – PTN
	<i>Aedokritus</i> sp (Roback, 1958) – BAR
	<i>Axarus</i> sp (Roback, 1980) – PTN
	<i>Caladomyia</i> sp (Kieffer, 1921) – PTN
	<i>Chironomus gr decorus</i> sp (Johannsen, 1905) – BAR
	<i>Cladopelma</i> sp (Kieffer, 1921) – PTN
	<i>Coelotanypus</i> sp (Kieffer, 1913) – PTN, BAR
	<i>Cryptochironomus</i> sp (Kieffer, 1918) – PTN, BAR
	<i>Dicrotendipes</i> sp (Kieffer, 1913) – PTN, BAR
	<i>Djalmabatista</i> sp (Fittkau, 1968) – PTN
	<i>Fissimentum dessicatum</i> (Roback, 1966) – PTN, BAR
	<i>Fissimentum</i> sp (Roback, 1966) – PTN
	<i>Goeldichironomus</i> sp (Fittkau, 1965) – PTN, BAR
	<i>Harnischia</i> sp (Kieffer, 1921) – PTN, BAR
	? <i>Kiefferulus</i> sp (Goetghebuer, 1922) – PTN
	<i>Labrundinia</i> sp (Fittkau, 1962) – PTN
	<i>Nilothauma</i> sp (Kieffer, 1921) – PTN
	<i>Polypedilum (Asheum)</i> sp (Sublette & Sublette, 1983) – PTN
	<i>Polypedilum</i> sp (Kieffer, 1912) – PTN, BAR
	<i>Procladius</i> sp (Skuse, 1889) – PTN, BAR
	<i>Saetheria</i> sp (Jackson, 1977) – PTN, BAR
	<i>Tanypus</i> sp (Meigen, 1803) – BAR
	<i>Tanytarsus</i> sp (v. d. Wulp, 1874) – PTN, BAR
	<i>Zavreliella</i> sp (Kieffer, 1920) – PTN

A Figura 17 representa a ordenação crescente do número de táxons por amostra em cada período de coleta nas represas Ponte Nova e Bariri. Em ambas as represas, o valor médio do número de táxons por amostra foi 4, sendo 19 táxons o valor máximo obtido na represa Bariri em janeiro e 14 táxons na represa Ponte Nova, registrado em julho. Considerando o número de organismos presentes por amostra observa-se uma grande variação de valores, com valores médios iguais a 25 e 50 organismos na represa Ponte Nova e Bariri, respectivamente (Figura 18). Os valores máximos registrados foram de 186 e 430 indivíduos nas represas de Ponte Nova e Bariri, respectivamente, sendo ambos obtidos em outubro. Os períodos com menor porcentagem, 26% das amostras com mais que o valor médio, foram janeiro e outubro para a represa Ponte Nova e julho para a represa Bariri (Figura 18).

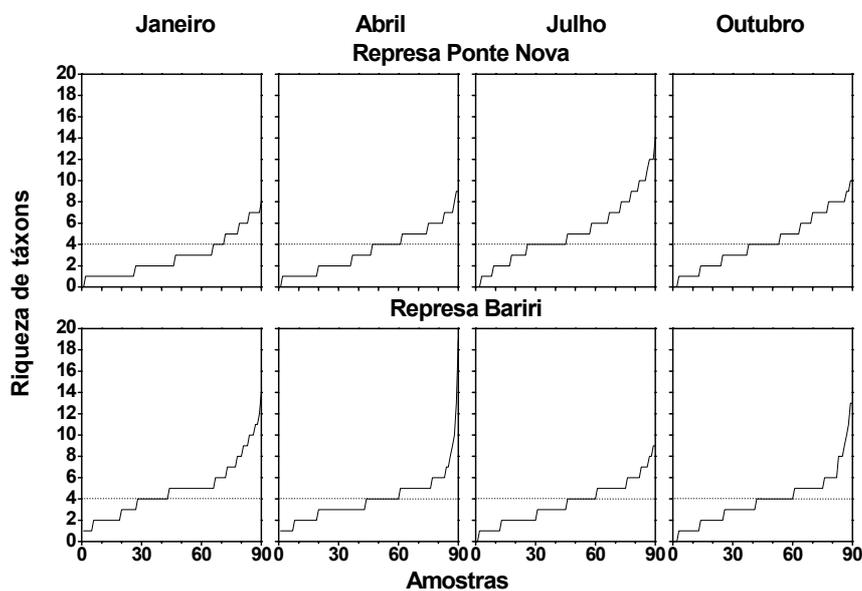


FIGURA 17 - Ordenação crescente do número de táxons coletados por amostras nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001. A linha tracejada represa o valor médio, considerando-se o total de amostras nos quatro períodos de amostragem.

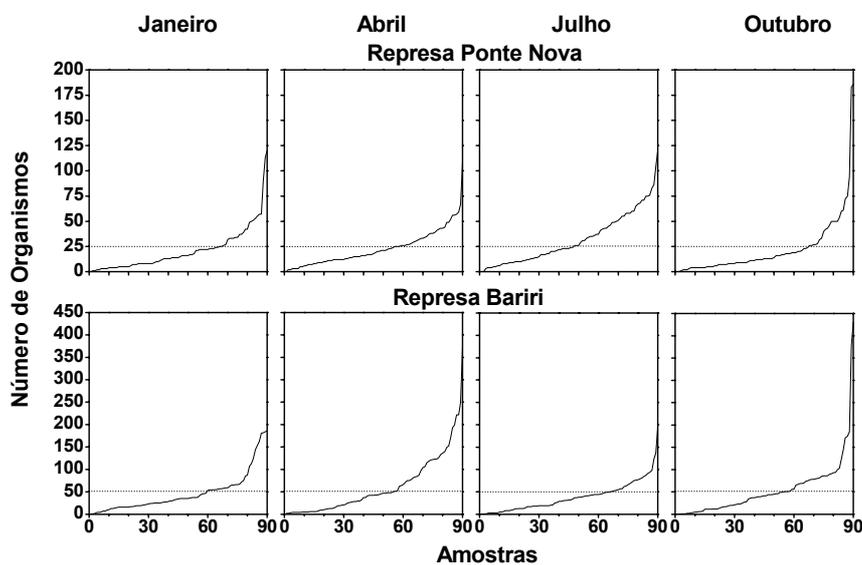


FIGURA 18 - Ordenação crescente do número de organismos coletados por amostras nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001. A linha tracejada represa o valor médio, considerando-se o total de amostras nos quatro períodos de amostragem.

Nas 720 amostras coletadas, 8.934 invertebrados foram encontrados na represa Ponte Nova e 18.435 organismos na represa Bariri, totalizando 27.369 espécimes.

A densidade média da fauna bentônica variou entre 1.024,1 ind.m⁻² e 1.657,0 ind.m⁻², na represa Bariri, e entre 562,3 ind.m⁻² e 850,0 ind.m⁻², na represa Ponte Nova (Figura 19). O período com maior densidade média na represa Bariri foi abril e em Ponte Nova foi julho, sendo que para esta última represa nos demais períodos de amostragens observaram-se valores de densidade média bastante próximos.

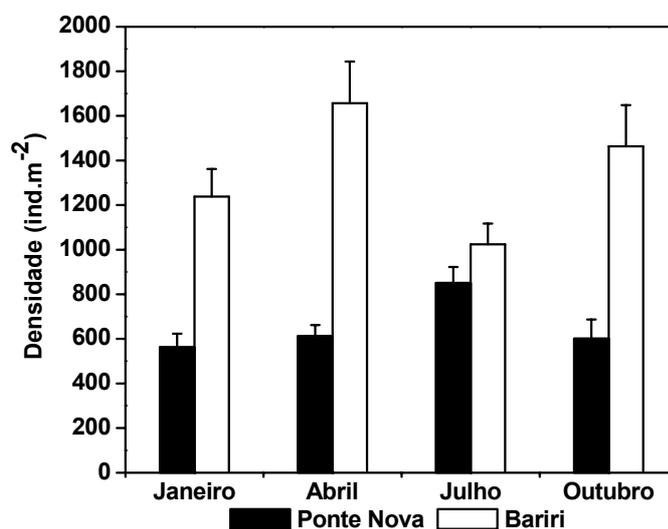


FIGURA 19 - Densidade ($\bar{x} \pm e.p.$) de invertebrados bentônicos nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

Na represa de Bariri, os Mollusca constituíram o grupo dominante, com maior abundância relativa em janeiro, representando 46,6% da densidade total do bentos, seguidos por Oligochaeta, com 35,7%. Nos demais períodos os Oligochaeta foram o grupo dominante, com valores de abundância relativa variando entre 66,1% em julho e 81% em abril, enquanto que Mollusca teve uma diminuição de abundância em até 12,9% em abril (Figura 20). A abundância relativa de Hirudinea variou de 0,8 a 3,2% e a de Chironomidae

entre 2,9 a 8,7% do total de organismos coletados em cada período. Os demais insetos coletados tiveram participação de 8% no bentos total em janeiro, decrescendo para até 1,3 % em outubro (Figura 20).

Na represa Ponte Nova, cerca de 77% dos organismos coletados em janeiro e abril pertenciam ao gênero *Chaoborus* (Figura 21). Nestes períodos, os Chironomidae corresponderam à cerca de 16% do total. Posteriormente, nas amostragens de julho e novembro houve diminuição na abundância relativa de Chaoboridae para 41,8% em julho e 48,9% em outubro. Concomitantemente, Chironomidae atingiu sua maior abundância relativa nestes períodos, com valores de 50,7% (julho) e 38,6% (outubro). A abundância relativa dos Oligochaeta variou entre 4 e 11% no período estudado e os demais organismos representaram numericamente menos que 1% do bentos total.

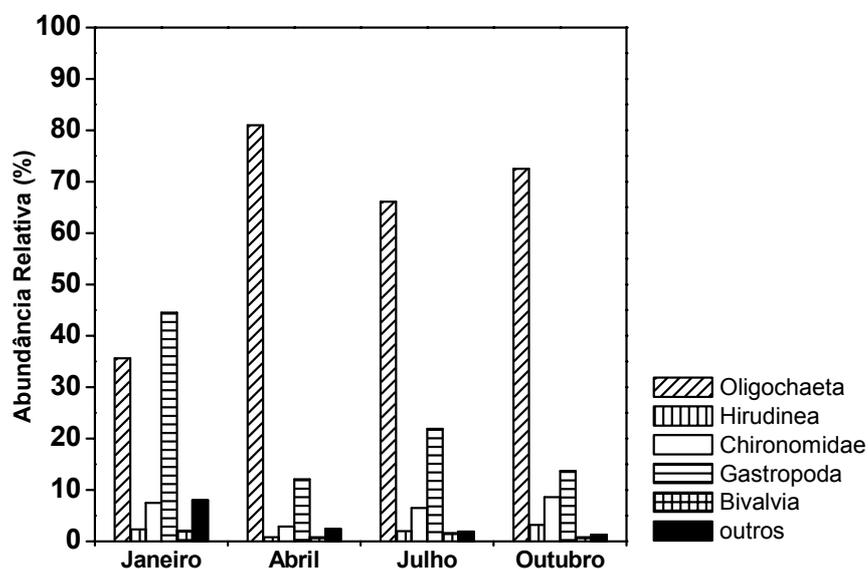


FIGURA 20 - Abundância Relativa dos grupos taxonômicos na represa Bariri em 2001.

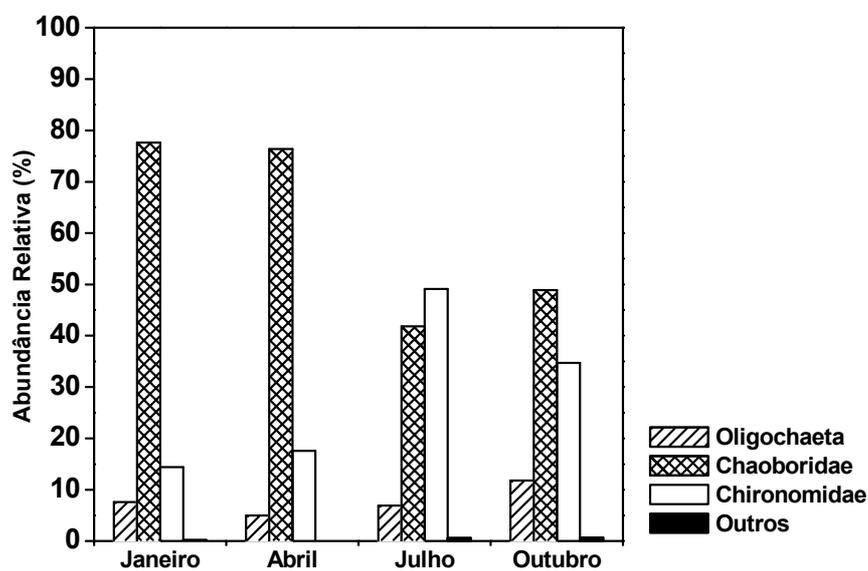


FIGURA 21 - Abundância Relativa dos grupos taxonômicos na represa Ponte Nova em 2001.

Os Oligochaeta constituíram 65,4% da comunidade bentônica na represa Bariri, sendo *Branchiura sowerbyi* a espécie dominante com 47,6% do bentos total, seguido por *Limnodrilus hoffmeisteri*, com 12,1% de abundância relativa (Tabela X). Entre os Naididae registrou-se abundância relativa de 5,1% dos organismos coletados, sendo *Pristina americana* a espécie de maior frequência (2,7%). O filo Mollusca foi segundo grupo com abundância relativa igual a 23,1% do bentos total, sendo *Melanoides tuberculata* a principal espécie, representando cerca de 86,1% dos organismos pertencentes a este filo. Com relação aos insetos, a maioria dos táxons é rara, isto é, tiveram abundância relativa menor que 1%. *Chaoborus* (Chaoboridae) teve abundância de 2,7% e frequência de ocorrência de 36,1%, enquanto que *Coelotanytus*, gênero mais abundante entre os Chironomidae, representou quase 50% do total das larvas coletadas desta família e 3% do bentos total, estando presente em 29,7% das amostras.

Nesta represa, *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta) e *Melanoides tuberculata* (Mollusca) foram os táxons que ocorreram em um maior número de amostras, com valores de frequência acima de 50%, em geral (Tabela XI). *Chaoborus* teve somente em janeiro uma elevada frequência de ocorrência, ocorrendo em 67,8% das amostras, diminuindo progressivamente nas coletas subseqüentes até a completa ausência em outubro. Entre os Chironomidae, *Coelotanytus* foi considerada constante em outubro (43,3%) e acessória em janeiro (32,2%) e julho (27,8%); os demais táxons desta família tiveram ocorrência acidental na represa de Bariri. Este fato foi igualmente observado para as demais espécies de oligoquetos, que na grande maioria foi registrada com valores de frequência de ocorrência inferiores a 5%, exceto *Dero (Aulophorus) lodeni*, cujos valores de ocorrência em abril e outubro variaram entre 24,4 e 21,1%, respectivamente.

TABELA X – Abundância relativa dos invertebrados bentônicos na represa Bariri em 2001.

	Geral	Jan	Abr	Jul	Out		Geral	Jan	Abr	Jul	Out
<i>Melanoides tuberculata</i>	19,9	38,6	11,1	20,6	13,4	<i>Slavinia evelinae</i>	< 0,1		< 0,1	< 0,1	< 0,1
<i>Aylacostoma</i>	0,5	1,0	0,3	0,9	0,2	Hirudinea	2,0	2,3	0,8	2,0	3,2
<i>Biomphalaria</i>	1,1	3,7	0,5	0,3	< 0,1	<i>Chaoborus</i>	2,7	7,6	2,1	1,6	
<i>Physa cubensis</i>	0,3	1,2	< 0,1	< 0,1		Ceratopogonidae	< 0,1		< 0,1	0,2	0,2
<i>Corbicula fluminea</i>	1,3	2,1	0,8	1,6	0,8	<i>Coelotanypus</i>	3,0	4,7	0,9	2,8	4,2
<i>Branchiura sowerbyi</i>	47,6	23,8	65,3	46,6	48,0	<i>Procladius</i>	< 0,1			< 0,1	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	12,1	8,0	9,3	15,9	15,9	<i>Tanypus</i>	< 0,1				< 0,1
<i>Bothrioneurum americanum</i>	0,2		< 0,1	1,0		<i>Aedokritus</i>	1,1	0,9	1,1	1,8	0,9
<i>Opistocysta funiculus</i>	0,4	1,0	< 0,1	0,2	0,5	<i>Chironomus gr decorus</i>	0,4	0,2	0,1		1,1
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	< 0,1		< 0,1		< 0,1	<i>Cryptochironomus</i>	0,4	0,3	0,1	0,6	0,6
<i>Dero (Aulophorus) lodei</i>	0,7	0,4	1,2	0,3	0,8	<i>Dicrotendipes</i>	0,2		0,4	0,1	0,2
<i>Dero (Dero) botrytis</i>	0,3	0,5	0,5		0,1	<i>Fissimentum dessicatum</i>	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
<i>Dero (Dero) digitata</i>	< 0,1	0,2		< 0,1	< 0,1	<i>Goeldichironomus</i>	< 0,1		< 0,1		
<i>Dero (Dero) evelinae</i>	< 0,1	< 0,1	< 0,1		< 0,1	<i>Harnischia</i>	< 0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dero (Dero) nivea</i>	0,9	0,6	1,1	0,7	1,1	<i>Polypedilum</i>	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Dero (Dero) obtusa</i>	< 0,1	< 0,1	0,2	0,3		<i>Saetheria</i>	0,3	0,0	0,0	0,3	0,9
<i>Dero (Dero) pectinata</i>	< 0,1		< 0,1			<i>Tanytarsus</i>	0,6	1,3	0,1	0,9	0,6
<i>Allonais paraguayensis</i>	< 0,1		< 0,1			Ephemeroptera	0,5	0,5	0,3	0,1	1,1
<i>Haemonais waldvogeli</i>	0,3	0,4	0,6			Trichoptera	< 0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>Pristina americana</i>	2,7	0,6	2,7	0,9	5,8						

TABELA XI - Frequência de ocorrência dos invertebrados bentônicos na represa Bariri em 2001.

	Geral	Jan	Abr	Jul	Out		Geral	Jan	Abr	Jul	Out
<i>Melanoides tuberculata</i>	62,2	19,9	72,2	51,1	65,6	<i>Slavinia evelinae</i>	0,8	0,0	1,1	1,1	1,1
<i>Aylacostoma</i>	11,9	0,5	18,9	13,3	11,1	Hirudinea	36,1	34,4	23,3	36,7	50,0
<i>Biomphalaria</i>	13,1	2,7	67,8	45,6	31,1	<i>Chaoborus</i>	36,1	2,7	67,8	45,6	31,1
<i>Physa cubensis</i>	5,0	14,4	4,4	1,1	-	Ceratopogonidae	3,3	0,1		2,2	5,6
<i>Corbicula fluminea</i>	15,6	23,3	14,4	14,4	10,0	<i>Coelotanypus</i>	29,7	3,0	32,2	15,6	27,8
<i>Branchiura sowerbyi</i>	70,3	65,6	74,4	62,2	78,9	<i>Procladius</i>	0,3	< 0,1			1,1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	55,6	41,1	71,1	54,4	55,6	<i>Tanypus</i>	0,3	< 0,1			
<i>Bothrioneurum americanum</i>	0,6		1,1	1,1		<i>Aedokritus</i>	4,4	1,1	7,8	2,2	6,7
<i>Opistocysta funiculus</i>	5,0	6,7	1,1	2,2	10,0	<i>Chironomus gr decorus</i>	3,9	0,4	6,7	3,3	1,1
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	-	1,1	1,1	-	0,6	<i>Cryptochironomus</i>	7,2	0,4	6,7	4,4	8,9
<i>Dero (Aulophorus) lodei</i>	16,7	12,2	24,4	8,9	21,1	<i>Dicrotendipes</i>	1,9	0,2	1,1	1,1	1,1
<i>Dero (Dero) botrytis</i>	2,8	5,6	4,4	0,0	1,1	<i>Fissimentum dessicatum</i>	1,4	< 0,1	1,1	2,2	1,1
<i>Dero (Dero) digitata</i>	0,6	1,1	0,0	0,0	1,1	<i>Goeldichironomus</i>	0,3	< 0,1		1,1	
<i>Dero (Dero) evelinae</i>	0,8	2,2	0,0	0,0	1,1	<i>Harnischia</i>	1,1	< 0,1		2,2	
<i>Dero (Dero) nivea</i>	1,7	1,1	3,3	0,0	2,2	<i>Polypedilum</i>	2,2	0,1	2,2	5,6	
<i>Dero (Dero) obtusa</i>	1,1	2,2	2,2	0,0	0,0	<i>Saetheria</i>	3,1	0,3	1,1		4,4
<i>Dero (Dero) pectinata</i>	0,6	1,1	1,1	0,0	0,0	<i>Tanytarsus</i>	6,4	0,6	10,0	1,1	6,7
<i>Allonais paraguayensis</i>	0,6	1,1	1,1	0,0	0,0	Ephemeroptera	2,8	0,5	2,2	2,2	2,2
<i>Haemonais waldvogeli</i>	1,7	4,4	2,2	0,0	0,0	Trichoptera	0,3	< 0,1		1,1	
<i>Pristina americana</i>	5,8	3,3	11,1	5,6	3,3						

Para a represa de Ponte Nova, a Classe Insecta foi o principal componente da comunidade de invertebrados bentônicos, sendo *Chaoborus* (Chaoboridae) o grupo numericamente dominante, correspondendo a 59,1% do total dos invertebrados coletados (Tabela XII). Entre os Chironomidae, *Polypedilum* e *Caladomyia* foram os gêneros mais abundantes com 7,9 e 5,2% do total. Com relação aos oligoquetos presentes em Ponte Nova, os tubificídeos *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri*, foram os mais abundantes, correspondendo a 4,1 e 2,9% do total de organismos coletados, respectivamente, sendo que o grupo representou 7,7% do total de organismos coletados em 2001. A maioria dos táxons teve abundância relativa ocasional ou rara, sendo que *Ablabesmyia*, *Djalmabatista*, *Fissimentum dessicatum*, *Kiefferulus*, *Polypedilum*, *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri* apresentaram diferenças nas abundâncias relativas entre os meses de coleta.

Nesta represa, *Chaoborus* foi o táxon com maiores freqüências de ocorrência, chegando a estar presente em quase todas amostras coletadas em abril, 95,6% (Tabela XIII). A ocorrência dos táxons de quironomídeos foi bastante irregular nesta represa, visto que em algumas coletas estes foram considerados constantes e em outras, os mesmos táxons, foram categorizados como acessórias ou mesmo acidentais. Entre os Oligochaeta, *Branchiura sowerbyi* foi à espécie com maior freqüência de ocorrência, estando presente entre 35,6% e 43,8% das amostras coletadas nos diferentes períodos. *Limnodrilus hoffmeisteri* também merece destaque uma vez que esteve presente em 23,3% e 25,6% das amostras coletadas em abril e outubro, respectivamente.

TABELA XII - Abundância relativa dos invertebrados bentônicos na represa Ponte Nova em 2001.

	Geral	Jan	Abr	Jul	Out		Geral	Jan	Abr	Jul	Out
<i>Branchiura sowerbyi</i>	4,1	3,4	3,7	2,9	7,1	<i>Axarus</i>	<0,01		<0,01		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2,9	3,7	0,8	2,9	4,3	<i>Cladopelma</i>	1,1	0,3	0,9	1,8	0,9
<i>L. udekemianus</i>	<0,01			0,1		<i>Cryptochironomus</i>	0,7	0,1		0,4	2,2
<i>Bothrioneurum americanum</i>	0,2			0,4	0,4	<i>Dicrotendipes</i>	<0,01				0,1
<i>Pristina americana</i>	<0,01	<0,01				<i>Fissimentum dessicatum</i>	2,7	0,7	2,1	5,0	1,9
<i>Allonais lairdi</i>	0,1	0,2	0,1	0,1		<i>Fissimentum sp2</i>	0,1	0,1		0,1	0,2
<i>Slavinia evelinae</i>	<0,01			0,1		<i>Goeldichironomus</i>	0,2	0,3		0,2	0,4
<i>Dero (Dero) multibranchiata</i>	<0,01	0,1				<i>Harnischia</i>	2,4	0,5	2,1	2,4	4,4
<i>Opistocysta funiculus</i>	0,1	0,3				<i>Kiefferulus</i>	2,3	2,0	0,8	1,8	4,9
<i>Brinkhurstia americanus</i>	0,2		0,3	0,4		<i>Nilothauma</i>	0,1			0,4	0,1
<i>Hirudinea</i>	0,1	0,1		0,1	0,1	<i>Polypedilum</i>	7,9	1,5	4,4	16,3	5,7
<i>Chaoborus</i>	59,1	77,6	76,4	41,8	48,9	<i>Polypedilum (Asheum)</i>	<0,01		<0,01		
<i>Bezzia</i>	0,3			0,4	0,5	<i>Saetheria</i>	<0,01				0,1
<i>Ablabesmya</i>	3,9	1,2	1,2	7,1	4,5	<i>Zavreliella</i>	<0,01	0,1			
<i>Coelotanypus</i>	0,5	0,5	0,1	0,8	0,6	<i>Caladomyia</i>	5,3	5,9	4,4	6,8	3,5
<i>Djalmabatista</i>	2,6	0,5	0,6	4,6	3,9	<i>Tanytarsus</i>	1,7	0,2	1,0	1,6	3,9
<i>Labrundinia</i>	0,1		0,1	0,1	0,1	<i>Cymellus</i>	0,1	0,1		0,1	
<i>Procladius</i>	1,1	0,9	0,7	1,2	1,3	<i>Gomphidae</i>	<0,01				<0,01

TABELA XIII - Frequência de ocorrência dos invertebrados na represa Ponte Nova em 2001.

	Geral	Jan	Abr	Jul	Out		Geral	Jan	Abr	Jul	Out
<i>Branchiura sowerbyi</i>	40,4	41,1	41,1	35,6	43,8	<i>Axarus</i>	0,3		1,1		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	18,7	23,3	8,9	25,6	16,9	<i>Cladopelma</i>	15,3	5,6	15,6	24,4	15,7
<i>L. udekemianus</i>	0,6			2,2		<i>Cryptochironomus</i>	10,3	2,2	1,1	11,1	27,0
<i>Bothrioneurum americanum</i>	2,2			4,4	4,5	<i>Dicrotendipes</i>	0,3				1,1
<i>Pristina americana</i>	0,3		1,1			<i>Fissimentum dessicatum</i>	21,2	8,9	21,1	37,8	16,9
<i>Allonais lairdi</i>	1,1	2,2	1,1	1,1		<i>Fissimentum sp2</i>	2,2	1,1		3,3	4,5
<i>Slavinia evelinae</i>	0,6			2,2		<i>Goeldichironomus</i>	3,1	4,4	1,1	4,4	2,2
<i>Dero (Dero) multibranchiata</i>	0,6	1,1			1,1	<i>Harnischia</i>	27,0	7,8	22,2	34,4	43,8
<i>Opistocysta funiculus</i>	1,1	2,2	1,1	1,1		<i>Kiefferulus</i>	17,0	13,3	11,1	21,1	22,5
<i>Brinkhurstia americanus</i>	1,7		2,2	4,4		<i>Nilothauma</i>	2,5			7,8	2,2
<i>Hirudinea</i>	1,9	2,2		2,2	3,4	<i>Polypedilum</i>	37,3	15,6	35,6	55,6	42,7
<i>Chaoborus</i>	69,1	76,7	95,6	56,7	47,2	<i>Polypedilum (Asheum)</i>	0,3		1,1		
<i>Bezzia</i>	3,3			7,8	5,6	<i>Saetheria</i>	0,6				2,2
<i>Ablabesmya</i>	29,2	18,9	15,6	47,8	34,8	<i>Zavreliella</i>	0,6	1,1		1,1	
<i>Coelotanypus</i>	9,7	6,7	3,3	18,9	10,1	<i>Caladomyia</i>	34,0	30,0	33,3	43,3	29,2
<i>Djalmabatista</i>	15,9	6,7	10,0	26,7	20,2	<i>Tanytarsus</i>	11,4	4,4	12,2	12,2	16,9
<i>Labrundinia</i>	1,7		2,2	2,2	2,2	<i>Cymellus</i>	1,1	1,1	1,1	2,2	
<i>Procladius</i>	14,5	13,3	12,2	14,4	18,0	<i>Gomphidae</i>	0,3				1,1

Entre os táxons que tiveram a ocorrência em ambas às represas exceto *Coelotanypus*, *Cryptochironomus*, *Dicrotendipes* e *Saetheria*, pertencentes à família Chironomidae (Diptera), os demais foram coletados em maior número na represa Ponte Nova, enquanto que em relação aos Oligochaeta e Hirudinea o maior número de organismos dos táxons comuns a ambas as represa foram registrados na represa Bariri (Tabela XIV).

TABELA XIV - Número de organismos coletados dos táxons comuns à represa Ponte Nova e Bariri em 2001.

	Represa Ponte Nova	Represa Bariri
<i>Chaoborus</i>	5284	492
<i>Bezzia</i>	23	17
<i>Coelotanypus</i>	48	556
<i>Procladius</i>	95	1
<i>Cryptochironomus</i>	59	68
<i>Dicrotendipes</i>	3	41
<i>Fissimentum dessicatum</i>	239	5
<i>Goeldichironomus</i>	20	1
<i>Harnischia</i>	212	4
<i>Polypedilum</i>	709	13
<i>Saetheria</i>	2	55
<i>Tanytarsus</i>	150	115
<i>Branchiura sowerbyi</i>	369	8781
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	259	2229
<i>Bothrioneurum americanum</i>	22	38
<i>Pristina americana</i>	1	500
<i>Opistocysta funiculus</i>	7	73
Hirudinea	7	375

Os valores médios dos índices de diversidade de Shannon-Wiener e de uniformidade estão representados nas Figuras 22 e 23. Na represa de Bariri, o maior valor médio da diversidade foi registrado em janeiro, 1,5, sendo que nos demais períodos as médias estiveram em torno de 1,1 e 1,2. Nesta represa, os valores médios do índice de uniformidade apresentaram pouca variação, variando entre 0,55 e 0,65 (Figura 23). Para a represa Ponte Nova, os valores médios do índice de diversidade variaram entre 1,3 e 1,7 e os do índice de uniformidade entre 0,65 e 0,76. Tanto em relação ao índice de diversidade quanto ao de uniformidade, foi notado que os valores médios obtidos foram menores em janeiro e abril e maiores nas duas últimas amostragens para a represa Ponte Nova (Figuras 22 e 23). Comparando-se os valores destes índices entre as represas, em janeiro Bariri teve valores médios maiores que Ponte Nova. Em abril ocorreu uma igualdade numérica e em julho e outubro os valores médios maiores foram registrados na represa Ponte Nova.

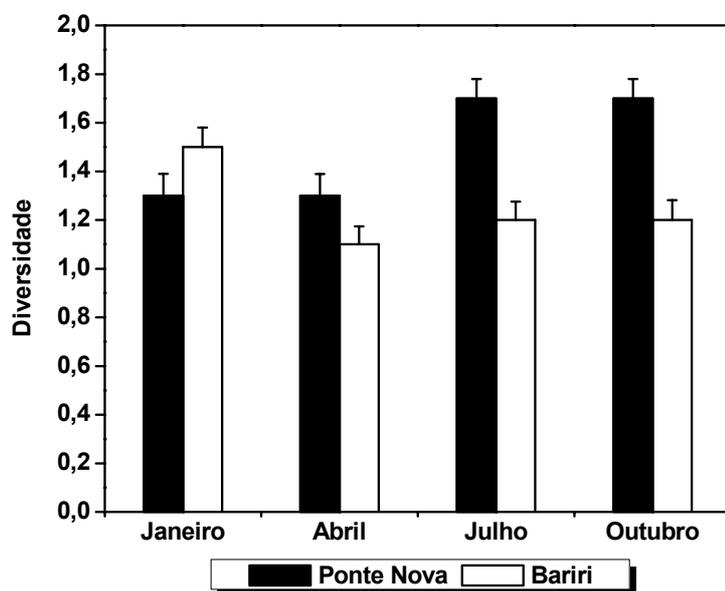


Figura 22 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de diversidade de Shannon-Wiener nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

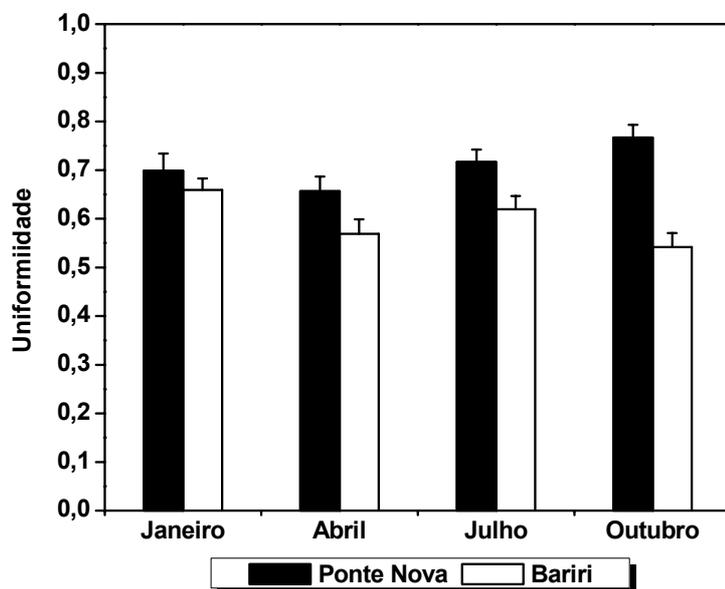


FIGURA 23 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de uniformidade de Pielou nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

A curva de dominância representada na Figura 24 mostra condições bastante similares entre a represa Ponte Nova e a represa Bariri, em relação à abundância dos táxons de invertebrados bentônicos. Em ambas as represas foram verificadas que as comunidades de invertebrados foram dominadas por poucos ou mesmo um único táxon durante todos os períodos amostrados.

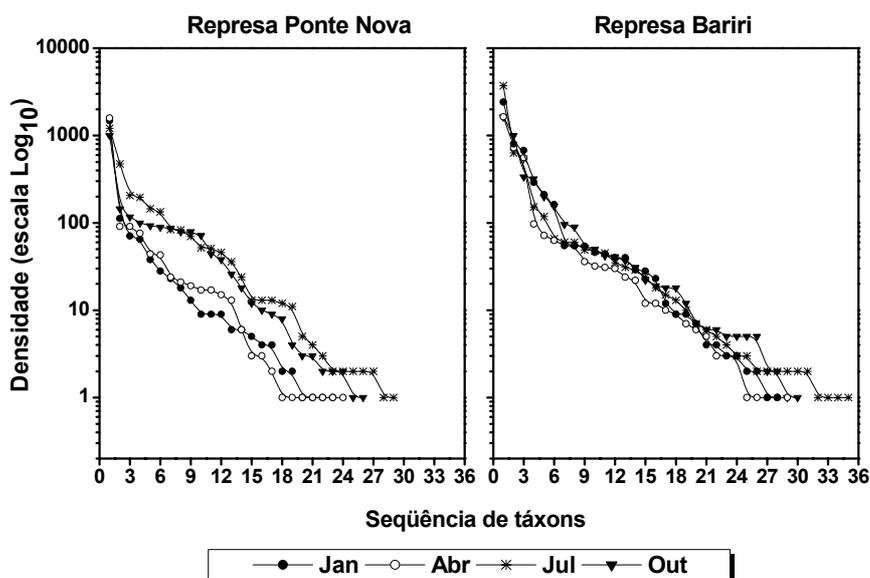


FIGURA 24 - Curvas de dominância de invertebrados bentônicos nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

Os valores médios da relação entre o número de Oligochaeta e Chironomidae estão representados na Figura 25. Na represa de Ponte Nova esta razão teve valores médios entre 0,14 e 0,42, sendo o maior valor obtido em janeiro. Na represa Bariri, os valores foram bem superiores ao encontrados na represa Ponte Nova, variando entre 0,76 e 0,93.

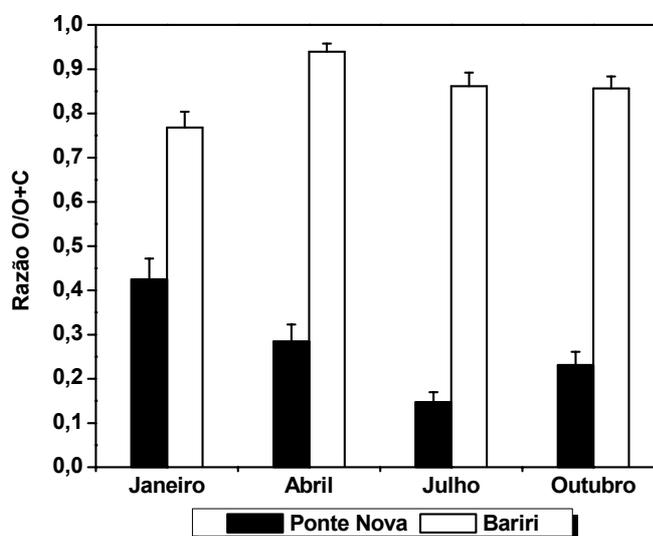


FIGURA 25 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) da razão entre Oligochaeta/Chironomidae (O/O+C) nas represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

A variação da densidade média dos organismos bentônicos em relação ao gradiente de profundidade é representada na Figura 26. Na represa Ponte Nova, em janeiro, a densidade média de invertebrados foi de aproximadamente 250,0 ind.m⁻² até 6 m de profundidade, ocorrendo um progressivo aumento com máxima densidade entre 12 e 14 m, com valor igual a 1.063,0 ind.m⁻². Acima desta profundidade, ainda neste período, as densidades médias diminuiram para cerca de 730,0 ind.m⁻². No período seguinte, nas áreas mais rasas (<8 m) foram registradas densidades médias menores, que variaram entre 377,6 ind.m⁻² e 441,8 ind.m⁻², enquanto que em profundidades acima de 8 m, os valores médios de densidade foram mais elevados, variando entre 887,7 ind.m⁻² e 1084,7 ind.m⁻². Dois picos de densidade média foram encontrados em julho, estando o primeiro localizado no intervalo entre 4 e 8 m de profundidade, com densidades próximas a 1.300,0 ind.m⁻² e outro pico com valor de densidade acima de 1.500,0 ind.m⁻² localizado entre 14 e 16 m (Figura 26). No último período de amostragem, as maiores

médias de densidade também foram registradas nas regiões mais profundas da represa, entre 8 e 12 m, com valores médios em torno de 1.200,0 ind.m⁻².

A densidade média de invertebrados bentônicos nas diferentes profundidades da represa Bariri variou entre 657,6 ind.m⁻² e 1.674,5 ind.m⁻², em janeiro (Figura 26). Neste período, as maiores densidades médias foram registradas em profundidades de até 10 m. Em abril, baixas densidades médias foram registradas entre 2 e 10 m de profundidade, com valores entre 476,2 ind.m⁻² e 674,6 ind.m⁻². Neste período foram obtidas as maiores densidades médias para esta represa, com valores acima de 2.500 ind.m⁻² em distintas profundidades. Na coleta seguinte as densidades médias variaram entre 582,0 ind.m⁻² e 1.785 ind.m⁻², sendo observado as menores densidades médias na mesma faixa de profundidade que na coleta anterior. Na amostragem conduzida em outubro foram observados dois picos de densidade média localizados na faixa de 0 a 2 m, com 2.552,9 ind.m⁻², e outro na faixa entre 14 e 16 m com 2.029,8 ind.m⁻² (Figura 26).

Com relação aos índices de diversidade de Shannon-Wiener e de uniformidade foi observada uma nítida tendência na diminuição dos valores médios com o aumento da profundidade na represa Ponte Nova em todos os períodos de amostragem (Figura 27 e 28). Na represa Bariri, esta tendência não foi claramente evidenciada devido ao grande número de oligoquetos registrados nas diferentes profundidades.

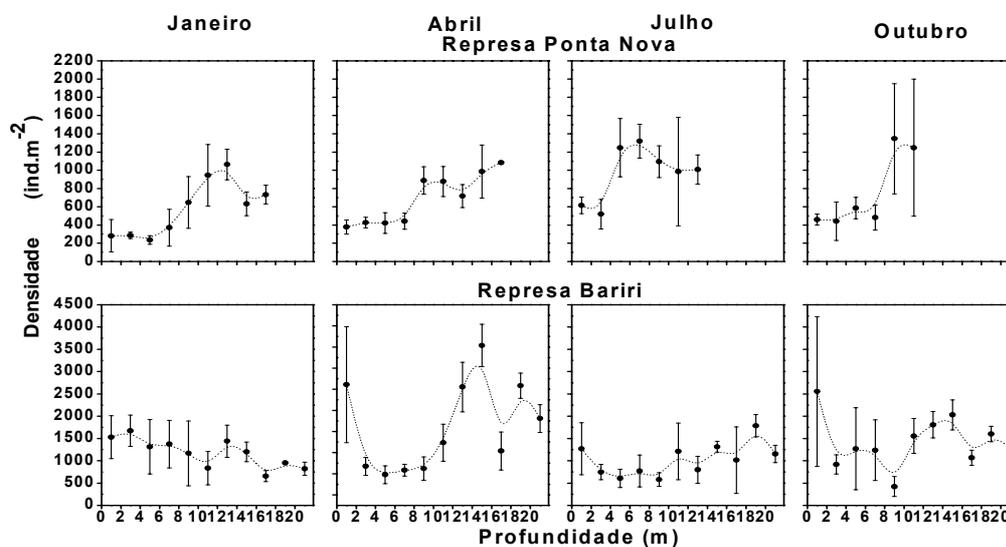


FIGURA 26 - Densidade ($\bar{x} \pm e.p.$) dos invertebrados bentônicos em relação à profundidade das represas Ponte Nova e Bariri em 2001.

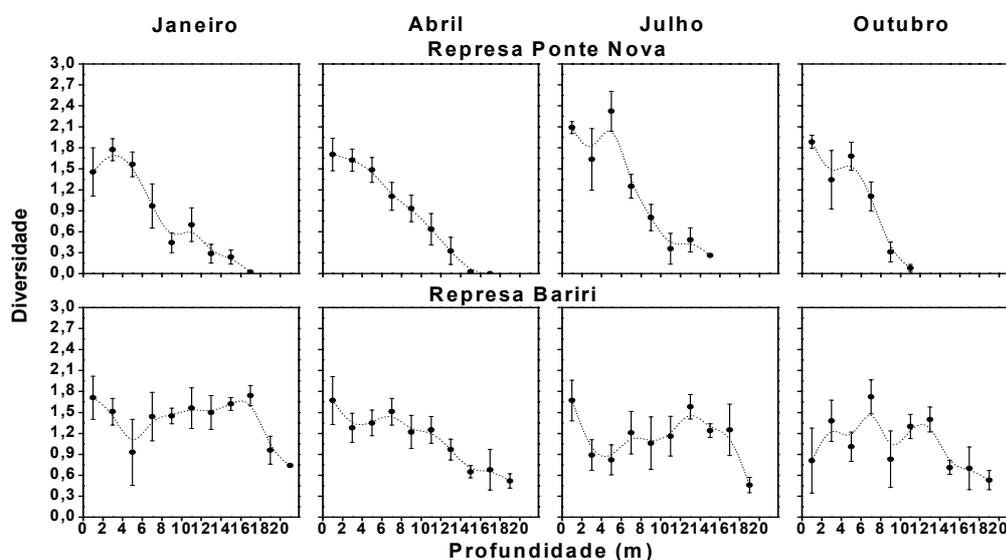


FIGURA 27 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de invertebrados bentônicos em relação à profundidade das represas Ponte Nova e Bariri.

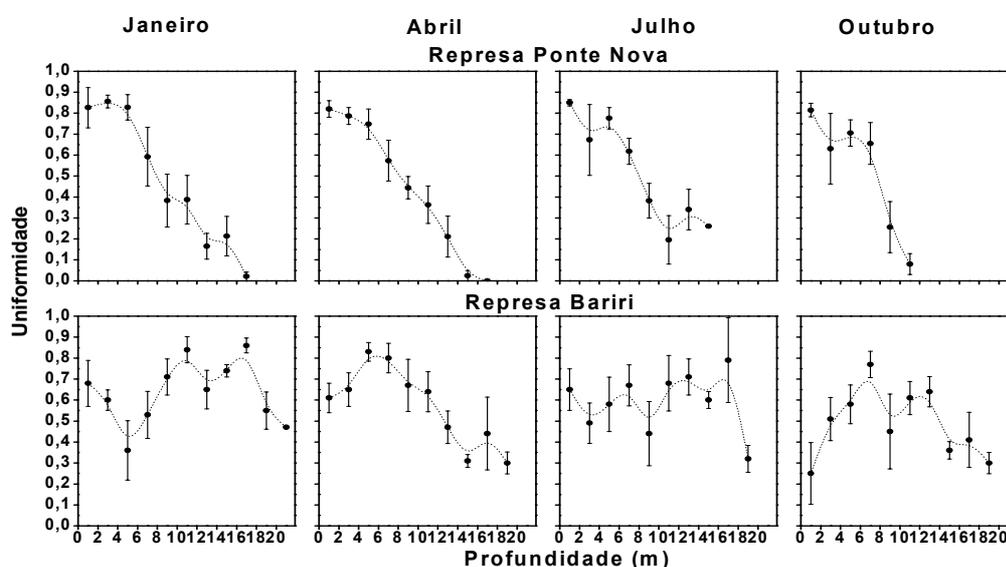


FIGURA 28 - Valores ($\bar{x} \pm e.p.$) do índice de uniformidade da comunidade de invertebrados bentônicos em relação à profundidade das represas Ponte Nova e Bariri.

A maior concentração de larvas de *Chaoborus* na represa Ponte Nova foi registrada entre 8 e 13,9 m de profundidade, correspondendo a 55,6% do total de larvas coletadas deste gênero (Tabela XV). Entre os Chironomidae que ocorreram na represa, a maioria dos gêneros tiveram maiores abundâncias relativas em locais com até 2 m de profundidade. Da mesma forma a maioria das espécies de Oligochaeta encontrados na represa ponte Nova tiveram maiores abundâncias neste mesmo intervalo de profundidade, exceto *Opistocysta funniculus* que teve 57,1% dos organismos coletados entre 10 e 11,9 m de profundidade. Observou-se a diminuição do número de táxons presentes com o aumento da profundidade, tendo sido registrados 33 táxons entre 0 e 2 m os quais diminuíram para apenas 2 táxons em profundidades superiores a 16 m.

Na Tabela XVI são representadas as abundâncias relativas dos invertebrados bentônicos na represa Bariri. As larvas de *Chaoborus* estiveram presentes em todos os intervalos de profundidade, sendo que 42,5% estiveram

presentes entre 12 e 15,9 m de profundidade. Entre os gêneros de Chironomidae, *Aedokritus*, *Cryptochironomus*, *Dicrotentipes*, *Saetheria* e *Tanytarsus* tiveram abundâncias relativas superiores a 85% em profundidades compreendidas em até 4 m, enquanto que *Chironomus gr decorus* teve maior abundância relativa, 65,2%, na zona com profundidade entre 4 e 6 m e *Coelotanypus* preferencialmente ocorreu na faixa entre 10 e 16 m com abundância relativa igual a 80,8% (Tabela XVI). Cerca de 68% das ninfas de *Campsurus* (Ephemeroptera) ocorreram nas amostras de sedimentos coletadas entre 6 e 8 m de profundidade. Com relação aos moluscos, as espécies presentes na represa Bariri tiveram mais de 50% dos indivíduos coletados nas porções mais rasas da represa, até 4 m de profundidade. As principais espécies de tubificídeos, *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri*, foram encontrados preferencialmente em áreas profundas da represa, sendo para a primeira espécie o intervalo entre 14 e 15,9 m o local com maior abundância, 34%, e para *Limnodrilus* o intervalo entre 10 e 12,9 m de profundidade, com 23,7%. As espécies das famílias Opistocystidae e Naididae ocorreram em maior abundância em regiões rasas da represa, assim como os Hirudinea (Tabela XVI). Com relação ao número de táxons presentes nos diferentes intervalos de profundidade houve, como em Ponte Nova, uma diminuição do número de táxons aumento da profundidade, sendo que a partir de 10 m este valor variou entre 11 e 14 táxons.

TABELA XV - Abundância relativa dos invertebrados bentônicos por intervalo de profundidade na represa Ponte Nova em 2001.

	Intervalo de Profundidade (m)									
	0	2	4	6	8	10	12	14	+16	
<i>Chaoborus</i>	2,4	4,3	7,1	13,4	19,7	19,8	16,0	10,8	6,5	
<i>Bezzia</i>	100,0									
<i>Ablabesmya</i>	77,5	7,5	13,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3		
<i>Coelotanypus</i>	45,8	8,3	16,7	2,1	8,3	6,3	10,4	2,1		
<i>Djalmabatista</i>	87,7	4,3	5,5	2,6						
<i>Labrundinia</i>	16,7	33,3		16,7	33,3					
<i>Procladius</i>	24,2	11,6	18,9	28,4	11,6	3,2	2,1			
<i>Axarus</i>			100,0							
<i>Cladopelma</i>	17,9	8,4	10,5	31,6	18,9	3,2	9,5			
<i>Cryptochironomus</i>	88,1	3,4	8,5							
<i>Dicrotendipes</i>			100,0							
<i>Fissimentum dessicatum</i>	75,3	15,1	4,2	1,7		3,3			0,4	
<i>Fissimentum 2</i>	77,8		22,2							
<i>Goeldichironomus</i>	10,0	30,0	45,0		5,0	10,0				
<i>Hamischia</i>	49,1	15,6	15,1	12,3	6,1	1,9				
<i>Kiefferulus</i>	46,6	24,3	13,1	0,5	9,2	2,4	3,9			
<i>Nilothauma</i>	76,9	7,7	15,4							
<i>Polypedilum</i>	28,2	8,0	15,5	24,1	14,8	5,4	3,5	0,4		
<i>Polypedilum (Asheum)</i>					100,0					
<i>Saetheria</i>	100,0									
<i>Zavreliella</i>	100,0									
<i>Caladomyia</i>	53,7	21,4	19,3	3,0	1,7	0,6	0,2			
<i>Tanytarsus</i>	78,0	10,7	8,0	0,7	0,7	2,0				
<i>Cymellus</i>	40,0		60,0							
Gomphidae	100,0									
<i>Branchiura sowerbyi</i>	56,1	12,5	10,6	7,6	4,3	5,7	1,4	1,9		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	55,2	9,7	6,9	3,1	7,3	15,1	2,7			
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	50,0				50,0					
<i>Bothrioneurum americanum</i>	45,5		50,0			4,5				
<i>Pristina americana</i>	100,0					0,0				
<i>Allonais lairdi</i>	22,2			33,3		44,4				
<i>Slavinia evelinae</i>	100,0									
<i>Dero multibranchiata</i>	0,0		50,0			50,0				
<i>Opistocysta funiculus</i>	14,3		14,3			57,1	14,3			
<i>Brinkhurstia americanus</i>	10,5	36,8	52,6							
Hirudinea	57,1	42,9								
número de taxons	33	20	25	16	16	19	11	5	2	
numero de amostra	108	46	46	38	32	32	27	18	12	

TABELA XVI - Abundância relativa dos invertebrados bentônicos por intervalo de profundidade na represa Bariri em 2001.

	Intervalos de Profundidade (m)										
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	+ 20
<i>Melanoides tuberculata</i>	22,1	34,0	13,8	13,1	7,1	3,5	3,1	1,9	0,7	0,1	0,4
<i>Aylacostoma</i>	22,0	69,0	8,0		1,0						
<i>Biomphalaria</i>	41,6	37,6	4,5	4,5	4,0	0,5	0,5	3,5	1,0	1,0	1,5
<i>Physa cubensis</i>	53,6	35,7	1,8	3,6	1,8						3,6
<i>Corbicula fluminea</i>	28,8	36,1	18,9	12,0	2,6	0,4	1,3				
<i>Branchiura sowerbyi</i>	1,1	2,8	0,9	1,3	1,3	5,8	15,7	34,0	4,2	13,1	19,8
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2,4	14,1	17,1	6,1	2,7	23,7	9,6	17,0	1,6	2,8	2,9
<i>Bothioneurum americanum</i>	5,3				94,7						
<i>Opistocysta funiculus</i>	34,2	41,1	1,4	9,6		9,6		2,7	1,4		
<i>Allonais paraguayensis</i>	16,7		83,3								
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>		50,0			50,0						
<i>Dero (Aulophorus) lodeni</i>	15,4	29,4	17,6	11,8	11,8	4,4	2,9	4,4		2,2	
<i>Dero (Dero) botrytis</i>	21,4	7,1	25,0	32,1		3,6		3,6			7,1
<i>Dero (Dero) digitata</i>			62,5			37,5					
<i>Dero (Dero) evelinae</i>	25,0		62,5	12,5							
<i>Dero (Dero) nivea</i>	14,7	14,7	52,9			17,6					
<i>Dero (Dero) obtusa</i>	26,3	42,1	26,3	5,3							
<i>Dero (Dero) pectinata</i>	28,6		71,4								
<i>Haemonais waldvogeli</i>	49,1	33,3	8,8		8,8						
<i>Slavinia evelinae</i>	16,7		50,0		33,3						
<i>Pristina americana</i>	89,1	6,1	4,8								
Hirudinea	22,4	13,6	6,4	11,2	5,1	6,1	12,0	11,2	2,9	8,3	0,8
<i>Chaoborus</i>	0,4	3,5	2,8	10,0	9,8	7,7	14,2	28,3	6,7	7,1	9,6
Ceratopogonidae	11,8	5,9		23,5		5,9	23,5	23,5	0,0	5,9	
<i>Coelotanypus</i>	0,2	2,9	0,7	3,8	0,5	16,9	26,3	37,6	9,0	0,7	1,4
<i>Aedokritus</i>	86,4	6,3			6,3			0,5	0,5		
<i>Chironomus gr decorus</i>		11,6	65,2	4,3	0,0	11,6	0,0	4,3	1,4	1,4	
<i>Cryptochironomus</i>	66,2	19,1	1,5	4,4	7,4						1,5
<i>Dicrotendipes</i>	82,9	17,1									
<i>Polypedilum</i>	7,7	23,1	46,2	23,1							
<i>Saetheria</i>	78,2	20,0									1,8
<i>Tanytarsus</i>	48,7	41,7	1,7	3,5	4,3						
<i>Campsurus</i>		10,6		68,1	19,1		2,1				
<i>Oecetis</i>	100,0										
número de taxons	26	26	21	19	18	14	12	13	11	10	11
numero de amostra	30	62	34	27	23	28	29	52	16	19	40

7. DISCUSSÃO

7.1. Caracterização limnológica das represas Ponte Nova e Bariri

O processo de eutrofização tem sido bastante investigado em diferentes partes do mundo, por ser reconhecido como uma das principais causas de alterações na qualidade da água e redução da diversidade em águas doces. Dos cerca de 18.787 reservatórios construídos na Coreia, Hwang et al. (2003) verificaram que cerca de 28% deles possuem condições eutróficas, conforme os critérios estabelecidos por Vollenweider, e outros 57% são caracterizadas com grau de trofia variando entre mesotrófico e eutrófico. Baseado em dados de 217 lagos, o Comitê Internacional de Ambientes Lacustres (ILEC) em conjunto como Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP), verificou através do Programa de Avaliação do Estado dos Lagos do Mundo que todos apresentaram um aumento no nível de eutrofização nos últimos 50 anos (ILEC/UNEP, 2002).

O crescimento demográfico e o desenvolvimento dos centros urbanos, industriais e agrícolas próximos aos ambientes aquáticos têm sido apontados como os principais fatores da acelerada deterioração da qualidade da água (Sperling, 1993; Moraes & Jordão, 2002). Lijklema (1995), traçando um paralelo entre países desenvolvidos e em desenvolvimento, menciona que os últimos estão experimentando os problemas já vivenciados pelos primeiros, como a eutrofização, decorrente do estímulo para a utilização de nutrientes em áreas agriculturáveis como forma de suprir as necessidades por alimento das populações crescentes. O autor ainda aponta que as intervenções periódicas

podem minimizar degradações atuais e futuras. Países desenvolvidos como a Finlândia (Räike et al., 2003), Holanda (Portilje & Van der Molen, 1998) e Estados Unidos (Canfield et al., 2000), têm experimentado, de forma eficiente, medidas como a remoção de fósforo dos esgotos domésticos e industriais na diminuição ou desaceleração do processo de eutrofização de lagos e rios.

Assim, a caracterização e o monitoramento do grau de eutrofização dos ambientes aquáticos é uma importante ferramenta para o estabelecimento de estratégias de manejo e de recuperação da qualidade dos recursos hídricos, além de fornecer bases para a compreensão da dinâmica ambiental e da estrutura das comunidades locais (Lind et al., 1993).

Tundisi (1988a), Wetzel (1990) e Straskraba & Tundisi (1999) apontam as características morfométricas (como a área e o formato do lago), as condições climatológicas (como temperatura e precipitação), e as condições hidrológicas (como vazão, fluxo da água e tempo de residência), como determinantes para a heterogeneidade espacial (horizontal e vertical) e temporal de represas. Esta heterogeneidade ocasiona uma maior complexidade na organização ambiental e trófica das represas, influenciando fortemente a estruturação das comunidades biológicas (Tundisi, 1988a; Armengol et al., 1990; Straskraba et al., 1993).

De acordo com Lind et al. (1993), a compartimentalização de represas cria gradientes longitudinais com condições tróficas distintas, sendo a região mais a montante da represa caracterizada por condições similares à de um rio e com condições mais oligotróficas, enquanto a área próxima à barragem geralmente apresenta condições mais eutróficas e características mais semelhantes às de um lago.

Entre os aspectos limnológicos analisados, certamente a temperatura é o principal fator a ser considerado, uma vez que esta variável influencia as propriedades físicas e os processos químicos em toda a coluna

d'água e, por consequência direta ou indireta reflete na estruturação das comunidades biológicas (Hutchinson, 1957; Esteves, 1988). De acordo com Payne (1986), a termoclina atua como uma barreira à difusão e circulação dos componentes químicos entre as diferentes camadas de água. Este autor ressalta ainda que em ambientes tropicais uma mesma amplitude de variação de temperatura pode ter um impacto muito maior na mistura da água do que em ambientes temperados.

Tundisi (1984) analisando dados de várias represas do Estado de São Paulo e de lagos brasileiros com relação às variações da temperatura, das concentrações de oxigênio e nutrientes inorgânicos dissolvidos na coluna d'água, verificou a existência de quatro padrões básicos. O primeiro tipo engloba as represas construídas em vales profundos, que apresentam estratificação permanente de temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, com a ocorrência de uma anoxia hipolimnética. O segundo grupo é formado por represas que sofrem ação direta do vento e da vazão resultando numa contínua mistura das massas de água devido ao não surgimento de estratificação térmica. Um outro conjunto é constituído por reservatórios cuja estratificação térmica e química ocorre ocasionalmente, com acúmulo de amônia no hipolímnio e altas concentrações de oxigênio na coluna d'água. Por fim, o autor menciona um último tipo formado por lagos monomíticos quentes, como os lagos do Vale do rio Doce (MG), nos quais é verificada a formação permanente de oxiclina, isto é, uma descontinuidade química na coluna d'água, podendo levar a baixa oxigenação ou anoxia do hipolímnio. Através de estudos limnológicos em mais de 50 represas construídas no Estado de São Paulo em 1979, Arcifa et al. (1981), Matsumura-Tundisi et al. (1981), Takino & Maier (1981) e Tundisi (1981) verificaram que a maioria destes corpos d'água possuía características polimíticas, isto é, com circulações freqüentes das massas d'água, principalmente devido à pequena profundidade e ação contínua do vento.

Analisando-se os quatro períodos amostrados, verificou-se na represa de Ponte Nova uma forte estratificação térmica na coluna d'água em janeiro, com até 7°C de diferença de temperatura e altos valores de resistência térmica relativa. Nas coletas subseqüentes foi observada uma diminuição da amplitude de variação da temperatura e da resistência térmica relativa, com menores valores sendo obtidos em julho, quando a faixa de temperatura na coluna d'água variou em apenas 1,1°C. Esta condição já havia sido observada nesta represa por Sendacz & Kubo⁴ (dados não publicados), durante o mesmo período.

Na represa Bariri a estratificação térmica foi menos pronunciada com amplitude máxima de variação de temperatura de 2,1°C em outubro e mínima de 0,1°C em abril, sendo a resistência térmica máxima menor que $7 \times 10^5 \text{ g.cm}^{-2}$. Matsumura-Tundisi et al. (1981) registraram para esta represa a ocorrência de termoclina em agosto (mês frio) e em novembro (mês quente), sendo esta última, desenvolvida em profundidade maiores.

Similarmente ao observado no presente estudo, Dabés et al. (1990) observaram estratificação térmica em fevereiro e outubro e isoterminia em julho na represa Pontal, Minas Gerais. Esta mesma condição foi constatada na represa Jurumirim, com isoterminia apenas no outono e inverno (Nogueira et al., 1999).

A escolha do local mais próximo à barragem para medição da temperatura d'água e, concomitantemente, da concentração de oxigênio dissolvido reside no fato de ser nesta região que ocorre a maior estabilidade térmica (Fernandez-Rosado et al., 1994; Nogueira et al., 1999).

Uma das principais conseqüências derivadas do comportamento térmico da coluna d'água é a distribuição de oxigênio dissolvido. Em ambas

⁴ SENDACZ, S.; KUBO, E. (Coords.) Diagnóstico limnológico e levantamento ictiofaunístico da Represa de Ponte Nova, Alto Tietê, com vistas ao manejo e preservação. (Relatório Final - Contrato: FEHIDRO 007/2000). Dados não publicados.

represas estudadas, o hipolímnio observado em janeiro esteve completamente anóxico. Nas demais coletas foram registradas concentrações maiores de oxigênio dissolvido na represa Bariri, resultado provavelmente dos florescimentos de cianofíceas observados nesta represa. Reflexos deste fato podem ser verificados devido aos menores valores de transparência d'água e da razão profundidade do disco de Secchi e profundidade local. Outro fator associado à ocorrência dos densos florescimentos algais é o elevado conteúdo de matéria orgânica na água superficial. Durante todo o período de coleta houve a ocorrência de massas algais na represa de Bariri, porém, em janeiro e principalmente em outubro, estas estiveram bem mais desenvolvidas.

A escassez de chuvas e a manutenção da vazão de saída em Ponte Nova acarretaram uma redução no volume de água na represa de até 6,5 m.

Embora não tenham analisados no presente estudo, além da temperatura, a vazão, a morfometria da represa, o aporte de material alóctone, a intensidade dos ventos e as taxas de fotossíntese e respiração são importantes fatores na determinação dos padrões de distribuição de oxigênio na coluna d'água (Cole & Hannan, 1990). O pH e a condutividade elétrica são capazes de fornecer informações importantes sobre o metabolismo nos ecossistemas e na bacia de drenagem (Esteves, 1988), bem como alterar os processos ou caminhos químicos que ainda não estão completamente compreendidos (Harper, 1992).

Nogueira (1997) verificou que a dominância de *Microcystis spp* no lago das Garças (São Paulo) esteve associada a um conjunto de fatores ambientais, dentre os quais o pH. Neste mesmo ambiente, Bicudo et al. (1999) concluíram que os altos valores de pH e de concentração de oxigênio dissolvido ocorreram no período de maior atividade fotossintética, devido as florações fitoplanctônicas. De acordo com Calijuri et al. (1999), a atividade fotossintética resulta no aumento do pH e diminuição da concentração de dióxido de carbono disponível. Comparando-se as represas estudadas, Ponte

Nova e Bariri, observaram-se maiores valores de pH nesta última, onde são freqüentes as florações de *Microcystis spp.*

A condutividade elétrica é a medida da capacidade em se conduzir corrente elétrica em meio aquoso (Welch, 1948; Wetzel & Likens, 1991), sendo diretamente proporcional a concentração e ao tipo de íons. Em águas continentais, os principais íons são os macronutrientes representados principalmente pelos compostos nitrogenados e fosfatados. Desta forma, os altos valores registrados de condutividade elétrica na represa Bariri (150 - 390 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) refletem as altas concentrações de nutrientes presentes na água. Em contraposição, os baixos valores registrados em Ponte Nova (22 - 50 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) revelam um ambiente relativamente pobre em íons.

Além dos fatores anteriormente mencionados que tornam a caracterização ambiental de uma represa mais complexa, Sperling (1994, 1996) cita que em lagos tropicais (podendo-se incluir as represas) ocorrem algumas características e mecanismos especiais que atuam na eutrofização destes ambientes. De acordo com o autor, estas características estão relacionadas às maiores temperaturas e intensidade de radiação solar que acarretam uma alta taxa de reciclagem de nutrientes acelerando a produtividade local por parte do fitoplâncton, mesmo em ambientes oligotróficos, e tendo como conseqüência, a formação de um hipolímnio anóxico com sedimentos pobres em matéria orgânica.

A represa Ponte Nova vem, desde sua construção, sofrendo poucos impactos antrópicos, devido ao fato da mesma estar situada em uma região considerada de preservação, como o Parque Estadual da Nascente do rio Tietê e da Área de Proteção Ambiental da Várzea do rio Tietê. Mesmo considerando que poucas áreas do entorno desta represa seja coberta por remanescentes de mata natural, o reflorestamento e as atividades hortifrutigranjeiras observados no local tem gerado poucos impactos na qualidade da água. Somado a agricultura intensiva baseada na monocultura da cana-de-açúcar, o grande

número de tributários e o próprio rio Tietê carregam grande quantidade de nutrientes, produzidos em diversos centros urbanos, que se acumulam nas primeiras represas do complexo do médio e baixo rio Tietê, dentre as quais está incluída a represa Bariri.

Considerando que existe uma diferença de tempo relativamente pequena, de cerca de 3 anos, entre a construção das barragens das represas Ponte Nova e Bariri, o presente estudo aponta a localização geográfica, o aumento demográfico e o uso das áreas do entorno das represas, como os principais fatores responsáveis pela acelerada eutrofização da represa Bariri.

7.2. Caracterização da comunidade de invertebrados bentônicos das represas Ponte Nova e Bariri

Os sedimentos lacustres abrigam um amplo número de espécies pertencentes a diversos grupos taxonômicos. De acordo com Palmer et al. (1997), cerca de 175.000 espécies associadas ao sedimentos lacustres já foram descritas. Em ambientes lênticos, os autores citam que os invertebrados bentônicos compreendem uma alta riqueza de espécies, com valores entre 1.000 e 2.000 organismos já estudados.

Desde a construção das represas Ponte Nova e Bariri até o final da década de 90, nenhum dado sobre a estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos havia sido publicado na literatura científica. Durante o ano de 2001 na represa Ponte Nova e entre 1999 e 2000 na represa Bariri é que foram realizados os primeiros estudos sobre a fauna de invertebrados bentônicos de que se tem informação, porém os resultados dos mesmos ainda estão restritos em tese ou relatório científico. Esta lacuna de informação sobre a estrutura desta comunidade, em cerca de 30 anos, torna-se importante na consideração do atual estágio estrutural da mesma.

Em geral, os Chironomidae e os Oligochaeta são mencionados como sendo os principais componentes da fauna bentônica, em pelo menos um aspecto estrutural da comunidade - densidade, riqueza de táxons ou biomassa. De acordo com Lindergaard (1995), em geral os reservatórios apresentam a fauna bentônica com diversidade reduzida, quando comparada à dos lagos naturais.

Em termos de riqueza de táxons, as represas Ponte Nova e Bariri tiveram valores próximos, 36 e 39 táxons, respectivamente, sendo os Chironomidae e os Oligochaeta, os grupos com maior riqueza. Na represa Ponte Nova, os Chironomidae foi representado por 21 táxons e os Oligochaetas por 10; enquanto que em Bariri houve uma inversão, com Oligochaeta representados por 16 táxons e os Chironomidae por 13. Comparando-se estes valores com aqueles obtidos em alguns estudos desenvolvidos em outras partes do mundo verificou-se que os mesmos estão dentro da amplitude de variação dos valores de riqueza. Nos lagos Orta (Baudo et al., 2001), Vico (Bazzanti et al., 1994) e na represa Montedoglio (Giovanni et al., 1996), todos situados na Itália, foi registrada a ocorrência de 45 a 49 táxons de invertebrados bentônicos, sendo Chironomidae e Oligochaeta os grupos de maior riqueza. Em um estudo comparativo em 20 lagos na Nova Zelândia, Timms (1982) observou que a riqueza da fauna bentônica variou entre 1 e 26 táxons por lago, totalizando 48 táxons no geral. Na represa Tavropos e no lago Mikri Prespa, ambos na Grécia, foram encontrados um total de 21 táxons para cada ambiente (Petridis & Sinis, 1993, 1997).

Popp & Hoagland (1995) verificou que na represa Pawnee (Estados Unidos), a diminuição na riqueza de invertebrados bentônicos de 24 táxons entre 1968-70 para 14 táxons entre 1991-92 esteve relacionada ao aumento da eutrofização do lago. Similarmente, Pamplin (1999) comparando a riqueza de taxocenose da família Chironomidae na represa de Americana em três períodos distintos entre 1974 e 1997/98, observou uma diminuição de 19 para

6 táxons, sendo um reflexo do aumento da degradação ambiental desta represa.

No Brasil, além do reduzido número de trabalhos sobre a fauna bentônica, outra problema verificado é com relação à composição taxonômica, uma vez que apenas os grandes grupos (filo, classe, ordem e família) são determinados, minimizando os valores sobre a riqueza desta comunidade. Uma exceção a este contexto, refere-se ao trabalho de Corbi (2001), que analisou a comunidade de invertebrados bentônicos de uma pequena represa oligotrófica no município de Araraquara. O autor identificou a presença de 36 táxons, dos quais os Chironomidae foram representados por 20 e os Oligochaeta por 10 táxons, assemelhando-se portanto aos resultados obtidos para as represas aqui estudadas.

Rodrigues (2003) estudando a fauna bentônica das seis grandes represas do médio e baixo rio Tietê, incluindo-se a represa Bariri, verificou a presença de apenas 18 táxons no total. Comparando-se este resultado com os obtidos no presente estudo, conclui-se que a baixa riqueza de táxons encontrada pelo autor, é provavelmente conseqüência do tipo de amostragem adotada, visto que no estudo conduzido por Rodrigues apenas 14 pontos de coleta foram estabelecidos em toda a extensão do sistema; enquanto que, no presente estudo, em cada represa foram estabelecidos noventa pontos amostrais. Ambas as metodologias apresentam vantagens e desvantagens, sendo que o primeiro tipo apresenta um poder estatístico de maior relevância uma vez que o pesquisador pode obter um maior número de réplicas (em geral, 3 amostras) por local de coleta e o segundo tipo é capaz de evidenciar a presença de táxons raros, o que é maioria no bentos, verificando os locais onde os agregados bentônicos ocorrem. Uma grande desvantagem da abordagem de varredura é o aumento de tempo e os custos para análise das amostras (Bartsch et al., 1998).

Margalef (1983) e Pinto-Coelho et al. (1999) citam que as medidas de riqueza, diversidade e equitatividade são ferramentas capazes de fornecer dados sobre a caracterização ou tipificação de um corpo d'água; como a eutrofização. Segundo Margalef (1983), os ambientes eutróficos apresentam menor diversidade, com dominância de poucas espécies. Cao et al. (1996) comparando o uso de métodos multivariados, índices bióticos e de diversidade na avaliação da poluição do rio Trent (Inglaterra), verificaram que os primeiros apresentaram os melhores resultados e que os últimos foram os que menos indicaram a real condição do ambiente. Da mesma maneira, Rossaro & Pietrangelo (1993), obtiveram melhor sucesso na avaliação da poluição de rios na Itália através da aplicação de análise de correspondência do que de índices bióticos. Bazzanti & Seminara (1987) aplicaram o índice de diversidade de Shannon-Wiener e a razão Oligochaeta/Chironomidae no lago Nemi (Itália), tendo obtido resposta satisfatória para ambos os índices.

Com relação à possibilidade da estrutura da comunidade de invertebrados macrobentônicos das represas Ponte Nova e Bariri ser utilizada como indicadora do grau de trofia desses sistemas, foi observado que algumas medidas gerais como a riqueza de táxons, médias do índice de diversidade de Shannon-Wiener e de dominância foram bastante semelhantes entre os ambientes enquanto as medidas como a densidade e a razão Oligochaeta/Chironomidae (O/O+C) evidenciaram a situação distinta das represas.

As maiores densidades e valores da razão Oligochaeta/Chironomidae (O/O+C) obtidas na represa Bariri são reflexo da maior eutrofização deste ambiente em relação à Ponte Nova. Os valores obtidos na aplicação do índice de Shannon-Wiener não forneceu resultados satisfatórios para a caracterização da trofia do ambiente, uma vez que as médias obtidas tanto para a represa Ponte Nova como para a represa Bariri foram bastante próximas. De acordo com Wilhm & Dorris (1968), a poluição tem sobre a diversidade um impacto negativo ocasionando a diminuição dos índices

medidos para esta finalidade. Os autores apontam que valores do índice de Shannon-Wiener abaixo de 1 são comuns em ambientes altamente poluídos, valores entre 1 e 3 refletem ambientes com poluição moderada e valores acima de 3 são encontrados em ambientes limpos.

No presente estudo verificou-se que a condição trófica do ambiente foi melhor definida pela utilização da razão Oligochaeta/Chironomidae do que pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener. As curvas de dominância obtidas nas duas represas foram bastante similares entre os ambientes estudados.

Cairns (1974) e Abel (1989) têm discutido o uso de espécies indicadoras e do conceito de estrutura de comunidade como índice de poluição, concluindo que a interação entre os dois sistemas é capaz de gerar informações mais significantes sobre o estado trófico de um ambiente.

Em um lago ou em uma represa, a fauna bentônica pode habitar três áreas distintas: a região litorânea, com poucos m de profundidade e que geralmente está condicionada à presença de macrófitas; a zona profunda, totalmente desprovida de vegetação e que em geral é conhecida como região limnética, e uma terceira, não tão bem estabelecida e que corresponde a uma área de transição entre as duas regiões anteriores, denominada de sublitorânea (Goldman & Horne, 1983; Margalef, 1983; Wetzel, 1993). As regiões mais rasas (litorânea e sublitorânea), freqüentemente abrigam comunidades de invertebrados bentônicos mais diversificadas que a região mais profunda (Cowell & Vodopich, 1981; Giovanni et al., 1996; Kangur et al., 1998). Como a represa Ponte Nova esta totalmente desprovida de macrófitas e que na represa de Bariri estas estão distribuídas irregularmente, a zona litorânea e a sublitorânea foram consideradas conjuntamente⁵ como sendo a

⁵ A partir daqui esta região será apenas denominada como litorânea.

faixa compreendida entre 0 e 25% da profundidade máxima da represa, isto é, 4 m para a represa Ponte Nova⁶ e 6 m para Bariri (Verneaux & Aleya, 1998).

Entre as espécies de moluscos presentes na represa Bariri, *Melanoides tuberculata* e *Corbicula fluminea* merecem destaque uma vez que além terem ocorrido em maior abundância, representando 19,9% e 1,3% do total, respectivamente, estas espécies são invasoras, exóticas. *M. tuberculata* é um Gastropoda da família Thiaridae, originário do Leste e Norte da África e do Sudeste Asiático (Berry & Kadri, 1974; Starmühlner, 1979), cuja primeira ocorrência no Brasil foi registrada em 1967, na cidade de Santos, litoral sul do Estado de São Paulo (Vaz et al., 1986). *C. fluminea* teve seu primeiro registro no Rio Grande do Sul, na década de 1970 (Avelar, 1999), sendo originária do sul da China.

O registro de *Melanoides tuberculata* em várias partes do mundo indica uma forte e rápida dispersão da espécie. Isto é devido ao fato desta espécie, juntamente com outros gastrópodes das famílias Thiaridae e Ampullariidae terem sido introduzidos para o controle biológico de moluscos hospedeiros de parasitoides humanos, principalmente de espécies da família Planorbidae, hospedeiros intermediários do parasita responsável pela esquistossomíase (Prentice, 1980; Perera de Puga et al., 1990; Ferrer-Lopez et al., 1991). Contudo, Vaz et al. (1986), Souza & Lima (1990) e Harasewch (1999) alertam para o fato de que *M. tuberculata* pode ser vetor de enfermidades de veiculação hídrica, como a clonorquíase e paragonomíase, causadas pelos Trematoda *Clonorchis sinensis* e *Paragonimus westermani*, respectivamente. Da mesma maneira, *Corbicula fluminea* tem sido apotada como um dos hospedeiros dos protozoários intestinais *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, que afetam seres humanos (Graczyk et al. 2003).

⁶ O valor real da zona litorânea+sublitorânea na represa Ponte Nova é 4,6 m, que corresponde a 25% de 18,5 m, mas como os intervalos considerados foram de 2 em 2 m, então o valor foi arredondado para o número para mais próximo, 4.

No Brasil, a introdução desta espécie primariamente foi acidental e provavelmente feita por aquaristas (Vaz et al., 1986), embora de acordo com Bedê (1992), na lagoa da Pampulha (MG), a introdução de *M. tuberculata* teve como intenção o controle populacional de *Biomphalaria*. Atualmente, existem registros de *M. tuberculata* em diversas regiões do país (Souza & Lima, 1990; Silva et al., 1994; Paz et al., 1995; Fernandez et al., 2003).

As invasões biológicas são, segundo Kennedy et al. (2002), problemas ambientais difusos e custosos. Além dos efeitos deletérios à saúde humana, que a introdução de espécies como *M. tuberculata* podem ocasionar, a introdução de um organismo exótico pode provocar alterações na biodiversidade local. De acordo com Wilcove et al. (1998), a predação e a competição das espécies exóticas afetam cerca de 49% das espécies nativas nos Estados Unidos. Pamplin (1999) sugere que o desaparecimento de moluscos das famílias Ancyllidae, Planorbidae e Sphaeriidae observada anteriormente por Rocha (1972) e Shimizu (1978) na represa de Salto Grande, (Americana, SP), foi em parte devido à degradação ambiental da represa (Brown, 1991) e ao surgimento e desenvolvimento de populações de *Melanoides tuberculata*, que se tornaram os únicos moluscos presentes na comunidade bentônica. No lago Erie (Canadá), Dermott & Kerec (1997) observaram que a diminuição de *Pisidium* spp foi devida à competição após a invasão por *Dreissena bugensis*, a qual passou a representar 91% da biomassa bentônica.

Vaz et al. (1986) observaram que de 2.264 gastrópodos provenientes de diversas localidades no Estado de São Paulo, cerca de 31% eram *Melanoides tuberculata* e que o restante pertenciam a outro Thiaridae do gênero *Aylacostoma*. Na represa de Bariri, dos 3763 gastrópodos Thiaridae coletados apenas 3% pertenciam ao gênero *Aylacostoma*, sendo os demais representados por *M. tuberculata*.

O sucesso de espécies invasoras como *Melanoides tuberculata* e *Corbicula fluminea* em se estabelecer e sobrepujar as espécies nativas reside em um conjunto de características como alta taxa de natalidade, rápido crescimento, baixa longevidade e eurioquia (Dudgeon, 1989; Freitas et al., 1987; Strayer, 1999).

Entre os anelídeos foram observadas a presença de hirudíneos e oligoquetos em ambas as represas, sendo estes últimos os que apresentaram maiores riqueza taxonômica e numérica.

Com relação aos Hirudinea, Davies & Govedich (1991) mencionam que são organismos predadores ou ectoparasitas de vertebrados, predominantemente dulciaquícolas que habitam áreas marginais de pouca correnteza e com altos teores de poluentes orgânicos. Esta última condição foi, provavelmente, a mais importante para o estabelecimento de populações relativamente numerosas na represa Bariri. Em ambas as represas, estes organismos predominantemente habitaram as regiões rasas das represas.

Entre os grupos que formam a comunidade de invertebrados bentônicos, os Oligochaeta constituem um dos mais importantes, especialmente na região profunda de lagos (Milbrink et al., 2002) e em ambientes organicamente poluídos (Milbrink, 1994; Lang, 1997, 1998). Dumnicka (1987) reporta que as características do substrato, o acúmulo de despejos orgânicos e as alterações na hidrologia são os fatores mais importantes influenciando a ocorrência e abundância dos oligoquetos após a construção de uma barragem.

O fato das maiores densidades e riqueza deste grupo terem sido observadas na represa Bariri está relacionado ao estado avançado de eutrofização deste sistema. Nesta represa, os Oligochaeta corresponderam a 65,4% dos organismos coletados em 2001, enquanto que em Ponte Nova, apenas 7,7% pertenciam a este grupo.

Valenti & Froehlich (1988) obtiveram reduzidas abundâncias relativas para Oligochaeta, que representaram menos que 25% da densidade de invertebrados bentônicos em geral, em um estudo conduzido em 10 represas do estado de São Paulo. Strixino (1973) e Corbi (2001) analisando a fauna bentônica de reservatórios oligotróficos, observaram que oligoquetos representavam menos que 20% do bentos total. Por outro lado, Pamplin (1999) registrou que 73% dos invertebrados coletados na represa hipereutrófica de Americana eram constituídos por oligoquetos. Nas represas do médio e baixo rio Tietê, Rodrigues (2003) notou que a abundância relativa deste grupo tendeu a diminuir com a diminuição do grau de poluição.

Entre as espécies de Oligochaeta identificadas nas represas Ponte Nova e Bariri, as mais importantes foram *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri*. Ambas as espécies são cosmopolitas (Brinkhurst, 1980; Brinkhurst & Marchese, 1991), habitando ambientes com características variando de oligotróficas a hipereutróficas.

Na represa Ponte Nova, os oligoquetos pertencentes à família Tubificidae foram os mais abundantes enquanto em termos de riqueza a família Naididae teve iguais representatividade, com 4 espécies cada. Similarmente em Bariri, os primeiros foram mais abundantes e os últimos os mais ricos em número de táxons.

Em estudos conduzidos nos lagos Geneva e Neuchâtel (Suíça), por Lang (1997, 1998), foi observado que após o início da oligotrofização (recuperação) destes lagos, a proporção de oligoquetos indicadores de condições oligotróficas aumentou em relação às espécies indicadoras de eutrofia.

O aumento na densidade de Oligochaeta, especialmente Tubificidae, tem sido relacionado ao aumento da disponibilidade de matéria orgânica (Brinkhurst, 1980). Armitage (1976) e Learner et al. (1978), ressaltam que

Naididae demonstram uma preferência por substratos arenosos e presença de macrófitas. Na represa Bariri esta distribuição pode ser evidência devido a maioria das espécies de Naididae ter ocorrido em profundidades mais rasas que as espécies de Tubificidae. Distintamente, na represa Ponte Nova a maioria das espécies de oligoquetos, tanto Naididae como Tubificidae, tiveram maiores densidades nas regiões mais rasas da represa (< 4 m). Padrões similares a este foram observados por Strixino (1973) e Có (1979) na represa do Lobo e na lagoa do Milho (Có, 1994) com maiores densidades de Oligochaeta, especialmente Naididae, nas áreas rasas.

Outro grupo de invertebrados bentônicos que tem atraído a atenção de um considerável número de pesquisadores, juntamente aos Oligochaeta, refere-se à família Chironomidae.

Diversos estudos têm apontado como sendo este grupo o que apresenta maior riqueza de táxons entre os organismos bentônicos de ecossistemas aquáticos continentais (Bass, 1986; Cohen, 1986; Ashe et al., 1987; Giovanni et al., 1996; Petridis & Sinis, 1993, 1997; Strixino & Trivinho-Strixino, 1998).

Na represa de Ponte Nova, esta família foi a que teve maior riqueza com 21 dos 36 táxons encontrados e na represa Bariri foi o segundo grupo mais rico, inferior apenas aos Oligochaeta sendo representado por 13 táxons. Entre os táxons de Chironomidae presentes nas represas Ponte Nova e Bariri, foi registrada apenas a presença de táxons das subfamílias Chironominae e Tanypodinae, sendo a primeira a de maior riqueza de táxons em ambas as represas. Valenti & Froehlich (1986) e Strixino & Trivinho-Strixino (1998) registraram, respectivamente, a ocorrência de 40 e 48 táxons de Chironomidae em represas de diferentes dimensões, no estado de São Paulo. Em ambos os estudos a subfamília Chironominae foi a que teve maior número de representantes 27 e 31, enquanto que Orthocladiinae esteve representada apenas por 4 táxons no primeiro estudo e 1 táxon no segundo.

Na represa Ponte Nova, o maior número de larvas de Chironomidae coletadas foi registrado em julho, com 1468 indivíduos, enquanto que na represa Bariri o máximo observado foi de 430 larvas, outubro. Na região temperada, Moss & Timms (1989) e Boots (1997) têm registrado as maiores densidades de larvas de Chironomidae entre o final do outono e o início da primavera, coincidindo portanto com o período de menores temperaturas. Do mesmo modo, padrões similares são observados em regiões tropicais, como observado para o lago Tarumã-Mirim na Amazônia central, por Walker (1998), em relação à emergência de Chironomidae. Na represa de Americana (Shimizu, 1978; Pamplin, 1999), na represa do Lobo (Strixino, 1973) e na represa do Beija-Flor, Rodrigues (1997), as maiores densidades deste grupo foram registradas na estação seca, enquanto que em outros ambientes como a represa de Paraíbuna (Brandimarte & Shimizu, 1996; Kulhmann, 1993) e a represa de Jurumirim (Santos & Henry, 2001) as maiores densidades foram registradas no período de chuvas, evidenciando assim grande variabilidade no padrão de ocorrência do grupo como um todo e sugerindo que a interpretação dos padrões de ocorrência deverá ser feita em nível de espécie e baseado em estudos ecológicos mais aprofundados.

Muitas pesquisas têm revelado a importância dos Chironomidae em relação à classificação trófica de ambientes lênticos. O sistema de classificação de lagos baseados na comunidade de Chironomidae foi introduzido por Thienemann no início do século 20 e posteriormente por Brundin nos anos 40 (Lindegaard, 1995). Saether (1975, 1979, 1980) apontou haver uma alta significância entre associações de Chironomidae com as razões de clorofila *a* e fósforo total com a profundidade média, distinguindo 15 categorias de qualidade da água de lagos, em relação aos Chironomidae. Em lagos da Noruega, Aagaard (1986) utilizando o sistema proposto por Saether, verificou que as melhores correlações foram obtidas com variáveis ditas orgânicas, como nitrogênio total, clorofila e produção de peixes, do que com as variáveis

não orgânicas, como a dureza total, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido. No Japão, Kawai et al. (1989) analisando a riqueza, a diversidade e a uniformidade das assembléias de Chironomidae em 66 corpos d'água obtiveram uma correlação negativa significativa, classificando-os em 5 tipos tróficos. Outros trabalhos têm apontado resultados bastante expressivos quanto à relação entre eutrofização e quironomídeos (Kondo & Hamashima, 1983; Rae, 1989; Lindegaard & Jónsson, 1987; Lods-Crozet & Lachavanne, 1994; entre outros).

No cerne desta questão, é importante citar que sistemas como os propostos por Brundin e Saether foram exclusivamente baseados na fauna de Chironomidae que habitavam as regiões profundas dos lagos. Verneaux & Aleya (1998), introduzindo a distribuição batimétrica de Chironomidae nestes sistemas de classificação, em 10 lagos na França, concluíram que é melhor considerar toda a extensão habitada pelos Chironomidae, ou seja, a região litorânea, a sublitorânea e a profunda, do que apenas esta última.

A grande maioria dos Chironomidae que ocorreram nas represas Ponte Nova e Bariri foram encontrados na região litorânea, exceção a *Procladius* e *Polypedilum* que ocorreram com flutuações similares de abundâncias até 8 m de profundidade na represa Ponte Nova e *Coelotanypus* que teve sua maior abundância nas profundidades entre 12 e 16 m, na represa Bariri. Rodrigues (1997) e Santos & Henry (2001) obtiveram maiores densidades e riqueza de Chironomidae nas áreas marginais das represas do Beija-Flor e de Jurumirim, respectivamente. Mastrantuono (1986), Bazzanti & Seminara (1987), Giovanni et al. (1996), Kangur et al. (1998) e Baudo et al. (2001) têm igualmente observado esta condição independente do estado trófico do ambiente.

A facilidade em colonizar diferentes tipos de substrato (Oliver, 1971; Bass, 1986) e a plasticidade alimentar (Roback, 1969; Titmus & Badcock,

1981) favorece os Chironomidae a se adaptarem facilmente às condições ambientais.

Popp & Hoagland (1995) observaram que a densidade de *Coelotanytus* aumentou com o envelhecimento (acúmulo de matéria orgânica) na represa Pawnee. Este gênero esteve presente tanto na represa Ponte Nova quanto em Bariri, ocorrendo em baixas densidades na primeira represa e em altas densidades na segunda, representando cerca de 50% de todas as larvas de Chironomidae encontradas. Entretanto, Rodrigues (2003) observou na represa Bariri, que *Goeldichironomus* teve maiores densidades que *Coelotanytus*, sendo estes dois gêneros os únicos que ocorreram na represa. Este fato pode ter sido devido ao tipo de amostragem utilizada (2 pontos na represa).

A presença de *Chironomus* tem sido relacionada a um certo grau de deterioração ambiental, decorrente principalmente de uma alta produtividade e da condição de eutrofização (Prat, 1978; Iwakuma & Yasuno, 1981; Ceretti & Nocentini, 1996). Este gênero ocorreu somente na represa Bariri representada por *Chironomus gr. decorus*, correspondendo a 6-7% do total de larvas de Chironomidae.

Outro Diptera, *Chaoborus*, esteve presente em ambas às represa, ocorrendo principalmente na represa Ponte Nova. Estes organismos são cosmopolitas, habitando desde ambientes temperados de altas latitudes até ecossistemas tropicais (Borkent, 1993; Halat & Lehman, 1996). São predadores vorazes de zooplâncton e outros invertebrados bentônicos, podendo ser encontrados no sedimento durante o dia e na coluna d'água no período noturno (Haney et al., 1990; Hare & Carter, 1986; Hare, 1995).

A presença de *Chaoborus* tem sido bastante associada com o grau de eutrofização de ambientes lênticos, tanto na coluna d'água quanto no sedimento. De acordo com Kajak & Ranke-Bybicka (1970), *Chaoborus* é um

importante constituinte de lagos eutróficos e distróficos. Bezerra-Neto & Pinto-Coelho (2002), comparando a densidade de *Chaoborus brasiliensis* na coluna d'água de um pequeno reservatório tropical meso-eutrófico (Lagoa do Nado, MG) com outros ambientes, verificaram que as maiores densidades ocorreram nos ambientes mais eutrofizados. Liljendahl-Nurminen et al. (2002) estudando a distribuição de *C. flavicans* na coluna d'água e no sedimento do lago Hiidenvesi (Finlândia) concluíram que o grau de eutrofização foi menos importante que as características de estratificação local na regulação do tamanho desta população. De acordo com Parma (1969 In Petridis & Sinis, 1995) altas densidades de *C. flavicans* no sedimento são típicas de lagos eutróficos estratificados com baixas concentrações oxigênio nas partes mais profundas. Entretanto, Popp & Hoagland (1995) observaram uma diminuição na biomassa de *Chaoborus punctipennis* entre 1968-70 e 1991-92 na represa Pawnee, mesmo com aumento da eutrofização nesta represa.

No Brasil, estudos realizados em represas (Valenti & Froehlich, 1988) e Pamplin (1999), tem apontado para baixas densidades de *Chaoborus* habitando o sedimento.

No presente estudo observou-se que na represa de Bariri, *Chaoborus* ocorreu em baixa abundância relativa, representando em média, 2,7% do bentos total, enquanto que, na represa de Ponte Nova este gênero representou quase 60% dos organismos coletados, diferentemente do proposto por Parma (1969), como anteriormente mencionado. Sendacz e Kubo (dados não publicados) também observaram que Chaoboridae foram os organismos dominantes da fauna bentônica da represa Ponte Nova em 2001.

As maiores densidades de *Chaoborus* foram registradas em profundidades intermediárias entre 6 e 14 m para a represa Ponte Nova e entre 6 e 18 m na represa de Bariri. A preferência destes organismos por ocupar as zonas mais profundas de lagos e represas tem sido amplamente documentada (Strixino, 1973; Strixino & Strixino, 1980; Rabette & Lair, 1998;

Corbi & Trivinho-Strixino, 2002). Além do refúgio encontrado no sedimento contra possíveis predadores, a resistência dos Chaoboridae às baixas concentrações de oxigênio (LaRow, 1970; Barker & Wilhm, 1982; Rahel & Nutzman, 1994; Jaeger & Walz, 2002; Tommi et al., 2001) permite que estes organismos habitem as regiões mais profundas dos ambientes aquáticos, mesmo com baixa ou completa ausência de oxigênio dissolvido. Payne (1986) menciona que mesmo em ambientes oligotróficos, estes organismos podem eventualmente ocorrer em águas anóxicas, da região profunda.

Comparando-se os resultados obtidos entre os períodos estudados, observa-se que em ambas as represas, as maiores densidades de *Chaoborus* ocorreram em janeiro e as menores em outubro. Kuhlman (1993) observou um padrão similar na represa de Paraibuna, SP.

De acordo com Mastrantuono (1987), a flutuação no nível da água decorrente da quantidade de chuvas e da vazão é um importante fator para a estruturação da comunidade de invertebrados bentônicos que habitam as regiões litorâneas de ambientes lênticos. Prus et al. (1999) comparando a biota do sedimento de duas represas na República Tcheca observou que as alterações acima de 10 m no nível da água da represa Solina representaram um estressor para a comunidade bentônica, causando a destruição dos habitats litorâneos e conseqüentemente o empobrecimento da comunidade de invertebrados bentônicos, enquanto que na represa Myczkowce as flutuações no nível da água, abaixo de 2 m, não chegaram a influenciar a estrutura desta comunidade. Entre as represas estudadas, foi observado que em Ponte Nova o nível da água diminuiu da primeira para última coleta em cerca de 6,5 m, enquanto que na represa Bariri, praticamente não foram observadas alterações. Esta alteração no nível d'água certamente foi um estressor na represa Ponte Nova, causando uma completa destruição da região litorânea e sublitorânea a represa e conseqüentemente da biota local, ocorrendo posteriormente uma nova formação destas regiões em áreas anteriormente

compreendidas na parte profunda da represa, com estabelecimento de novas populações bentônicas com maiores densidades e riquezas de táxons.

Schindler & Scheuerell (2002) mencionam que lagos são ecossistemas complexos formados por distintos subsistemas ou habitats que se conectam através de processos biológicos, físicos e químicos, e que os distúrbios antropogênicos como introdução de espécies exóticas, eutrofização e modificações no habitat são capazes de alterar severamente as conexões dos habitats, e conseqüentemente os fluxos de energia e nutrientes.

8. CONCLUSÕES

- A metodologia adotada no presente estudo, coleta em "varredura", foi bastante satisfatória, uma vez que foi adequada para evidenciar a heterogeneidade espacial e temporal nos reservatórios. Quanto à fauna bentônica, este tipo de amostragem permitiu a obtenção de dados importantes, em especial em relação aos táxons incomuns ou raros, e acessórios ou acidentais, permitindo da mesma forma a identificação dos grupos ou táxons dominantes e constantes;
- A represa Bariri é um sistema hipereutrófico e a represa Ponte Nova um sistema oligo-mesotrófico, características decorrentes dos diferentes modelos de ocupação e usos de solo nas bacias;
- As represas Ponte Nova e Bariri apresentaram características similares quanto ao padrão de estratificação térmica e química, como a ocorrência de polimixia e a existência de anoxia no hipolímnio no verão;
- A concentração relativa de matéria orgânica no sedimento de ambas represas é semelhante, apesar da maior produtividade orgânica na represa de Bariri, evidenciando as diferenças na ciclagem de nutrientes e sugerindo não ser este parâmetro, um bom indicador das condições tróficas;
- No geral, a fauna de invertebrados bentônicos das represas Ponte Nova e Bariri tiveram valores de riqueza de táxons bastante próximos, contrariando a idéia de que a riqueza de taxons diminuiria com o aumento da eutrofização.

-
- A fauna de macroinvertebrados bentônicos diferiu no entanto em relação à abundância relativa dos grupos taxonômicos, como evidenciado pelos Chironomidae e Oligochaeta, verificando-se que os primeiros ocorreram em número maior no ambiente oligo-mesotrófico (represa Ponte Nova) e os últimos, no ambiente hipereutrofizado (represa Bariri);
 - Os maiores valores de densidade de macroinvertebrados bentônicos registrados na represa Bariri corroboram com a teoria vigente de que com o avanço da eutrofização há um aumento da produtividade primária, a qual pode sustentar também, uma maior produtividade secundária;
 - presente estudo não foi capaz de evidenciar quais fatores bióticos ou abióticos foram determinantes para a composição, distribuição e abundância dos organismos bentônicos. Entre os fatores analisados, a profundidade aparece como um fator primário afetando direta ou indiretamente a estrutura da comunidade bentônica;
 - Existem diferenças marcantes na distribuição espacial dos diferentes grupos taxonômicos componentes da comunidade bentônica, como evidenciado pela preferência de *Chaoborus* pela zona profunda enquanto os Chironomidae e Mollusca ocupam preferencialmente as regiões rasas, e em relação aos Oligochaeta, onde os Naididae ocorreram em maiores densidades em áreas rasas das represas e os Tubificidae em áreas mais profundas;
 - Não há diferença na diversidade dos macroinvertebrados bentônicos, avaliada pelo índice de Shannon-Wiener, sendo as amplitudes de variação similares entre as represas, a despeito dos diferentes graus de trofia.
 - Avaliando-se o desempenho dos índices bióticos utilizados, índice de diversidade de Shannon-Wiener, curva de dominância e razão Oligochaeta/Oligochaeta +Chironomidae, concluiu-se que o último foi o mais satisfatório como indicador da trofia dos ambientes analisados.

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do presente estudo torna-se necessário uma reflexão sobre os futuros estudos sobre Limnologia de represas e, principalmente, sobre aqueles que tenham foco central comunidade de invertebrados bentônicos.

Primeiramente, os estudos limnológicos considerados básicos devem continuar a ser desenvolvidos em reservatórios submetidos a diferentes impactos antropogênicos, visando entender melhor a evolução do processo da eutrofização, observando-se que os modelos descritos na literatura nem sempre se aplicam a todos os casos, como verificado neste estudo em relação à concentração de oxigênio dissolvido, a ocorrência de anoxia e concentração de matéria orgânica no sedimento.

Com relação à comunidade bentônica, os estudos de cunho ecológico em nível de espécies tornam-se necessários e devem ser realizados de modo mais aprofundado, pois como observado no presente estudo táxons considerados característicos de ambientes eutrofizados, como *Chaoborus*, ocorreram em maiores densidades no sistema oligo-mesotrófico.

O elevado número de represas existentes no país e a potencial característica indicadora desta comunidade deverá ser melhor explorada para que o monitoramento das alterações na qualidade da água e do sedimento possa ser realizado mais facilmente e ações de recuperação ou de mitigação das perturbações possam ser iniciadas mais cedo.

Finalmente, tendo em vista os resultados relevantes obtidos com a metodologia aplicada neste estudo, sugere-se que esta seja aplicada aos demais reservatórios da Bacia do rio Tietê. Apesar de mais custoso em termos de tempo e recursos, a “varredura” com elevado número de amostragens fornece uma melhor avaliação da estrutura da comunidade bentônica.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AAGAARD, K. The chironomid fauna of north Norwegian lakes with a discussion on the methods of community classification. **Hol. Ecol.**, Copenhagen, v.9, p.1-12, 1986.

ABEL, P.D. **Water pollution**. Chichester: Ellis Hawod Limited, 1989. 231p. Cap. 5: Biological monitoring of water quality.

ARCIFA, M.S.; FROEHLICH, C.G.; GIANESELLA-GALVÃO, M.F. Circulation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v.21, p.1054-1059, 1981.

ARMENGOL, et al. Longitudinal processes in canyon type reservoir: the case of Sau (N. E. Spain). In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia/Academia Brasileira de Ciências/ Backhuys Publihers, 1990. p. 313-345.

ARMITAGE, P.D. A quantitative study of the invertebrate fauna of the River Tees below Cow Green Reservoir. **Fresh. Biol.**, Oxford, v.6, p.229-240, 1976.

ASHE, P.; MURRAY, D.A.; REISS, F. The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera). **Anns. Limnol.**, v.23, n.1, p.27-60, 1987.

AVELAR, W.E.P. Moluscos bivalves. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W.C; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (Eds.). **Invertebrados de Água Doce**.

São Paulo: FAPESP, 1999. 176p. (Série Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil, v.4)

BARKER, D.M.; WILHM., J. Oxygen consumption of the sediments and populations of *Chaoborus punctipennis* (Say) in Arbuckle Lake, Oklahoma. **Proc. Okla. Acad. Sci.**, Edmond, v.62, p.7-9, 1982.

BARTSCH, L.A.; RICHARDSON, W.B.; NAIMO, T.J. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: Considerations of study design, sample size, and cost. **Environ. Monit. Assess.**, Dordrecht, v.52, n.3, p.425-439, 1998.

BASS, D. Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in Arcadia Lake, a South-Central USA Reservoir. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.242, n.2, p.123-31. 1992.

BASS, D. Habitat ecology of chironomid larvae of the Big Thicket streams. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.134, p.29-41, 1986.

BAUDO, R. et al. Benthos of Lake Orta in the year 1996. **J. Limnol.**, Pallanza, v.60, n.2, p.241-248, 2001

BAZZANTI, M.; BALDONI, S.; SEMINARA, M. Invertebrate macrofauna of a temporary pond in central Italy: composition, community parameters and temporal succession. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart, v.137, n.1, p.77-94. 1996.

BAZZANTI, M.; SEMINARA, M. Profundal macrobenthos in a polluted lake: depth distribution and its relationship with biological indices for water quality assessment. **Acta Ecologica/Ecologia Applicata**, Bratislava v.8, n.1, p.15-26. 1987.

BAZZANTI, M.; SEMINARA, M.; TAMORI, C. Depth distribution and relationships to the trophic state of sublittoral and profundal macrobenthos in Lake Vico (Central Italy). **Limnologica**, Berlin, v.24, n.1, p.13-21. 1994.

BECHARA, J.A. The relative importance of water quality, sediment composition and floating vegetation in explaining the macrobenthic community structure of floodplain lakes (Paraná River, Argentina). **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.333, p.95-109, 1996.

BEDÊ, L.C. **Dinâmica populacional de *Melanoïdes tuberculata* (Prosobranchia: Thiaridae) no reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil.** 1992. 112p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da vida silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1992.

BERRY, A.J.; KADRI, A.B.H. Reproduction in the Malayan freshwater ceritheacean gastrop *Melanoïdes tuberculata*. **Journal of Zoology**, Londres, v.172, p. 369-81, 1974.

BEZERRA-NETO, J.F.; PINTO-COELHO, R.M. Population dynamics and secondary production of *Chaoborus brasiliensis* (Diptera, Chaoboridae) in a small tropical reservoir: Lago do Nado, Belo Horizonte, Minas Gerais - Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 14, n. 3, p. 61-72, 2002.

BICUDO, C.E.M. et al. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: o Lago das Graças, São Paulo. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu:FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p.449-508.

BOOTS, P.S. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. **Freshwater Biology**, Oxford, v.37, p.277-286, 1997.

BORKENT, A. A world catalogue of fossil and extant Corethrellidae and Chaoboridae (Diptera), with a listing of references to keys, bionomic information and descriptions of each known life stage. **Ent. scand.**, Stenstrup, v.24, p.1-24. 1993.

BRAGA, B.; ROCHA, O.; TUNDISI, J.G. Dams and environment: the Brazilian experience. **Water Resour. Develop.**, Oxford, v.14, n.2, p.127-140, 1998.

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

BRANDIMARTE, A. L. **Macrofauna bentônica da zona litoral da represa de Paraibuna (SP): a influência de diferentes ecossistemas terrestres perimetrais**. 1991. 161p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y. Temporal and spatial variations in littoral benthic communities of Paraibuna Reservoir (São Paulo, Brazil). **Trop. Ecol.**, Varanas, v.37, n.2, p.215-222. 1996.

BRANDIMARTE, A. L. et al. Amostragem de invertebrados bentônicos. BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs) **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima Editora, 2004. p.213-230.

BRINKHURST, R.O. **Aquatic oligochaeta biology**. New York: Plenum, 1980. 529p.

BRINKHURST, R.O.; MARCHESI, M.R. **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica**. 2.ed. Santo Tomé: Asociación de Ciências Naturales del Litoral, 1991. 207p. (Colección CLIMAX, n.6).

BROWN, K.M. Mollusca: Gastropoda. In: THORP, J.H.; COVICH, A.P. (Eds.) **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic, 1991. p.285-314.

BUCKMAN, H.O.; BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 5.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1979. 85p.

CAIRNS, J., Jr Indicator species vs the concept of community structure as an index of pollution. **Water Res. Bull.**, Bethesda, v.10, n.2, p.338-347. 1974.

CALIJURI, M.C.; DEBERDT, G.L.B.; MINOTI, R.T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu:FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p.109-148.

CAMARGO, J.A.; JALÓN, D.G. Structural and trophic changes in a riverine macrobenthic community following impoundment for hydroelectric power-generation. **J. Freshw. Ecol.**, La Crosse, v.10, n.4, p.311-317, 1995.

CANFIELD, D.E., Jr; BACHMANN, R.W.; HOYER, M.V. A management alternative for Lake Apopka. **Lake Res. Manage.**, v.16, p.205-221, 2000

CAO, Y.; BARK, A.W.; WILLIAMS, W.P. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.341, p.1-19, 1996.

CERETTI, G.; NOCENTINI, A.M. Notes on the distribution of some macrobenthonic populations (Oligochaeta and Diptera Chironomidae) in the littoral of a few small lakes in northern Italy. **Mem. Ist. ital. Idrobiol.**, Pallanza, v.54, p.109-124. 1996.

CETESB. **Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1979**. São Paulo: CETESB, 1980. 245p. (Série Relatórios)

CETESB. **Qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 1997**. São Paulo: CETESB, 2003. (Séries Relatórios) Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acessado em 20 abr. 2004.

CÓ, L.M. **Distribuição de Oligochaeta na Represa do Lobo (Estado de São Paulo, Brasil)**. 1979, 169p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-

Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1979.

CÓ, W.L.O. **Macroinvertebrados bentônicos de uma lagoa de 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, Sao Carlos, 1994.

COHEN, A.S. Distribution and faunal associations of benthic invertebrates at Lake Turkana, Kenya. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.134, p.179-197, 1986.

COLE, T.M ; HANNAN, H.H. Dissolved oxygen dynamics. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (Eds.) **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p.71-107.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ (CBH-AT). **Plano da Bacia do Alto Tietê. Situação dos recursos hídricos**. São Paulo: FUSP, 2001. (relatório, v.1). Disponível em <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_cgi.exe/GrupoDoc?Comite=CRH/CBH-AT> Acessado em 20 jun. 2002.

CORBI, J.J. **Distribuição espacial e batimétrica dos macroinvertebrados bentônicos da Represa do Ribeirão das Anhumas (Americo Brasiliense - SP)**. 2001. 75p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Sao Carlos, 2001.

CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Spatial and bathymetric distribution of the macrobenthic fauna of the Ribeirão das Anhumas reservoir (Americo Brasiliense- SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v.14, n.1, p.35-42. 2002.

GRACZYK, T.K. et al. Accumulation of human waterborne parasites by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian freshwater clams (*Corbicula fluminea*). **Parasitol. Res.**, v89, p.107–112, 2003.

COVICH, A.P.; PALMER, M.A.; CROWL, T.A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems - zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience**, Washington D. C., v.49, n.2, p.119-127, 1999.

COWELL, B.C.; VODOPICH, D.S. Distribution and abundance of benthic macroinvertebrates in a subtropical Florida lake. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.78, p.97-105, 1981.

DABÉS, M.B.G.S., et al. Caracterização limnológica da represa de Pontal, Itabira (MG). **Acta Limnol. Brasil**, v.3, p.173-199. 1990.

DAVIES, R.W.; GOVEDICH, F.R. Annelida: Euhirudinea and Acanthobdellidae. In: THORP, J.H.; COVICH, A.P. (Eds.) **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic, 1991. p.465-504.

DERMOTT, R.; KEREC, D. Changes to the deepwater benthos of eastern Lake Eire since the invasion of *Dreissena*: 1979-1993. **Can. J. Aquat. Sci.**, Ottawa, v.54, p.922-930, 1997.

DORNFELD, C.B. **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, 2002.

DOWNING, J.A. Sampling the benthos of standing waters. In: DOWNING, J.A.; RIGLER, F.H. (Eds.) **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**. 2.ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1984. p. 87-130.

DOWNING, J.A. Precision of the mean and the design of benthos sampling programmes: caution revised. **Mar. Biol.**, Berlin, v.103, p.231-234, 1989.

DUDGEON, D. Ecological strategies of Hong Kong Thiaridae (Gastropoda: Prosobranchia). **Malacological Review**, Whitmore Lake, v.22, p.39-53. 1989.

DUMNICKA, E. The effect of dam reservoirs on oligochaete communities in the River Dunajec (Southern Poland). **Acta Hydrobiol.**, Cracow, v.29, n.1, p.25-34. 1987.

EPLER, J.H. **Identificatin manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. 2.ed.rev. Tallahassee: Florida Department of Environmental Protection, 1995. 317p. Disponível em: <<http://www.floridadep.org/labs/library/keys.htm>>. Acesso em 7 ago 1998.

EPLER, J.H. **Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Raleigh: North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 2001. 526 p. Disponível em: <<http://www.esb.enr.state.nc.us/BAUwww/Chirnomid.htm>>. Acesso em: 10 fev.2003.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência/FINEP, 1988. 575p.

FERNANDEZ, M.A.; THIENGO, S.C.; SIMONE, L.R.L. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Tiaridae) in Brazil. **The Nautilus**, Philadelphia, v.117, n.3, p. 78-82, 2003.

FERNANDEZ-ROSADO, M.J.; LUCENA, J.; NIELL, F.X. Space-time heterogeneity of chlorophyll-a distribution in La Concepción Reservoir (Istán, Málaga). Representative models **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart, v. 129, p.311-325, 1994

FERRER-LOPEZ, J.R. et al. Rol de *Marisa cornuarietis* como agente de control biológico y sus implicaciones económicas y epidemiológicas. **Rev. Cub. Med. Trop.**, La Habana, v. 43, n. 1, p.31-35, 1991.

FITTKAU, E.J. Distribution and ecology of Amazonian chironomids (Diptera). **Can Entomol.**, Ottawa, v.103, n.3, p.407-713, 1971.

FREITAS, J.R. et al. Population dynamics of aquatic snails in Pampulha reservoir. **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 82, suppl. 4, p. 299-305, 1987.

GIOVANNI, M.V.D.; GORETTI, E.; TAMANTI, V. Macrobenthos in Montedoglio Reservoir, central Italy. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.321, p.17-28. 1996.

GOLDMAN, C.R.; HORNE, A.J. **Limnology**. New York: McGraw-Hill, 1983. 464p.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2.ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213p. (I.B.P. Handbook, n.8)

HALAT, K.M.; LEHMAN, J.T. Temperature-dependent energetics of *Chaoborus* populations: hypothesis for anomalous distributions in the great lakes of East Africa. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 330, p. 31-36, 1996.

HANEY, J.F. et al. Light control of evening vertical migrations by *Chaoborus punctipennis*. **Limnol. Oceanogr.**, Grafton, v. 53, n.5, p. 1068-1078, 1990.

HARASEWYCH, M.G. Ecology of the snail, *Melanooides tuberculata* (Muller), intermediate host of the human liver fluke (*Opisthorchis sinensis*) in New Orleans, Louisiana. **The Nautilus**, v. 91, n.1, p. 17-20, 1999.

HARE, L. Sediment colonization by littoral and profundal insects. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, Lawrence, v.14, n.2, p.315-323. 1995.

HARE, L.; CARTER, J.C.H. The benthos of a natural West African lake, with emphasis on the diel migrations and lunar and seasonal periodicities of *Chaoborus* populations (Diptera, Chaoboridae). **Freshwater Biology**, Oxford, v. 16, p. 759-780, 1986.

HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters**: Principles, problems and restoration. Londres: Chapman & Hall, 1992. 327p.

HOLME, N.A.; MCINTYRE, A.D. (Eds.) **Methods for study of Marine Benthos**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1971. 334p. (IBP Handbook n.16)

HUTCHINSON, G.E. **A treatise on limnology**. 1. Geography, physics and chemistry. New York, John Wiley & Sons, 1957.

HWANG, S.J.; KWUN, S.K.; YOON, C.G. Water quality and limnology of Korean reservoirs. **Paddy Water Environ**, Heidelberg, v.1, n.1, p.43-52, 2003.

IWAKUMA, T.; YASUNO, M. Chironomid populations in highly eutrophic Lake Kasumigaura. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** , Stuttgart, v.22, p.664-674, 1981.

ILEC/UNEP. **Lagos e reservatórios**. Qualidade da água: o impacto da eutrofização. São Carlos, Rima, 2002. 28p. (UNEP-IETC/ILEC, v.3).

JABLONSKA, I.; PATUREJ, E. The domination and constancy of occurrence of invertebrate communities in the Hancznska Bay, Lake Wigry, NW Poland. **Acta Hydrobiol.**, Cracow, v.41, n.6, p.249-253. 1999.

JAEGER, I.S.; WALZ, N. *Chaoborus flavicans* (Diptera) is an oxy-regulator. **Archiv. Hydrobiol.**, Lisse, v.155, n.3, p.401-411, 2002.

JÓNASSON, P.M. Bottom fauna and eutrophication. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON EUTROPHICATION. **Eutrophication**: causes, consequences and correctives. Washington: National Academy Of Sciences, 1969. p.274-305.

JÓNASSON, P.M. Limits for life in the lake ecosystem. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v.26, p.1-33, 1996.

KAJAK, Z. Considerations on benthos abundance in freshwaters, its factors and mechanisms. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, Berlin, v.73, n.1, p.5-19, 1988.

-
- KAJAK, Z.; RANKE-RYBICKA, B. Feeding and production efficiency of *Chaoborus flavicans* Meigen (Diptera, Culicidae) larvae in eutrophic and dystrophic lake. **Pol. Arch. Hydrobiol.**, Warszawa, v.17(30), n.1/2, p.225-232. 1970.
- KANGUR, K. et al. Long-term changes in the macrozoobenthos of lake Vöortsjärv. **Limnologica**, Berlin, v.28, n.1, p.75-83. 1998.
- KAWAI, K., T. et al. Usefulness of chironomid larvae as indicators of water quality. **Jpn. J. Sanit. Zool.**, v.40, n.4, p.269-283, 1989.
- KENNEDY, T. et al. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. **Nature**, London, v.417, p.636-639, 2002.
- KOHLHEPP, G. Grandes projetos de barragem no Brasil: problemas ecológicos e sócio-econômicos. **Rev. estud. ambient**, Blumenau, v.1, n.1, p.50-61, 1999.
- KONDO, S.; HAMASHIMA, S. Habitat preferences of four chironomid species associated with aquatic macrophytes in an irrigation reservoir. **Neth. J. Aquat. Ecol.**, Amsterdam, v.26, n.2/4, p.371-377. 1992.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.) **Methods of seawater analysis**. Weinheim: Verlag Chemie, 1976. p.117-181.
- KUHLMAN, M.L. **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, 1993.
- LANG, C. Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state: how to assess the biological recovery of sediments in lakes? **Aquat. sci.**, Basel, v.59, p.26-33, 1997
- LANG, C. Contrasting responses of oligochaetes (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. **Aquat. sci.**, Basel, v.61, p.206-214, 1998.

-
- LANG, C.; REYMOND, O. Le zoobenthos comme indicatuer des pertubations d'origine humaine dans deux lacs de montagne. **Rev. Suisse Zool.**, Geneve, v.103, n.4, p.851-858, 1996.
- LAROW, E.J. The effect of oxy tension of the vertical migration of *Chaoborus* larvae. **Limnol. Oceanogr.**, Grafton, v. 15, p. 357-362, 1970.
- LEARNER, M.A.; LOCHEAD, G.; HUGHES, B.D. A review of the biology of British Naididae (Oligochaeta) with emphasis on the lotic environment. **Fresh. Biol.**, Oxford, v.8, p.357-375, 1978.
- LIJKLEMA, L. Development and eutrophication: experiences and perspectives. **Wat. Sci. Tech.**, Oxford, v.31, n.9, p.11-15, 1995.
- LILJENDAHL-NURMINEN, A. et al. The seasonal dynamics and distribution of *Chaoborus flavicans* larvae in adjacent lake basins of different morphometry and degree of eutrophication. **Freshw. Biol.** , Oxford, v.47, p.1283-1295. 2002.
- LIND, O.T.; TERRELL, T.T.; KIMMEL, B.L. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir manegement. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (Eds.) **Comparative reservoir limnology and water quality manegement**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.57-67.
- LINDEGAARD, C. The role of zoobenthos in energy flow in deep, oligotrophic Lake Thingvallavatn, Iceland. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.243/244, p.185-195, 1992.
- LINDEGAARD, C. The role of zoobenthos in energy flow i two shlallow lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.275/276, p.313-322, 1994.
- LINDEGAARD, C. Classification of water-bodies and pollution. In: ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. (Eds.) **The Chironomidae**. The biology and ecology of non-biting midges. London: Chapman & Hall, 1995. p.385-404.

- LINDEGAARD, C.; JÓNSSON, E. Abundance, population-dynamics and high production of Chironomidae (Diptera) in Hjarbaek Fjord, Denmark, during a period of eutrophication. **Ent. scand.**, Stenstrup, v.29, p.293-302. 1987.
- LODS-CROZET, B.; LACHAVANNE, J.B. Changes in the chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart, v.130, n.4, p.453-471. 1994.
- MACEDO, A. B. **Banco de dados espaciais da bacia hidrográfica do Alto Tietê, São Paulo**. São Paulo: Laboratório de Informática Geológica, instituto de Geociências, Universidade de São Paulo., 1998. Mapas disponíveis em <http://geolig.igc.usp.br/alto_tiete.htm>. Acessado em 18 jun. 2001.
- MACKERETH, F. J.H.; HERON, J.; TAILING, J.F. **Water Analysis: some revised methods for limnologists**. Kendal: Titus Wilson & Son. Ltd, 1978. 120p. (Freshwat. Biol. Assoc. Scientific Publication, n.36)
- MANTOVANI, W. et al. A vegetação na Serra do Mar em Salesópolis, SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSSITEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA. Estrutura, função e manejo.2.,1990, Águas de Lindóia. **Anais...** São Paulo:ACIESP, 1990. p.348-385. (Publicação ACIESO, n.71-1)
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega S. A, 1983. 1010p.
- MASTRANTUONO, L. Littoral sand zoobenthos and its relation to organic pollution in Lake Nemi (Central Italy). **Hydrobiol. Bull.**, Amsterdam, v.19, n.2, p.171-178. 1986.
- MASTRANTUONO, L. Invertebrate community in the littoral-regulated area of a hydroelectric lake-reservoir (Lake Campotosto, central Italy). **Riv. Idrobiol.**, Perugia, v.26, n.1-3, p.17-32. 1987.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; HINO, K.; CLARO, S.M. Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v.21, p.1040-1047. 1981.

-
- MCCULLOUGH, J.D.; JACKSON, D.W. Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of subtropical reservoir. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, Berlin, v.70, n.2, p.221-235. 1985.
- MELO, A.S.; FROEHLICH, C.G. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, Lawrence, v.20, n.1, p.1-16, 2001
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2.ed. Dubuque: Kendall, 1984. 722p.
- MILBINK, G. Oligochaetes and water pollution in two deep Norwegian lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.278, p.213-222, 1994.
- MILBINK, G.; TIMM, T.; LUNDBERG, S. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.468, p.53-61, 2002.
- MORAES, D.S.D.L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v.36, n.3, p.370-374. 2002.
- MOSS, B.; TIMMS, M. Predation, sediment stability and food availability as determinants of the benthic invertebrate fauna in two shallow lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.185, p.249-257. 1989.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2.ed. Rio de Janeiro : Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1989.
- NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; MARICATTO, F.E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v.4, p.107-120. 1999.

- NUSCH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, Stuttgart, v.14, p.14-36, 1980.
- OLIVER, D.R. Life history of the Chironomidae. **Ann. Rev. Entomol.**, Palo Alto, v.16, p.211-230. 1971.
- PALMER, M.A. et al. Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments. **Ambio**, Estocolmo, v.26, n.8, p.571-577, 1997.
- PAMPLIN, P. A. Z. **Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP - Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos**. 1999. 111p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.
- PARAGUASSU, A. B. et al. Considerações sobre o Assoreamento do Reservatório Álvaro S. Lima. In: TUNDISI, J. G., ed. **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos, USP/EESC/CRHREA, 1988. p.139-164. (monografias em limnologia, v.1, tomo I).
- PAYNE, A.I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. New York : John Wiley & Sons, 1986. 301p.
- PAZ, R.J. et al. First record of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the state of Paraíba (Brazil) and its possible ecological implications. **Rev. Nordestina Biol.**, João Pessoa, v. 10, n. 2, p. 79-84, 1995.
- PEPINELLI, M.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; HAMADA, N. Description of *Simulium (Chirostilbia) friedlanderi* pyDaniel,1987 (Insecta: Diptera: Simuliidae) female. **Biota Neotropica**, São Paulo, v3, n2, p.1-6, 2003. Disponível em <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/abstract?short-communication+BN00203022003>> Acessado em 15 mar. 2004.

- PERERA DE PUGA, G. et al. Effectiveness of three biological control agents against intermediate hosts of snails-mediated parasites in Cuba. **Malacological Review**, Whitmore Lake, v. 23, p. 47-52, 1990.
- PESSOA, S.B.; MARTINS, A.V. **Parasitologia Médica**. 11.ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1982. 872 p.
- PETRIDIS, D.; SINIS, A. Benthic macrofauna of Tavropos Reservoir (central Greece). **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.202, p.1-12. 1993.
- PETRIDIS, D.; SINIS, A. Benthos of Lake Mikri Prespa (North Greece). **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 304, p. 185-196, 1995.
- PETRIDIS, D.; SINIS, A. The benthic fauna of Lake Mikri Prespa. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.351, p.95-105, 1997.
- PINTO-COELHO, R.M.; COELHO, M.M.; ESPÍRITO SANTO, M.M. & CORNELISSEN, T.G., Efeitos da eutrofização na comunidade planctônica da Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, M.G. In: Henry, R. (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu:FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p.551-572.
- POPP, A.; HOAGLAND, K. Changes in benthic community composition in response to reservoir aging. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.306, p.159-171. 1995.
- PORTILJE, R.; VAN DER MOLEN, D. T. Trend-analysis of eutrophication variables in lakes in the Netherlands. **Wat. Sci. Tech.**, Oxford, v.37, n.3, p.235-240, 1998.
- PRAT, N. Benthic typology of Spanish reservoirs. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v.20, p.1647-51, 1978.
- PRAT, N.; REAL, M.; RIERADEVALL, M. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. **Limnetica**, Barcelona, v.8, p.221-229, 1992.

- PRENTICE, M.A. Schistosomiasis and its intermediate hosts in the lesser Antillean Islands of the Caribbean. **Bulletin Pan American Health Organization**, Washington D. C., v. 14, n. 3, p. 258-68, 1980.
- PRUS, T.; PRUS, M.; BIJOK, P. Diversity of invertebrate fauna in littoral of shallow Myczkowce dam reservoir in comparison with a deep Solina dam reservoir **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.408/409, p.203-210, 1999.
- RABETTE, C.; LAIR, N. Spatial and temporal distribution of benthic stages of *Cyclops vicinus* and *Chaoborus flavicans* in relation to abiotic factors and benthic fauna. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 390, n. 0, p. 61-72, 1999.
- RAE, J.G. Chironomid midges as indicators of organic pollution in the Scioto River Basin, Ohio. **Ohio J. Sci.**, v.89, n.1, p.5-9, 1989.
- RAHEL, F.J.; NUTZMAN, J.W. Foraging in a lethal environment: fish predation in hypoxic waters of a stratified lake. **Ecology**, Brooklyn, v.75, p. 1246-1253, 1994.
- RÄIKE, A. et al. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. **The Science of the Total Environment**, v.310, p.47-59, 2003.
- REICE, S.R.; WOHLBERG, M. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Eds.) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 287-305.
- REISS, F. Qualitative and quantitative investigations on the macrobenthic fauna of central Amazon lakes. I. Lago Tupé, a black water on the lower Rio Negro. **Amazoniana**, Manaus, v.6, n.2, p.203-235, 1977
- RIGHI, G. **Oligochaeta**. Brasília: CNPq/Coordenação Editorial, 1984. 48p. (Manual de identificação de invertebrados límicos do Brasil, 17)

ROBACK, S.S. Notes on the food of Tanypodinae larvae. **Entomological News**, v.80, p.13-18., 1969.

ROCHA, A.A. **Estudo sobre a fauna bentônica da represa de Americana no Estado de São Paulo**. 1972. 65p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1972.

RODRIGUES, M.H.S. **Estudo da fauna de Chironomidae (Diptera) do sedimento na Represa do Beija-Flor, na Estação de Jataí, Luiz Antonio, SP**. 1997. 85p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

RODRIGUES, M.H.S. **Limnologia, análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e bioensaios de toxicidade para avaliação ambiental dos reservatórios em cascata do médio e baixo rio 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, 2003.

ROSSARO, B.; PIETRANGELO, A. Macroinvertebrate distribution in streams: a comparison of CA ordination with biotic indices. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.263, p.109-118, 1993.

SAETHER, O. A. Nearctic chironomids as indicators of lake typology. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v.19, p.3127-3133, 1975.

SAETHER, O.A. Chironomid communities as water quality indicators. **Hol. Ecol.**, Copenhagen, v.2, p.65-74, 1979.

SAETHER, O.A. The influence of eutrophication on deep lake benthic invertebrate communities. **Prog. Wat. Tech.**, v.12, p.161-180. 1980.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. **Metodologias simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos calidos tropicales**. Washington: CEPIS/HPE/OPS, 1990. 51p.

SALLES et al. Levantamento preliminar dos gêneros e espécies de Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) do Estado de São Paulo, com ênfase em coletas realizadas em córregos florestados de baixa ordem. **Biota Neotropica**, São Paulo, v.3, n.2, p.1-7, 2003. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/abstract?short-communication+BN00203022003>> Acessado em 15 mar. 2004.

SANDES, M. A. L. **Flutuações de fatores ecológicos, composição e biomassa do fitoplâncton em curto período de tempo no reservatório Álvaro de Souza Lima**. 1990. 111p Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

SANTOS, C.M. **Distribuição espacial e temporal da fauna mesobentônica da represa de Jurumirim (Rio Paranapanema - SP)**. 1995. 147p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

SANTOS, C.M.; HENRY, R. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na represa de Jurumirim (rio Paranapanema: SP). **Acta Limnol. Bras.**, v.13, n.2, p.99-115. 2001.

SCHAEFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do SUI, 1985. 532p.

SCHINDLER, D.E; SCHEUERELL, M.D. Habitat coupling in lake ecosystems. **Oikos**, Kobenhavn, n.98, p.177-189, 2002.

SHIMIZU, G.Y. **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, 1978.

SHIMIZU, G.Y. **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, 1981.

SILVA, R.E. et al. Levantamento malacológico da Bacia Hidrográfica do Lago Soledade, Ouro Branco (Minas Gerais). **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, São Paulo, v. 36, n. 5, p. 437-44, 1994.

SORIANO, A.J.S. **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, 1997.

SOUZA, C.P.; LIMA, L.C. **Moluscos de Interesse Parasitológico do Brasil**. Belo Horizonte: Centro de Pesquisas René Rachou, Fundação Oswaldo Cruz, 1990. 76 p. (Série Esquistossomose 1)

SPERLING, E.V. Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. **Revista Bio**, Rio de Janeiro, v.3, p.68-76. 1994.

SPERLING, E.V. Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos. **Revista Bio**, Rio de Janeiro, v.3, p.53-56. 1993.

SPERLING, E.V. Mechanisms of eutrophication in tropical lakes. **Environmental Pollution**, Londres, v.3, p.434 - 439, 1996.

STARMÜHLNER, F. Distribution of freshwater molluscs in mountain streams of tropical Indo-Pacific Islands (Madagascar, Ceylon, New Caledonia). **Malacologia**, Philadelphia, v. 18, p.245-55, 1979.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Reservoir water quality management.** Shiga, ILEC, 1999. 229p. (Guidelines of Lake Management, v.9)

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

STRAYER, D.L. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, Lawrence, v.18, n.1, p.74-98, 1999.

STRIXINO, G.B.M.A. **Ensaio para um estudo ecológico da macrofauna de fundo na Represa de Americana (Estado de São Paulo).** 1971. 42 p. Dissertação (Mestrado) - Programa.de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1971.

STRIXINO, G.B.M.A. **Sobre a ecologia dos macroinvertebrados do fundo, na Represa do Lobo.** 1973. 188p. Dissertação (Mestrado) - Programa.de Pós-Grduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1973.

STRIXINO, G. e S. T.STRIXINO. 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, 1980.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macrobentos da represa do Monjolinho (São Carlos - SP). **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, v.42, n.1, p.165-170. 1982.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Povoamentos de Chironomidae (Diptera) em lagos artificiais. In: NESSIMIAN, J.L; CARVALHO, A. L. (Eds.) **Ecologia de insetos aquáticos.** Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação

em Ecologia - Instituto de Biologia/UFRJ, 1998. p.141-154. (Oecologia Brasiliensis, v.5)

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo : Edgard Blücher, 1973. 317p.

TAKINO, M.; MAIER, M.H. Hydrology of reservoir in the São Paulo State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v.21, p.1060-1065. 1981.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.G.; KUTNER, M.B. Plankton studies in a mangrove IV: size fraction of the phytoplankton. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, São Paulo, v.26, p.39-42, 1965.

TIMMS, B.V. A study of the benthic communities of twenty lakes in the South Island, New Zealand. **Freshw. Biol.**, Oxford, v.12, p.123-138. 1982.

TITMUS, G.; BADCOCK, R.M. Distribution and feeding of larval Chironomidae in a gravel-pit lake. **Freshw. Biol.**, Oxford, v. 11, p.263-271, 1981.

TOLEDO, A.P., JR et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983. Camboriú. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1983. p.1-34.

TOMMI, M.; JUKKA, H.; LILJENDAHL-NURMINEN, A. Langmuir circulations disturb the low-oxygen refuge of phantom midge larvae. **Limnol.Oceanogr.**, Grafton, v. 46, n. 3, p. 689-692, 2001.

TRANSPURGER, W; DREWS, C. Toxicity analysis of freshwater and marine sediments with meio- and macrobenthic organisms: a review. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.328, n.1, p.215-261, 1996.

TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da Represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP)**. 1980. 219p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1980.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnóstico dos gêneros.** São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1998. 229p.

TUNDISI, J.G. Typology of reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Intern. Verein. Limnol.**, v.21, Stuttgart, p.1031-1039. 1981.

TUNDISI, J.G. "Estratificação hidráulica" em reservatórios e suas conseqüências ecológicas. **Cienc. Cult.**, Rio de Janeiro, v.36, n.9, p.1489-1496. 1984.

TUNDISI, J.G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G., ed. **Limnologia e manejo de represas.** São Carlos, USP/EESC/CRHREA, 1988a. p.1-76. (monografias em limnologia, v.1, tomo I).

TUNDISI, J.G. Management of reservoirs in Brazil. In: JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Eds.) **Principles of lake Management.** Ostu, ILEC/UNEP. p.115-140, 1988b. (Guidelines of Lake Management – vol.1)

TUNDISI, J.G. Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. In: BOLTOVSKOY, A.; LÓPEZ, H.L. (Eds.) **Conferencias de Limnologia.** La Plata: Instituto de Limnologia "Dr. R. A. Ringuelet", 1993. p. 41-52.

TUNDISI, J.G. et al. Reservoir management in South America. **Water Resour. Develop.**, Oxford, v.14, n.2, p.141-155, 1998.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M.C. (1993). Limnology and manegement of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (Eds.) **Comparative reservoir Limnology and water quality manegement.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.25-55.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Mar. Chem.**, Amsterdam, v.10, p.109-122, 1981.

- VALENTI, W.C.; FROEHLICH, O. Estudo da diversidade da taxocenose de Chironomidae de dez reservatórios do Estado de São Paulo. **Cienc. Cult.**, Rio de Janeiro, v.38, n.4, p.703-707. 1986.
- VALENTI, W.C.; FROEHLICH, O.O. Estudo da macrofauna bentônica de dez reservatórios do Estado de São Paulo. **Ciência Zootécnica**, Jaboticabal, v.3, n.2, p.1-3, 1988.
- VAZ, J.F. et al. Ocorrência no Brasil de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Plathyhelminthes). **Rev. Saúde públ.**, São Paulo, v.20, n.4, p.318-322. 1986.
- VERNEAUX, V.; ALEYA, L. Bathymetric distributions of chironomid communities in ten French lakes: implications on lake classification. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart, v.142, n.2, p.209-228. 1998.
- WALKER, I. Population dynamics of Chironomidae (Diptera) in the central amazonian blackwater river Tarumã-Mirim (Amazonas, Brazil). In: NESSIMIAN, J.L; CARVALHO, A.L. (Eds.) **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Instituto de Biologia/UFRJ, 1998. p.235-252. (Oecologia Brasiliensis, v.5)
- WELCH, P.S. **Limnological Methods**. Philadelphia: Blakiston Company, 1948. 381p.
- WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991. 391p. Cap.12. Benthic fauna of lakes.
- WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 1010p.
- WETZEL, R.G. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (Eds.) **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p.227-238.

WIEDERHOLM, T. Use of benthos in the lake monitoring. **J. Wat. Poll. Control. Feder.**, New York, v.52, n.3, p.537-547, 1980.

WILCOVE, D.S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States: Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. **BioScience**, Washington D. C., v.48, p.607-615, 1998.

WILHM, J.L.; DORRIS, T.C. Biological parameters for water quality criteria. **BioScience**, Washington D. C., v.18, n.6, p.477-481. 1968.

ZINCHENKO, T.D. Long-term (30 years) dynamics of Chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water Reservoir associated with eutrophication processes. **Neth. J. Aquat. Ecol.** , Amsterdam, v.26, n.2/4, p.533-542, 1992.

ANEXOS

Anexo 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta na represa Ponte Nova em 2001⁷.

Ponto	Latitude	Longitude	Ponto	Latitude	Longitude
1	23°35'47,8"S	45°58'00,8"W	46	23°35'43,2"S	45°55'26,9"W
2	23°35'41,9"S	45°57'44,8"W	47	23°35'51,1"S	45°55'45,0"W
3	23°35'30,7"S	45°57'54,9"W	48	23°35'48,1"S	45°56'08,5"W
4	23°35'22,5"S	45°57'48,9"W	49	23°35'53,7"S	45°56'19,3"W
5	23°35'13,0"S	45°57'53,3"W	50	23°35'37,0"S	45°55'56,0"W
6	23°35'19,4"S	45°57'39,7"W	51	23°35'33,0"S	45°55'26,5"W
7	23°35'27,0"S	45°57'30,1"W	52	23°35'22,4"S	45°55'34,6"W
8	23°35'07,5"S	45°57'38,0"W	53	23°34'55,4"S	45°55'30,8"W
9	23°35'31,9"S	45°57'17,9"W	54	23°35'12,2"S	45°54'37,1"W
10	23°35'41,0"S	45°57'06,0"W	55	23°35'24,0"S	45°54'54,4"W
11	23°35'29,1"S	45°57'09,3"W	56	23°35'15,3"S	45°55'15,0"W
12	23°35'16,6"S	45°57'00,6"W	57	23°35'00,7"S	45°55'05,1"W
13	23°35'29,0"S	45°56'51,5"W	58	23°34'45,0"S	45°54'44,6"W
14	23°35'17,3"S	45°56'48,2"W	59	23°34'21,0"S	45°54'07,9"W
15	23°35'57,2"S	45°56'54,9"W	60	23°33'53,5"S	45°54'04,6"W
16	23°35'58,7"S	45°56'43,1"W	61	23°34'04,6"S	45°54'11,0"W
17	23°35'47,8"S	45°56'43,5"W	62	23°33'33,9"S	45°54'29,2"W
18	23°35'39,5"S	45°56'46,2"W	63	23°33'39,8"S	45°54'36,3"W
19	23°35'33,3"S	45°56'36,2"W	64	23°33'56,2"S	45°54'39,7"W
20	23°35'34,5"S	45°56'24,6"W	65	23°34'27,3"S	45°55'22,2"W
21	23°35'21,8"S	45°56'36,8"W	66	23°34'38,0"S	45°55'36,5"W
22	23°35'20,0"S	45°56'26,6"W	67	23°34'03,8"S	45°55'11,8"W
23	23°34'03,4"S	45°57'37,3"W	68	23°34'02,8"S	45°55'24,3"W
24	23°34'07,3"S	45°57'34,2"W	69	23°33'44,5"S	45°55'15,2"W
25	23°34'14,2"S	45°57'40,2"W	70	23°33'50,1"S	45°55'32,0"W
26	23°34'16,9"S	45°57'51,3"W	71	23°33'40,0"S	45°55'29,6"W
27	23°34'24,5"S	45°57'50,0"W	72	23°33'40,9"S	45°55'42,0"W
28	23°34'30,2"S	45°57'59,0"W	73	23°33'24,9"S	45°55'40,5"W
29	23°34'22,7"S	45°57'41,6"W	74	23°33'40,0"S	45°55'59,4"W
30	23°34'26,5"S	45°57'38,4"W	75	23°33'54,9"S	45°55'57,4"W
31	23°33'37,8"S	45°57'05,4"W	76	23°34'16,2"S	45°56'02,8"W
32	23°33'46,7"S	45°57'14,0"W	77	23°34'22,8"S	45°56'16,8"W
33	23°33'49,9"S	45°57'08,2"W	78	23°34'49,9"S	45°56'40,7"W
34	23°33'59,3"S	45°57'19,1"W	79	23°35'01,4"S	45°57'09,5"W
35	23°34'00,3"S	45°57'09,9"W	80	23°34'44,1"S	45°57'09,2"W
36	23°34'11,9"S	45°57'14,8"W	81	23°34'11,5"S	45°57'02,8"W
37	23°34'12,8"S	45°57'05,8"W	82	23°33'39,6"S	45°56'42,4"W
38	23°36'31,5"S	45°55'21,7"W	83	23°33'58,1"S	45°56'48,4"W
39	23°36'26,0"S	45°55'28,5"W	84	23°34'24,6"S	45°57'25,3"W
40	23°36'29,0"S	45°55'37,1"W	85	23°34'39,2"S	45°57'34,1"W
41	23°36'24,6"S	45°55'46,9"W	86	23°35'00,8"S	45°57'46,3"W
42	23°36'24,4"S	45°55'06,9"W	87	23°34'36,3"S	45°58'04,5"W
43	23°36'15,4"S	45°55'55,7"W	88	23°34'49,7"S	45°58'05,5"W
44	23°36'07,8"S	45°55'43,6"W	89	23°35'12,4"S	45°58'13,5"W
45	23°35'58,4"S	45°55'19,0"W	90	23°35'11,1"S	45°58'03,5"W

⁷ Alguns pontos de coleta foram deslocados da posição original em julho e outubro, devido a diminuição no nível da água. Como base, nesses períodos foi tentado o mínimo possível se distanciar das coordenadas originais.

Anexo 2 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta na represa Bariri em 2001.

Ponto	Latitude	Longitude	Ponto	Latitude	Longitude
1	22°09'19,3"S	48°44'56,7"W	46	22°12'58,2"S	48°43'49,4"W
2	22°09'29,0"S	48°45'00,7"W	47	22°12'58,5"S	48°44'01,8"W
3	22°09'51,7"S	48°45'09,4"W	48	22°12'54,4"S	48°44'14,7"W
4	22°09'46,0"S	48°44'58,1"W	49	22°13'00,3"S	48°44'32,5"W
5	22°09'33,4"S	48°44'50,3"W	50	22°13'09,4"S	48°44'18,2"W
6	22°09'54,0"S	48°44'53,8"W	51	22°13'35,7"S	48°43'41,0"W
7	22°09'47,6"S	48°44'44,2"W	52	22°13'25,0"S	48°43'50,3"W
8	22°09'25,2"S	48°44'26,5"W	53	22°13'31,5"S	48°44'14,8"W
9	22°10'05,2"S	48°43'47,0"W	54	22°13'23,0"S	48°44'24,9"W
10	22°10'14,8"S	48°43'48,8"W	55	22°13'30,3"S	48°44'37,5"W
11	22°10'22,6"S	48°43'49,8"W	56	22°13'38,3"S	48°44'45,9"W
12	22°10'17,6"S	48°43'55,0"W	57	22°13'24,1"S	48°44'49,5"W
13	22°10'12,9"S	48°43'53,1"W	58	22°13'05,8"S	48°44'53,2"W
14	22°09'46,1"S	48°43'39,0"W	59	22°13'12,0"S	48°45'04,4"W
15	22°09'45,8"S	48°43'53,4"W	60	22°13'14,0"S	48°45'23,1"W
16	22°09'52,9"S	48°43'59,3"W	61	22°13'01,0"S	48°45'23,4"W
17	22°09'39,5"S	48°44'22,5"W	62	22°13'36,5"S	48°45'36,5"W
18	22°09'49,1"S	48°44'21,3"W	63	22°13'27,2"S	48°45'58,0"W
19	22°10'18,0"S	48°44'44,2"W	64	22°12'36,1"S	48°46'03,5"W
20	22°10'20,7"S	48°44'24,8"W	65	22°12'33,7"S	48°46'12,2"W
21	22°11'03,6"S	48°42'16,9"W	66	22°13'08,6"S	48°45'38,3"W
22	22°10'38,7"S	48°41'56,7"W	67	22°12'57,8"S	48°45'51,3"W
23	22°10'48,6"S	48°42'16,7"W	68	22°12'50,8"S	48°46'11,8"W
24	22°11'00,2"S	48°42'31,4"W	69	22°12'59,3"S	48°45'55,9"W
25	22°10'52,2"S	48°43'13,8"W	70	22°13'06,9"S	48°45'47,9"W
26	22°10'43,0"S	48°43'18,1"W	71	22°13'11,6"S	48°45'42,7"W
27	22°10'31,6"S	48°43'10,3"W	72	23°33'40,9"S	45°55'42,0"W
28	22°09'57,2"S	48°43'12,6"W	73	23°33'24,9"S	45°55'40,5"W
29	22°10'03,1"S	48°43'19,1"W	74	23°33'40,0"S	45°55'59,4"W
30	22°10'12,9"S	48°43'28,6"W	75	23°33'54,9"S	45°55'57,4"W
31	22°10'27,0"S	48°43'37,1"W	76	23°34'16,2"S	45°56'02,8"W
32	22°11'30,9"S	48°43'12,7"W	77	23°34'22,8"S	45°56'16,8"W
33	22°11'30,7"S	48°43'27,2"W	78	23°34'49,9"S	45°56'40,7"W
34	22°11'17,0"S	48°43'49,4"W	79	23°35'01,4"S	45°57'09,5"W
35	22°11'33,2"S	48°44'15,0"W	80	23°34'44,1"S	45°57'09,2"W
36	22°11'44,9"S	48°43'50,7"W	81	23°34'11,5"S	45°57'02,8"W
37	22°11'04,2"S	48°43'42,3"W	82	23°33'39,6"S	45°56'42,4"W
38	22°12'07,0"S	48°43'57,5"W	83	23°33'58,1"S	45°56'48,4"W
39	22°12'12,0"S	48°44'36,6"W	84	23°34'24,6"S	45°57'25,3"W
40	22°12'19,3"S	48°44'28,2"W	85	23°34'39,2"S	45°57'34,1"W
41	22°12'25,6"S	48°44'09,1"W	86	23°35'00,8"S	45°57'46,3"W
42	22°12'30,9"S	48°43'52,5"W	87	23°34'36,3"S	45°58'04,5"W
43	22°12'44,4"S	48°43'45,3"W	88	23°34'49,7"S	45°58'05,5"W
44	22°12'48,0"S	48°43'59,2"W	89	23°35'12,4"S	45°58'13,5"W
45	22°12'50,0"S	48°44'33,9"W	90	23°35'11,1"S	45°58'03,5"W