



**UHE CANA BRAVA**  
**PROGRAMA MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO**

**FASE OPERAÇÃO**

**IX RELATÓRIO TÉCNICO PARCIAL**

**AGOSTO DE 2005**

## **EQUIPE RESPONSÁVEL**

Biol. M.Sc. Juliana Machado do Couto

Biol. M.Sc. Priscilla de Carvalho

Biol. Larice de Fátima Machado do Couto (Mestranda)

## SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO	01
2. METODOLOGIA	02
2.1. Variáveis físico-químicas e bacteriológicas	02
2.2. Variáveis biológicas	05
3. RESULTADOS	07
3.1. Parâmetros físico-químicos	07
3.1.1. Perfil vertical do ponto 21	19
3.2. Parâmetros bacteriológicos	21
4. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS	21
5. PARÂMETROS BIOLÓGICOS	23
5.1. Fitoplâncton	23
5.2. Zooplâncton	30
5.3. Zoobentos	36
6. BIBLIOGRAFIA	43
ANEXO I	47

## 1. APRESENTAÇÃO

Este Relatório Técnico apresenta o andamento do Programa de Monitoramento Limnológico da Usina Hidrelétrica Cana Brava, referente à coleta realizada em julho de 2005.

Foram coletadas amostras de água, destinadas à determinação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos em 13 pontos de coleta ao longo do reservatório. Além disso, amostras de zooplâncton e zoobentos foram coletadas em 5 locais, já monitorados anteriormente. Além desses 5 pontos, a análise dos organismos fitoplanctônicos foi realizada em um ponto adicional: o ponto 1, próximo à ponte do Rubão, onde ocorreram alguns eventos de mortandade de peixes.

O conteúdo deste Relatório Técnico inclui:

- (i) descrever os métodos analíticos que foram utilizados para determinação das variáveis físico-químicas e biológicas;
- (ii) apresentar os resultados obtidos em julho de 2005, em 13 pontos de monitoramento localizados no reservatório da UHE Cana Brava e, assim, contribuir com a caracterização limnológica deste trecho;
- (iii) comparar os resultados obtidos com os limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, para águas da Classe 2;
- iv) apresentar os resultados referentes à análise de fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos na área do reservatório da UHE Cana Brava.

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1. Variáveis físico-químicas e bacteriológicas**

#### Coleta das amostras

Foram coletadas amostras de água em 13 pontos de coletas (Tabela 1). As coletas de água foram realizadas com barco. Nas estações localizadas no corpo central do reservatório (pontos 1, 6, 20 e 21) foram coletadas amostras de superfície, meio e fundo. Nos demais pontos, foram amostrados somente água na superfície. Os parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), coliformes totais e coliformes fecais foram determinados apenas na superfície em todos os pontos amostrados. As amostras de água foram coletadas com uma garrafa de Van Dorn horizontal com capacidade para 3 litros, a qual foi submersa até a profundidade desejada, presa num cabo de poliamida graduado.

Em campo foram obtidos os valores de pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD) (potenciômetro digital), oxigênio dissolvido, porcentagem de saturação de oxigênio, temperatura da água (YSI 550A), temperatura do ar (termômetro de mercúrio) e transparência da água (disco de Secchi).

A profundidade do disco de Secchi também foi utilizada para estimar a extensão da zona eufótica (para maiores detalhes ver relatórios de dezembro de 2003 e abril de 2004). Desta maneira, assumiu-se como o meio da coluna da água (para as coletas nos pontos 1, 6, 20 e 21) o final da zona eufótica. A zona afótica (onde não ocorre penetração de luz), localizada nas maiores profundidades foi classificada como fundo nestes mesmos pontos.

#### Análise das amostras

As amostras destinadas à análise laboratorial foram preservadas, e encaminhadas para o laboratório de limnologia da Naturae, em Goiânia para realização das análises. A determinação dos parâmetros físico-químicos foi analisada segundo os métodos do manual de operação do laboratório portátil DR 2010 da HACH, conforme relacionados na Tabela 2.

Tabela 1. Pontos de coleta selecionados para o monitoramento limnológico.

<b>PONTO</b>	<b>LOCALIZAÇÃO</b>	<b>LONG.(W)</b>	<b>LAT.(S)</b>	<b>REFERENCIAL</b>
1	Tocantins/Córrego Florêncio	48°09'09"	13° 46'23"	Montante
2	Rio Preto	48°03'36"	13°42'10"	Montante
5	Rio São Félix	48°06'27"	13°32'47"	Montante
6	Tocantins/ Foz São Félix	48°05'28"	13°32'47"	Montante
7	Rio Bonito	48°10'36"	13°29'09"	Montante
8	Córrego Varjão	48°12'05"	13°29'03"	Montante
10	Rio do Carmo	48° 02'46"	13°25'36"	Montante
15	Tocantins/Rio Cana Brava	48°09'56"	13°11'49"	Jusante
18	Praia de Minaçu - parte interna	48°12'37"	13°30'17"	Montante
19	Praia de Minaçu - parte externa	48°12'33"	13°29'53"	Montante
20	No meio do reservatório	48°09'33"	13°26'59"	Montante
21	Tocantins/Próximo à UHE Cana Brava	48°08'29"	13°24'24"	Montante
22	Rio Bonito (acima do ponto 7)	48°14'04"	13°33'03"	Montante

Tabela 2. Métodos de análise e faixa de detecção dos parâmetros físico-químicos e bacteriológico.

Parâmetro	Metodologia	Faixa	Referências	
			USEPA *	Standard Methods
Temperatura	termômetro	0 – 100°C		-
Transparência	disco de secchi	0 – Desaparecimento		-
pH	potenciométrico	0 -14		4500 - H <sup>+</sup> - B
Condutividade elétrica	potenciométrico	0 – 199,9µS/cm		2510 - B
Sólidos totais dissolvidos	potenciométrico	0 – 750 mg/l		-
Oxigênio dissolvido	potenciométrico	0 – 30 mg/L O <sub>2</sub>		4500 - O - G
Oxigênio dissolvido (Winkler)	iodométrico	0 – 30 mg/L O <sub>2</sub>		4500 - O - B
Turbidez	nefelométrico	0-1000 NTU		2130 - B
Alcalinidade	titulação com ácido sulfúrico	10 – 4000 mg/l CaCO <sub>3</sub>	X	2320B
Acidez	titulação com hidróxido de sódio	0 - 400 mg/L CaCO <sub>3</sub>	X	23/10B
CO <sub>2</sub>	titulação com hidróxido de sódio	0 - 125 mg/l CO <sub>2</sub>	X	4500 - CO <sub>2</sub> - C
Cloreto	titulação com nitrato de mercúrio	0 – 40 mg/l Cl <sup>-</sup>	X	4500 - Cl <sup>-</sup> - C
Dureza total	titulação usando método EDTA	10 – 4000 mg/l CaCO <sub>3</sub>	X	2340C
Ferro total	Espectrofotometria pelo método Ferro Ver	0 – 3,00 mg/L	X	3500B
Nitrato	Espectrofotometria pelo método Redução de Cádmio	0 – 4,5 mg/l NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		4500 - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - E
Nitrito	Espectrofotometria pelo método Diazotação	0 – 0,300 mg/l NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	X	4500 - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - B
Nitrogênio amoniacal	Espectrofotometria pelo método do Salicilato	0 – 2,50 mg/L NH <sub>3</sub>		4500 - NH <sub>3</sub>
Orto-fosfato	Espectrofotometria pelo método do Ácido Ascórbico	0 – 2,50 mg/L PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	X	4500 - P - E
Sulfato	Espectrofotometria pelo método do Sulfa Ver 4	0 – 70 mg/L SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	X	4500 - SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> - F
Sulfeto	Espectrofotometria pelo método do Azul de Metileno	0 – 0,600 mg/l S <sup>2-</sup>	X	4500 - S <sup>2-</sup> - D
Óleos e graxas	extração de hexano	15 – 3000mg/L HEM		5520 - B
DBO	diferença entre oxigênio final e inicial	-		5210 - B
Coliformes fecais	tubos múltiplos	-		9222 - D / 9221 - E
Coliformes totais	tubos múltiplos	-		9222 - B / 9221 - B

Metodologias adaptadas do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

\* Metodologia aprovada pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA – United States Environmental Protection Agency).

## 2.2. Variáveis biológicas

As amostragens da comunidade fitoplanctônica foram realizadas na subsuperfície, utilizando-se frascos de vidro. As amostras foram fixadas com lugol acético e guardadas no escuro até o momento da identificação e contagem dos organismos. Paralelamente, foram obtidas amostras com rede de plâncton de 20  $\mu\text{m}$  de abertura de malha. Estas amostras foram fixadas com solução Transeau (Bicudo & Bicudo, 1970).

O estudo taxonômico e quantitativo do fitoplâncton foi efetuado através de microscópio invertido (Carl Zeiss – modelo Axiovert 135), com aumento de 400 vezes. Para o estudo taxonômico também foram analisadas as amostras coletadas com a rede.

A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958) com prévia sedimentação de 10 mililitros da amostra. A densidade fitoplanctônica foi calculada de acordo com APHA (1985) e o resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

A biomassa fitoplanctônica foi estimada através do biovolume, multiplicando-se os valores de densidade de cada espécie pelo volume médio de suas células, considerando-se as dimensões médias das espécies mais abundantes. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos, como esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipses e outros (Edler, 1979; Wetzel & Likens, 1991).

O índice de diversidade ( $H'$ ), expresso em  $\text{bits.ind.}^{-1}$ , foi estimado segundo Shannon e Wiener. A equitabilidade, como uma medida de quão homogeneamente a biomassa ou densidade é distribuída entre as espécies, foi expressa em porcentagem. Como riqueza de espécies considerou-se o número de espécies presentes em cada amostra quantitativa. As espécies dominantes foram definidas como aquelas que apresentaram densidades ou biovolume superiores a 50% do total da amostra (Lobo & Leighton, 1986; Huszar, 1994).

As amostras de zooplâncton foram coletadas com auxílio de uma motobomba, tendo sido filtrados 500 litros de água, por amostra, em uma rede de plâncton de 63  $\mu\text{m}$  de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado

em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

A abundância zooplanctônica foi determinada a partir da contagem das amostras em câmaras de Sedwigck-Rafter, sob microscópio ótico. As amostras foram concentradas em um volume de 75 mL, e as contagens realizadas a partir de 3 sub-amostras (7,5 mL) tomadas com pipeta do tipo Stempel, sendo a densidade final expressa em indivíduos.m<sup>-3</sup>. Visto que as amostras não foram contadas na íntegra e que o método de sub-amostragens não é eficiente para fornecer resultados de riqueza de espécies (apesar de fornecer uma estimativa confiável da abundância total, as espécies pouco abundantes podem não ocorrer nas sub-amostras), após as contagens das 3 sub-amostras, uma análise qualitativa da amostra foi realizada. Assim, em cada amostra, sub-amostras foram analisadas até que nenhuma nova espécie fosse encontrada.

A amostragem quali-quantitativa dos organismos bentônicos foi realizada com um amostrador tipo Petersen (252 cm<sup>2</sup>) nos pontos 2, 7, 21 e 22 (ambientes mais profundos e substrato formado por areia e matéria orgânica) e com um amostrador de Surber (1000 cm<sup>2</sup>) no ponto 10 (menor profundidade e substrato pedregoso). Em cada ponto foram feitas três réplicas, para obtenção de uma melhor representatividade da comunidade. O material coletado foi acondicionado em galões plásticos (5L), fixado com formol 5% e identificado com uma etiqueta. Em laboratório, o material foi lavado através de uma série de peneiras com diferentes aberturas de malhas, para facilitar o processo de triagem, quando é feita a separação dos organismos do sedimento, com o auxílio de um microscópio estereoscópio. Logo após, estes foram identificados, contados e conservados em frascos plásticos com álcool 80%. A partir da contagem, foi estimado o número de indivíduos por m<sup>2</sup> de área de substrato. As seguintes referências bibliográficas foram consultadas para auxílio nas identificações taxonômicas: Da-Silva *et al.* (2002), Edmunds Jr., G. F. & Waltz, R. D. (1996), El Moor-Loureiro (1997), Fernández & Dominguez (2001), Merritt & Cummins (1996), Peckarsky *et al.* (1990) e Wiggins (1977).

### 3. RESULTADOS

Os resultados gerais se encontram no Anexo I.

#### 3.1. Parâmetros Físico-Químicos

Em julho de 2005, os valores da temperatura da água variaram entre 21,3°C na superfície do ponto 22 (às 10:45h) e 28°C na superfície do ponto 15 (coleta realizada às 13:30h). A temperatura média da água nas maiores profundidades foi igual a 26,6°C no meio e 26,4°C no fundo (Figura 1). Provavelmente os horários de coleta influenciaram as variações nos valores da temperatura da água.

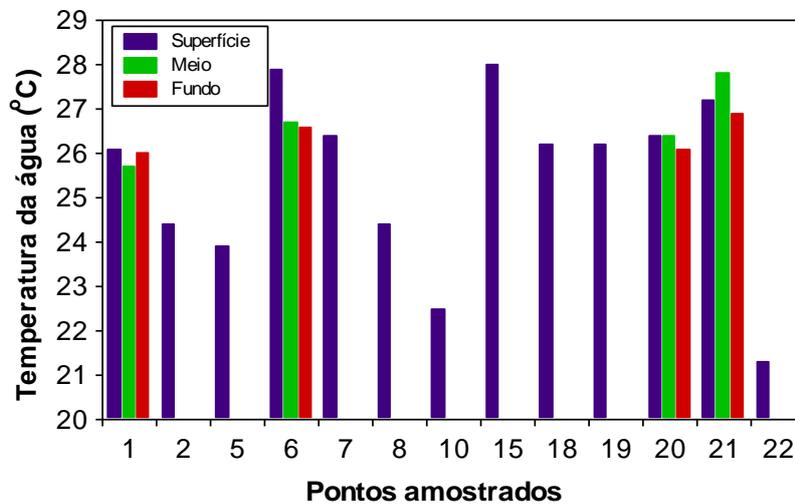


Figura 1. Valores da temperatura da água.

E maneira geral, o reservatório da UHE Cana Brava apresenta águas transparentes. Os valores de transparência a água variaram de 0,6 metros (ponto 8) a 4,4 metros (ponto 20 – meio do reservatório) (Figura 2). Os pontos 5, 10 e 22 apresentaram valores de transparência total da água (1,5m; 0,4m e 2,0m, respectivamente), ou seja, são tributários rasos e com água transparente.

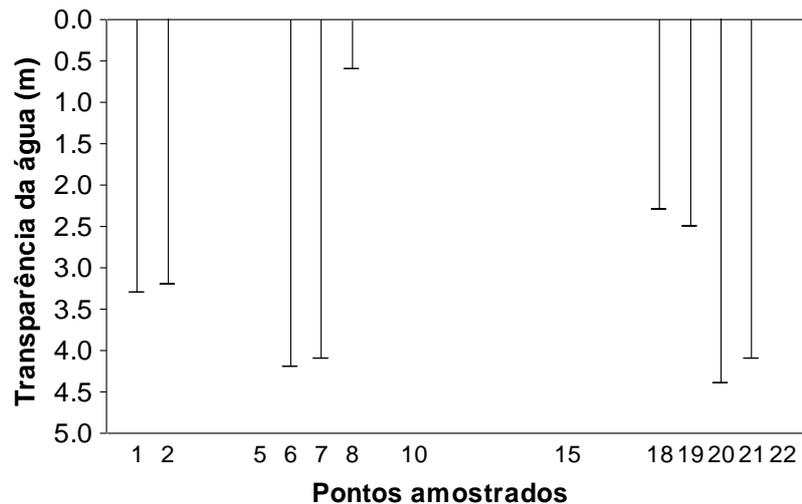


Figura 2. Valores da transparência da água. Os pontos 5, 10 e 22 apresentaram valores de transparência total.

Os valores de turbidez também demonstraram que o reservatório de Cana Brava apresenta águas transparentes ou com pouco material em suspensão no mês de julho. Em média os valores de turbidez foram iguais a 1,65 NTU, 1,25 NTU e 1,13 NTU na superfície, meio e fundo, respectivamente. O menor valor foi obtido no fundo do ponto 20 (0,73 NTU) enquanto que o maior valor foi mensurado na superfície do ponto 8 (4,86 NTU) (Figura 3).

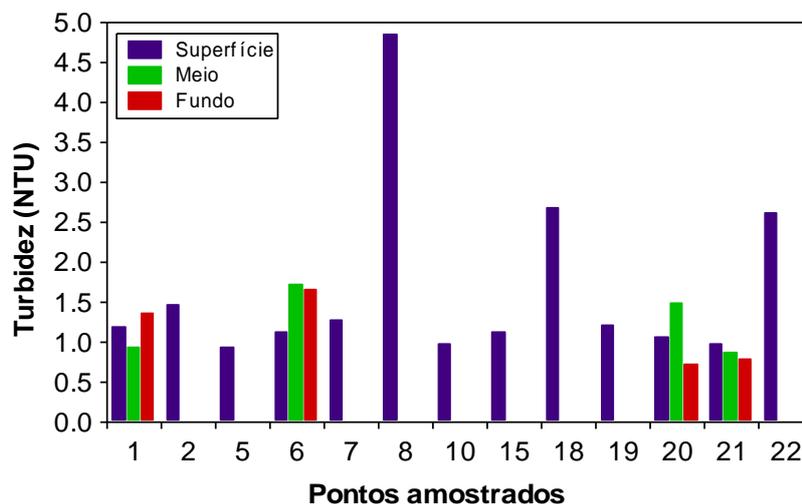


Figura 3. Valores de turbidez.

De fato, observou-se uma forte estrutura de correlação entre os valores de turbidez e transparência da água ( $r = -0,89$ ;  $P = 0,001$ ). Assim, locais que

apresentaram baixos valores de turbidez, apresentaram altos valores de transparência (Figura 4). De maneira geral, observa-se que os meses de julho e setembro podem ser considerados meses com baixos valores de turbidez. A conseqüente redução das taxas de escoamentos e das cargas e materiais, derivados dos ambientes terrestres adjacentes, para os corpos hídricos, pode explicar a progressiva redução da turbidez nos meses de estiagem.

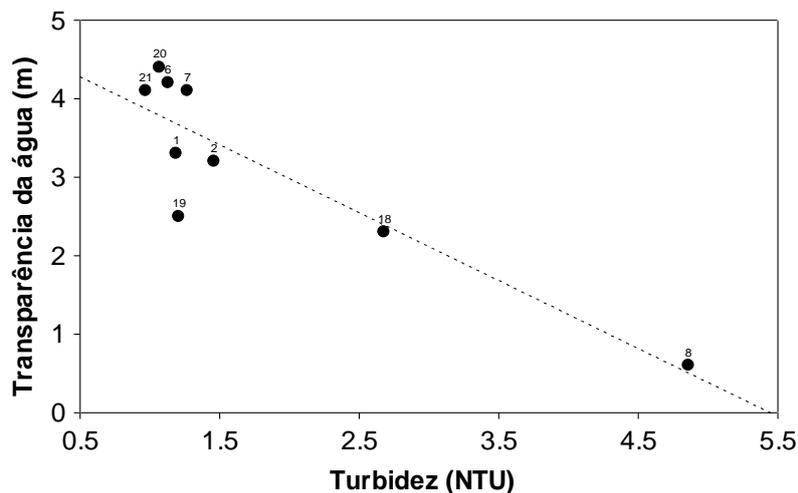


Figura 4. Correlação negativa entre os valores de turbidez e transparência da água mensurados no reservatório da UHE Cana Brava em julho de 2005.

Em julho de 2005, todos os locais amostrados apresentaram valores de turbidez dentro dos limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 357 de março de 2005 (100 NTU).

Os valores médios de oxigênio dissolvido para as águas do reservatório foram 7,77; 6,34 e 5,95 mg/l na superfície, meio e fundo, respectivamente. A maior concentração de oxigênio dissolvido (9,8 mg/l) foi obtida na superfície do ponto 22, enquanto que a menor concentração (5,58 mg/l) foi obtida no fundo do ponto 6 (30 metros) (Figura 5). As menores concentrações de oxigênio dissolvido foram mensuradas nas maiores profundidades do reservatório (fundo dos pontos 1, 6, 20 e 21). No entanto, diferentemente dos resultados obtidos durante a estação de verão (dezembro de 2004 e abril de 2005), tais concentrações foram superiores ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 2. De fato, todos os locais e profundidades apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido superiores ao limite da referida Resolução (5,0 mg/l).

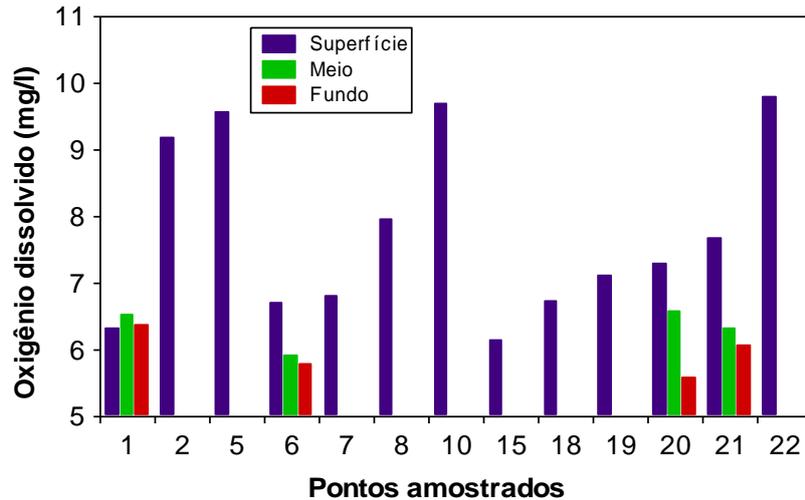


Figura 5. Concentração de oxigênio dissolvido.

Em média, a porcentagem de saturação de oxigênio foi igual a 94,4% na superfície, 79,3% no meio e 73,9% no fundo dos pontos amostrados. A menor porcentagem (68,6%) foi mensurada no fundo do ponto 20, enquanto que a maior porcentagem de oxigênio (114%) foi obtida na superfície do ponto 22 (Figura 6), o mesmo padrão encontrado para a concentração de oxigênio dissolvido.

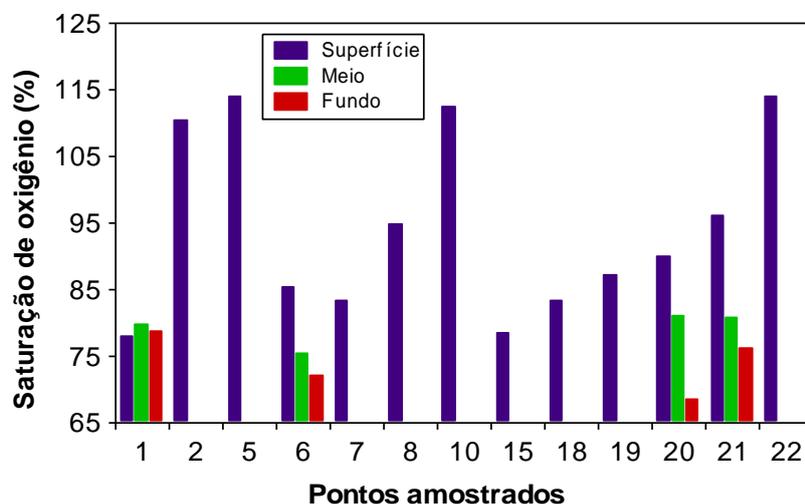


Figura 6. Porcentagem de saturação de oxigênio.

Os valores médios de pH foram 6,11; 5,95 e 5,69, na superfície, meio e fundo, respectivamente. O maior valor (6,96) foi obtido na superfície do ponto 6, e o menor valor (4,97) foi obtido na superfície do ponto 21. De maneira geral, a maioria dos locais amostrados apresentaram valores de pH menores do que

o estabelecido pela resolução CONAMA para águas de classe 2 (pH entre 6,0 e 9,0), com exceção apenas do ponto 5, fundo do ponto 6 e superfície, meio e fundo do ponto 21 (Figura 7).

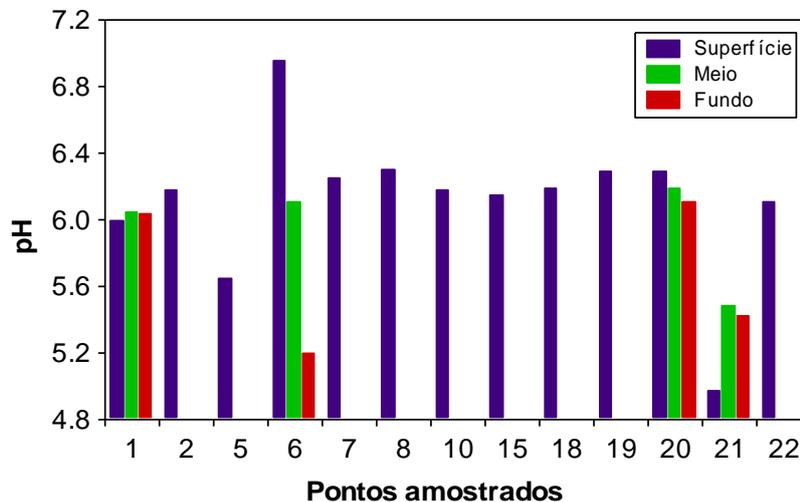


Figura 7. Valores de pH.

O menor valor de condutividade elétrica ( $40 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) foi mensurado no ponto 2 (rio Preto) enquanto que o maior valor ( $136 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) foi obtido no ponto 22 (rio Bonito) (Figura 8). O mesmo padrão foi encontrado quando analisou-se a concentração de sólidos totais dissolvidos, ou seja, menor concentração ( $20 \text{mg}/\text{l}$ ) mensurada no ponto 2 e 5, e maior concentração ( $68 \text{mg}/\text{l}$ ) no ponto 22 (Figura 8b). A variável STD (sólidos totais dissolvidos) pode estar fortemente relacionada com as concentrações de íons (Ca, Mg, Na, K e os ânions:  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{CO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  e Cl) e, deste como, com a condutividade elétrica da água. De fato, existe uma forte estrutura de correlação entre essas duas variáveis ( $r = 0,99$ ;  $P < 0,001$ ). Além disso, todos os locais e profundidades amostrados apresentaram valores de sólidos totais dissolvidos inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 ( $500 \text{mg}/\text{l}$ ).

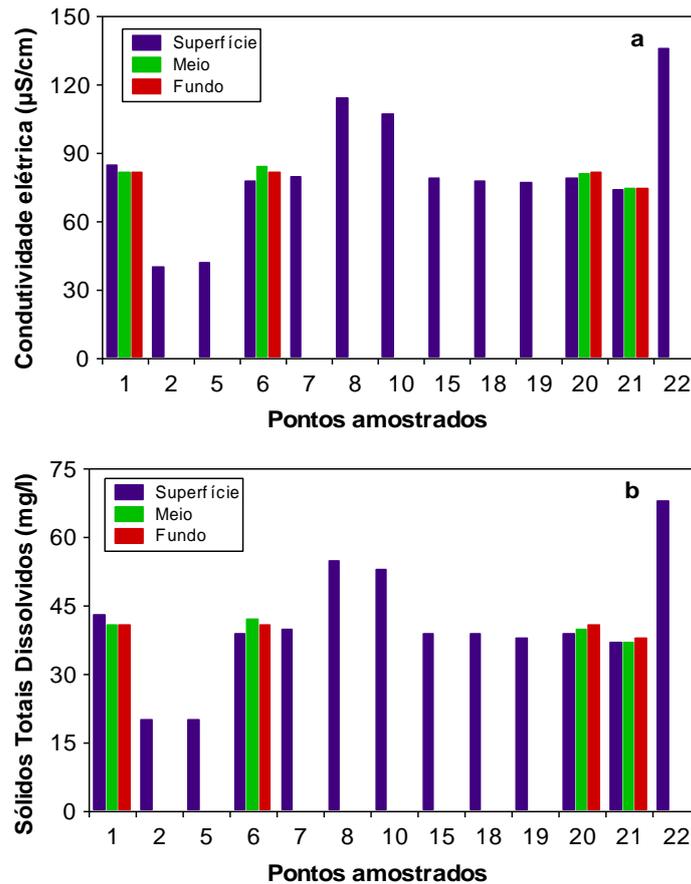


Figura 8. Valores de condutividade elétrica (a) e sólidos totais dissolvidos (b).

A alcalinidade reflete a capacidade que um ecossistema aquático apresenta em neutralizar (tamponar) ácidos a ele adicionados, dependendo de alguns compostos como bicarbonatos e carbonatos. Em média, os valores de alcalinidade variaram entre 15,6 mg/l (ponto 5) e 60,0 mg/l (ponto 22) (Figura 9).

Assim como observado nos demais meses de monitoramento, as variáveis condutividade elétrica e alcalinidade, mensuradas na superfície da água, foram significativamente correlacionadas ( $r = 0,94$ ;  $P < 0,001$ ). Assim, os pontos de coleta com elevadas concentrações iônicas são também os que apresentam os maiores valores de alcalinidade, sugerindo que o bicarbonato de cálcio e de magnésio encontra-se entre os principais íons que determinam a condutividade.

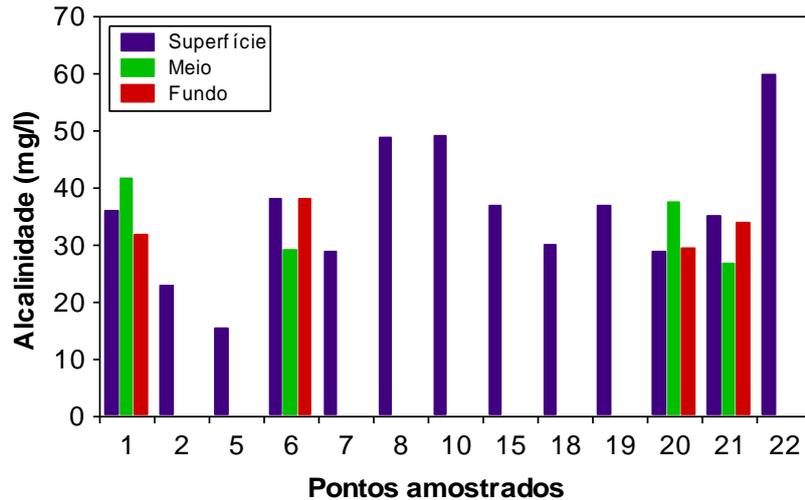


Figura 9. Valores de alcalinidade.

Em média os valores de acidez total nas águas do reservatório foram 4,95; 4,7 e 4,9 mg/l na superfície, meio e fundo, respectivamente. O maior valor (9,2 mg/l) foi obtido no ponto 22, e o menor valor (2,8 mg/l) foi obtido na superfície do ponto 6, 15 e fundo do ponto 1 (Figura 10). E maneira geral, as maiores profundidades tendem a apresentar maiores valores de acidez quando comparadas com a superfície da coluna d'água.

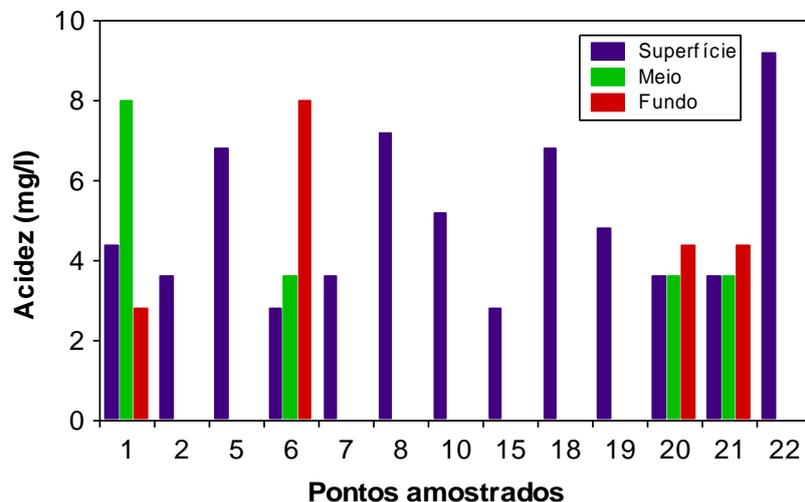


Figura 10. Valores de acidez.

A menor concentração de cloreto (1,2 mg/l) foi mensura no ponto 1, enquanto que a maior concentração (3,6 mg/l) foi obtida nos pontos 6, 7, 15 e 22 (Figura 11). A análise das concentrações de cloretos sugere que dificilmente o limite máximo de 250 mg/l, preconizado pela resolução CONAMA nº 357,

será ultrapassado, mesmo nos pontos de coleta que apresentam evidentes problemas de qualidade da água (e.g. ponto 22 de coleta, situado no Rio Bonito). Resultados semelhantes foram encontrados nos demais meses de monitoramento (ver relatórios anteriores).

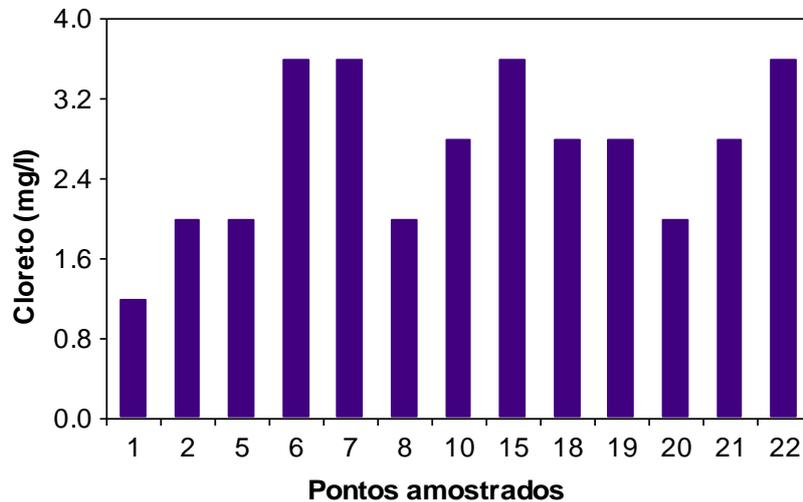


Figura 11. Concentração de cloro.

Em média, as concentrações de sulfato foram de 3,69 mg/l na superfície, 2,0 no meio e 1,75 no fundo. A maior concentração (19,0 mg/l) foi mensurada na superfície do ponto 1 (Figura 12). Todos os locais apresentaram concentrações de sulfato inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 de março de 2005, para águas de classe 2 (250 mg/l). A maior parte dos pontos amostrados apresentaram concentração de sulfato igual a 0,001 mg/l. Somente na superfície do ponto 19 e no meio dos pontos 1 e 6 foram mensuradas concentrações iguais a 0,002 mg/l. De fato, devido as maiores concentrações de oxigênio na superfície da água, é esperado que nesses locais ocorra as maiores concentrações de sulfato (ambiente oxidado) e menores concentrações de sulfato. Todos os locais apresentaram concentrações de sulfato dentro dos limites preconizados pela referida Resolução (0,002 mg/l).

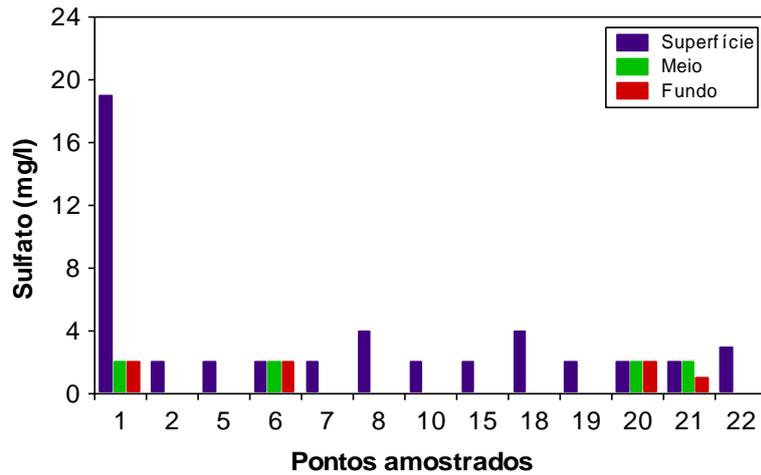


Figura 12. Concentração de sulfato.

A concentração média de ferro total nas águas do reservatório foi de 0,12; 0,09 e 0,09 mg/l na superfície, meio e fundo, respectivamente. O maior valor (0,31 mg/l) foi obtido no ponto 22, enquanto que o menor valor (0,03 mg/l) foi mensurado no ponto 7 (Figura 13). As concentrações de ferro mensuradas em julho de 2005 foram inferiores as mensuradas em abril de 2005 e dezembro de 2004, provavelmente devido às altas concentrações de oxigênio na águas do reservatório mensuradas no mês de julho de 2005, ocorreu a precipitação desse íon adsorvido a substâncias orgânicas ou partículas.

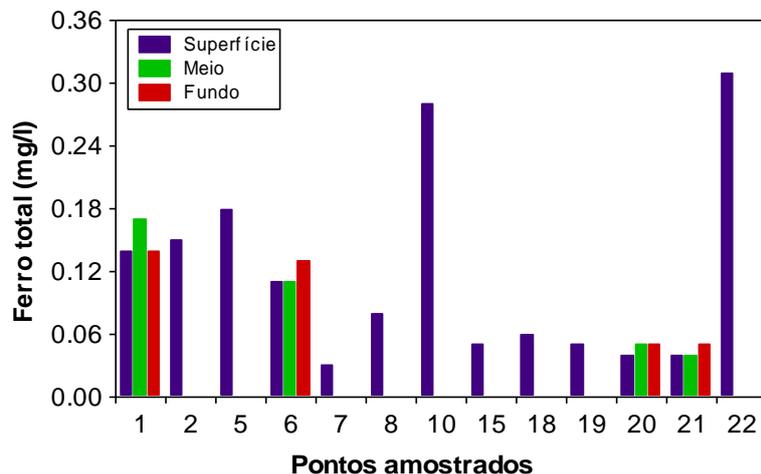


Figura 13. Concentração de ferro total.

A variável orto-fosfato assume grande relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos. Em regiões tropicais, o metabolismo dos organismos é maximizado em virtude das elevadas temperaturas. Assim, o orto-fosfato é rapidamente assimilado. Este é um dos

principais motivos pelo qual a concentração deste nutriente é muito baixa, excetuando-se os ambientes artificialmente eutrofizados (Esteves, 1998).

Em julho de 2005 as concentrações de orto-fosfato foram, em média, iguais a 0,008 mg/l na superfície, 0,008 mg/l no meio e 0,006 mg/l no fundo dos locais amostrados (Figura 14a). A maior concentração (0,022 mg/l) foi mensurada no ponto 8 (Córrego Varião).

A concentração de fósforo total engloba todas as formas fosfatadas no ambiente, ou seja, as formas dissolvidas e particuladas (material em suspensão). No reservatório da UHE Cana Brava, a menor concentração de fósforo total (0,008 mg/l) foi obtida na superfície dos pontos 7 e 15 e no meio do ponto 6, enquanto que a maior concentração (0,086 mg/l) foi mensurada no ponto 22 (rio Bonito) (Figura 14b). De maneira geral, a maioria dos locais amostrados apresentaram concentrações de fósforo total inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (0,050 mg/l), com exceção do ponto 19 (0,054 mg/l), superfície do ponto 21 (0,078 mg/l) e o ponto 22 (0,086 mg/l).

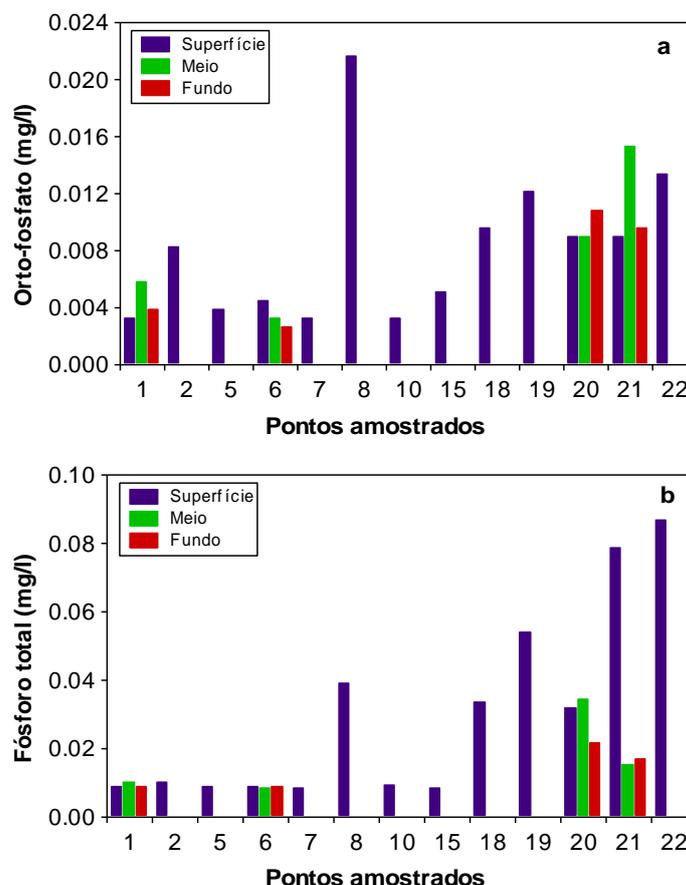


Figura 14. Concentração de orto-fosfato (a) e fósforo total (b).

Em média, as concentrações de nitrato foram maiores na superfície da coluna da água (0,2 mg/l). A maior concentração (0,5 mg/l) foi mensurada no ponto 22 (rio Bonito) (Figura 15). Todos os locais amostrados apresentaram concentrações de nitrato inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA para águas de classe 2 (10 mg/l).

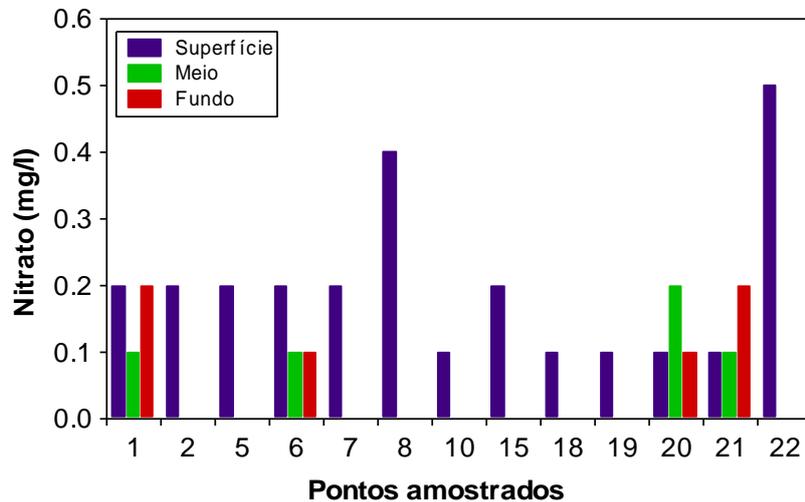


Figura 15. Concentração de nitrato.

A concentração média de nitrito foi igual a 0,0036 mg/l na superfície, 0,0035 mg/l no meio e 0,0045 mg/l no fundo dos locais amostrados. A maior concentração (0,007 mg/l) foi mensurada no fundo do ponto 20 (27 metros de profundidade) (Figura 16). Todos os locais e profundidades amostradas apresentaram concentrações de nitrito inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA (1,0 mg/l).

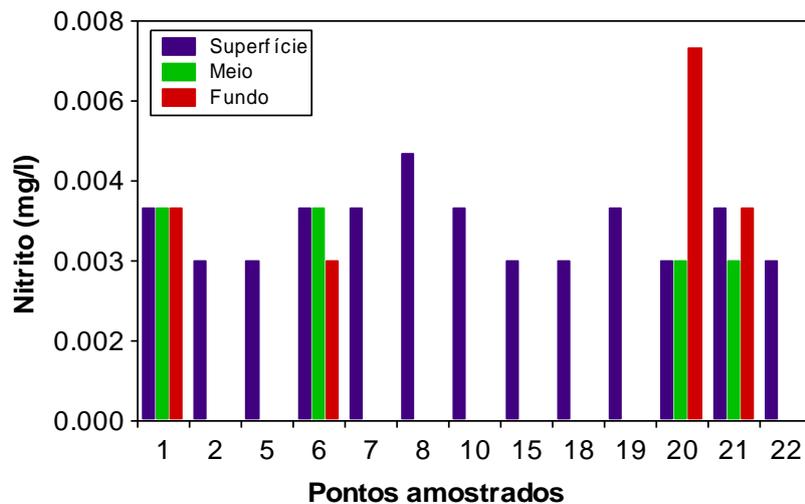


Figura 16. Concentração de nitrito.

As concentrações de nitrogênio amoniacal variaram entre 0,02 mg/l (pontos 2, 5 e 22) e 0,14 mg/l (ponto 10 – rio do Carmo) (Figura 17). De acordo com os valores de pH nas águas monitoradas, pode-se afirmar que as concentrações de nitrogênio amoniacal foram inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA (3,7 mg/l para  $\text{pH} \leq 7,5$ ).

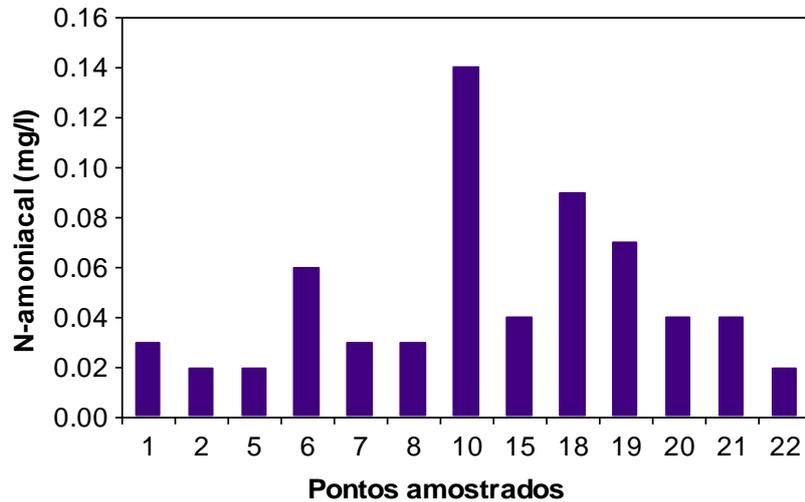


Figura 17. Concentração de nitrogênio amoniacal.

A demanda bioquímica de oxigênio avalia a quantidade de oxigênio dissolvido que será consumida pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica. Os valores de  $\text{DBO}_5$  também foram inferiores ao limite preconizado pela Resolução nº 357 de março de 2005 (5,0 mg/l). O menor valor de  $\text{DBO}_5$  (0,1 mg/l) foi mensurado no pontos 1, 6, 15 e 19, enquanto que o maior valor (2,9 mg/l) foi obtido no ponto 10 (Figura 18).

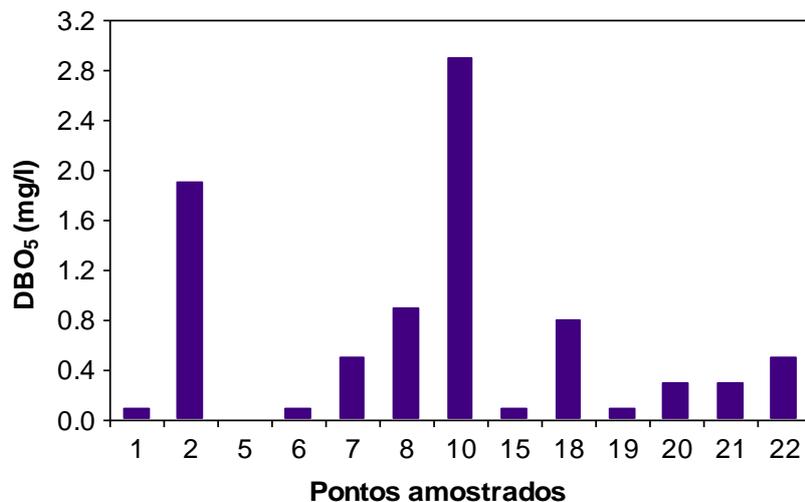


Figura 18. Valores de  $\text{DBO}_5$ .

### 3.1.1. PERFIL VERTICAL DO PONTO 21

O perfil vertical do ponto 21 tem como objetivo verificar a existência de estratificação térmica. Foi obtida a temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio (quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura) (Figura 19).

Em julho de 2005 a camada superficial e de fundo apresentaram diferenças de temperatura de aproximadamente  $0,3^{\circ}\text{C}$ , similar a encontrada em julho de 2004 ( $0,7^{\circ}\text{C}$ ), no entanto diferente da encontrada em setembro de 2004 ( $3,9^{\circ}\text{C}$ ), dezembro de 2004 ( $4,5^{\circ}\text{C}$ ) e abril de 2005 ( $4,0^{\circ}\text{C}$ ). Desta maneira pode-se concluir que durante a estação de verão (novembro, dezembro, janeiro e fevereiro) o lago do reservatório da UHE Cana Brava torna-se estratificado, com uma grande diferença nos valores de temperatura entre o hipolimnio e epilimnio. No entanto, tal diferença torna-se menor durante o inverno, com a menor diferença sendo observada no mês de julho.

O mesmo padrão é observado quando analisamos as concentrações de oxigênio dissolvido e a porcentagem de saturação de oxigênio. A concentração de oxigênio dissolvido apresentou uma diferença de  $1,6\text{ mg/l}$  (ou 20% de saturação), entre a maior e menor concentração, diferença esta inferior as mensuradas em dezembro de 2004 ( $7,0\text{ mg/l}$ ) e abril de 2005 ( $6,3\text{ mg/l}$ ). Não foi observado condições anóxicas nas maiores profundidades, o contrário do observado em meses anteriores, onde condições de anoxia são registradas a partir de 10 metros de profundidade.

Desta maneira, pode-se concluir que o reservatório de Cana Brava apresente um padrão de circulação da coluna de água durante o inverno (período de estiagem), o que é característico de ecossistemas monomíticos quentes (circulação da coluna de água durante o inverno e estratificação durante os demais meses do ano). Os lagos profundos (acima de 20 m) de regiões tropicais quando relativamente protegidos da ação do vento, permanecem estratificados na maior parte do ano, desestratificando-se somente no inverno, por curtos períodos. Nestes lagos, durante o período de estratificação térmica, o oxigênio produzido no epilimnio (correspondendo à zona eufótica) não atinge o hipolimnio (Esteves, 1998).

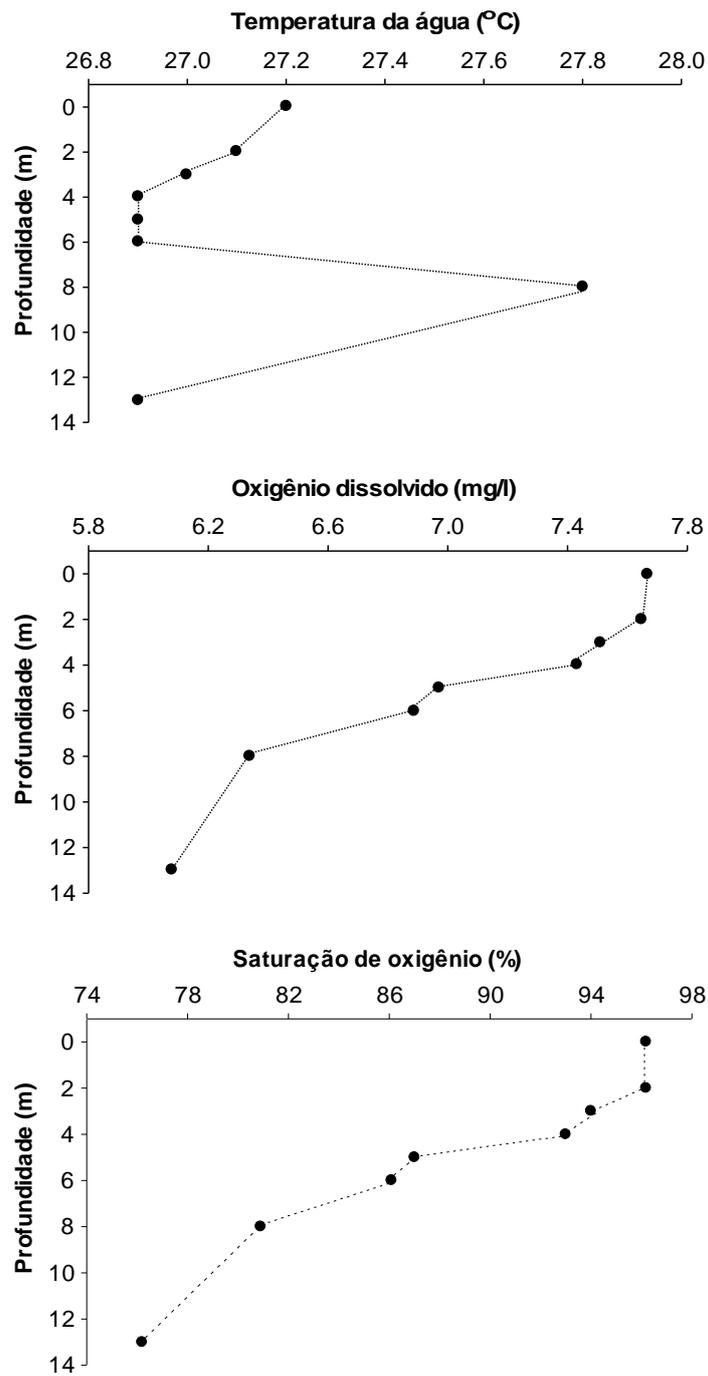


Figura 19. Gradientes de temperatura e oxigênio obtidos no ponto 21, em julho de 2005.

### 3.2. Parâmetros Bacteriológicos

A maior concentração de coliformes totais nas águas do reservatório (110000 NMP/100ml) foi encontrada no ponto 22, e a menor concentração (Valor Ausente) foi encontrada nos pontos 1, 6, 7, 15, 20 e 21 (Tabela 3). Em relação à concentração de coliformes fecais, o maior valor também foi encontrado no ponto 22 (700 NMP/100ml), enquanto que a menor concentração foi encontrada nos pontos 1, 2, 6, 7, 15, 20 e 21 (Valores Ausentes).

Tabela 3. Abundância de coliformes totais e fecais nos pontos amostrados no reservatório da UHE Cana Brava em julho de 2005.

<b>Pontos de Coleta</b>	<b>Coliformes totais NMP/100ml</b>	<b>Coliformes fecais NMP/100ml</b>
1	0	0
2	150	0
5	90	40
6	0	0
7	0	0
8	2300	230
10	430	150
15	0	0
18	30	30
19	40	40
20	0	0
21	0	0
22	110000	700

## 4. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS

Considerando que as águas do sistema monitorado enquadram-se na Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, os resultados obtidos no programa de monitoramento da qualidade da água do reservatório da UHE de Cana Brava foram contrastados com as condições limnológicas preconizadas pela referida resolução:

- Considerando grande parte das variáveis analisadas, os locais amostrados apresentaram valores dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA.

- Os valores de pH foram inferiores a 6,0 no ponto 5, fundo do ponto 6 e superfície, meio e fundo do ponto 21;

- As concentrações de fósforo total foram superiores a 0,050 mg/l na superfície dos pontos 19, 21 e 22.

- Nenhum dos locais amostrados apresentou valores de abundância de coliformes fecais (termotolerantes) maiores do que o limite preconizado pela Resolução CONAMA (1000 NMP/100ml).

De maneira geral, durante todo o período de monitoramento, observou-se similaridade entre os períodos de estiagem. Assim, tal período pode ser classificado com tendo maiores concentrações de oxigênio dissolvido, menores concentrações de ferro e, conseqüentemente, menores concentrações de fósforo total. Em condições de alta concentração de oxigênio o íon ferro tende a precipitar-se no sedimento com o íon fosfato. Além disso, a menor taxa de escoamento superficial do ambiente terrestre para o sistema aquático também contribui para as menores concentrações de íons e nutrientes nas águas monitoradas durante o período de estiagem. Na superfície da coluna da água, também observou-se maiores concentrações de íons oxidados, como por exemplo sulfato e nitrato.

Assim, pode-se considerar que a época de chuvas tenha maior influência negativa sobre a qualidade da água e das comunidades aquáticas no reservatório da UHE Cana Brava. Durante tal período tem-se observado a estratificação térmica da coluna da água, ou seja, a partir de 10 metros de profundidade o ambiente já se torna hipóxico, ou mesmo anóxico (baixas concentrações de oxigênio dissolvido), podendo causar a mortandade de peixes. Tal período merece especial atenção durante os monitoramento limnológico.

## 5. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

### 5.1. Fitoplâncton

As amostras de fitoplâncton foram obtidas em 6 pontos de coleta:

Ponto 1: reservatório de Cana Brava, próximo a ponte do Rubão, e próximo a jusante de Serra da Mesa;

Ponto 2: rio Preto. Ambiente lótico;

Ponto 7: jusante do rio Bonito. Fase reservatório;

Ponto 10: rio do Carmo, riacho raso com muita correnteza e pedras;

Ponto 21: Próximo a barragem;

Ponto 22: rio Bonito. Passa dentro da cidade. É o rio mais poluído, com aproximadamente 1,5m de profundidade;

#### *Composição*

A comunidade fitoplanctônica amostrada no reservatório Cana Brava em julho de 2005, esteve representada por 102 táxons, distribuídos entre os grupos Chlorophyceae (38), Bacillariophyceae (29), Cyanobacteria (15), Zygnemaphyceae (11), Cryptophyceae (3), Chrysophyceae (3), Euglenophyceae (1), Dinophyceae (1) e Xanthophyceae (1). Este número de táxons foi superior ao registrado em dezembro de 2004, tendo havido no mês de julho um incremento de táxons pertencentes à Chlorophyceae e Bacillariophyceae.

Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Cyanobacteria foram os grupos mais especiosos, representando, respectivamente, 37%, 28% e 15% do total de táxons registrado (Tabela 4). Estes grupos tem sido registrados como os mais freqüentes e ou abundantes em reservatórios tropicais (Rodrigues *et al.*, 2005).

#### *Riqueza de espécies e abundância*

Quanto a riqueza de espécies, foram registrados altos valores (Figura 20, Tabela 4), que variaram de 15 (ponto 10) a 51 táxons (ponto 7). Os maiores valores foram registrados nos pontos localizados no corpo do reservatório,

ponto 7 (51 táxons), ponto 21 (41 táxons) e ponto 1 (44 táxons), os quais por apresentarem características lânticas favorecem o desenvolvimento algal. Destaca-se que a riqueza fitoplanctônica registrada nestes pontos, no mês de julho, foi superior a observada nos meses anteriores. Os menores valores ocorreram nos pontos localizados nos ambientes com características lólicas, pontos 10 (15 táxons), 22 (18 táxons) e 2 (34 táxons), mantendo o padrão registrado para os meses anteriores.

Quanto a contribuição dos grupos fitoplanctônicos a riqueza total, destacaram-se Chlorophyceae, Cyanobacteria e Bacillariophyceae nos pontos 1, 2, 7 e 21 e especialmente Bacillariophyceae nos pontos 10 e 22.

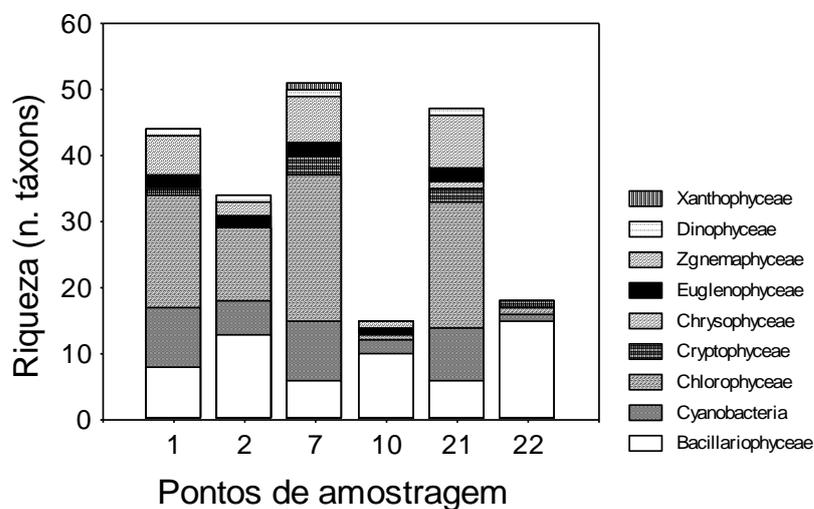


Figura 20. Riqueza de espécies fitoplanctônicas nos pontos monitorados no reservatório Cana Brava (GO), em julho de 2005.

Como registrado nos relatórios anteriores foram registrados altos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica nos pontos monitorados neste mês (Figura 21, Tabela 4). Os maiores valores destes dois atributos ocorreram nos pontos: 21 ( $5963 \text{ ind.mL}^{-1}$  e  $7,0 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ), 1 ( $1215 \text{ ind.mL}^{-1}$  e  $1,97 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e 7 ( $1186 \text{ ind.mL}^{-1}$  e  $1,56 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ), em função da maior estabilidade da coluna de água nestes pontos, devido às condições lânticas que apresentam.

O tempo de residência da água constitui uma importante função de força em reservatórios, influenciando fortemente sobre o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, uma vez que, comumente, curtos tempos de residência ocasionam perda de biomassa por lavagem hidráulica e choque mecânico (Kimmel, *et al.* 1990; Straškraba *et al.*, 1993; Tundisi *et al.*, 1993).

Os altos valores de densidade registrados no ponto 21 (região próximo a barragem) sugerem o predomínio de processos de retenção neste reservatório, de forma que as informações produzidas nos pontos localizados a jusante (nutrientes e inóculos de algas), se acumulam na região lacustre do reservatório.

Elevados valores de densidade e biomassa fitoplanctônica são geralmente observados em reservatórios eutrofizados, como registrado para diversos reservatórios do estado do Paraná (Rodrigues *et al.*, 2005), principalmente aqueles formados recentemente, como o reservatório de Irai (Train *et al.*, 2005).

Os altos valores de densidade fitoplanctônica nos pontos localizados no corpo do reservatório foram representados, principalmente por clorofíceas, seguidas por cianobactérias, bacilariofíceas e zignemafíceas (Figura 21, Tabela 4).

As clorofíceas foram representadas principalmente por táxons unicelulares e nanoplanctônicos, de pequeno volume celular, como *Monoraphidium* spp., que ocorreram na maioria dos pontos (Tabela 4). Estes táxons são comuns em ambientes eutrofizados, sendo sensíveis a deficiência de nutrientes e à herbivoria (Reynolds, *et al.*, 2002).

Quanto a contribuição à biomassa, as cianobactérias se destacaram nos pontos 1 e 21 (Figuras 21 e 22), sendo representadas por pequenas colônias de *Aphanocapsa elachista* e por indivíduos de grandes dimensões, como *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Destacou-se o alto número de células de cianobactérias nos pontos localizados no corpo do reservatório (pontos 1, 7 e 21), bem como a ocorrência deste grupo de algas na maioria dos pontos amostrados, com exceção do ponto 2. Como destacado no relatório anterior, este cenário é preocupante, considerando que as cianobactérias são resistentes a uma grande variabilidade de condições ambientais (Padisák, 1997, Huszar, *et al.*, 2000) sendo amplamente reconhecidas como típicas e abundantes em ambientes hipereutróficos (Scheffer *et al.*, 1997; Rodrigues *et al.*, 2005), além de serem toxigênicas (Codd, 2000).

*Cylindrospermopsis raciborskii* é uma cianobactéria de ambientes dulcícolas, com potencial de produzir uma citotoxina neurotóxica, a cylindrospermopsina (Moore, *et al.*, 2005). Esta espécie possui uma alta vantagem competitiva sobre outras algas que é a capacidade de sobreviver em condições desfavoráveis por produzir acinetos, que quando estimulados por determinadas condições físicas e químicas, como altas temperaturas e disponibilidade de radiação subaquática, estes germinam e contribuem para a manutenção de florações ou “blooms” (Moore, *et al.*, 2005). Não foram registrados acinetos nos filamentos observados, o que sugere condições favoráveis ao desenvolvimento destas algas no período amostrado.

Os menores valores de densidade e biomassa fitoplanctônica ocorreram no ponto 10 (80 ind.mL<sup>-1</sup> e 0,04 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>), ponto 2 (190 ind.mL<sup>-1</sup> e 0,11 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e ponto 22 (290 ind.mL<sup>-1</sup> e 0,09 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>), provavelmente decorrentes da alta velocidade de corrente que este ambiente apresenta. Nestes pontos, as bacilariófíceas perifíticas, componentes comuns do potamoplâncton, apresentaram maior contribuição à abundância.

Dentre os ambientes lóticos amostrados, destaca-se o rio Bonito (ponto 22), que embora tenha mostrado baixos valores de densidade, merece especial atenção uma vez que tem um maior aporte de nutrientes devido a sua localização em área urbana e, portanto, representa uma importante fonte de nutrientes para o reservatório.

Os altos valores de abundância de cianobactérias e zignemafíceas nos pontos localizados no corpo do reservatório de Cana Brava sugerem que este ambiente apresenta alta concentração de nutrientes, uma vez que estes grupos são favorecidos em ambientes ricos em nutrientes, especialmente o fósforo (Reynolds, 1997).

O desenvolvimento excessivo das cianobactérias constitui um grave problema ambiental pela potencial toxicidade que a maioria das espécies apresentam, como já destacado, e também por reduzirem a qualidade da água, prejudicando seus usos múltiplos, uma vez que promovem aumento da turbidez (Sheffer *et al.*, 1997; Codd, 2000). Estudos recentes têm demonstrado que a dominância de cianobactérias, e em especial de *Cylindrospermopsis raciborskii* pode alterar a estrutura das comunidades planctônicas, com decréscimo na

eficiência da transferência de energia entre os níveis tróficos, afetando inclusive o estoque pesqueiro (Leonard e Paerl, 2005).

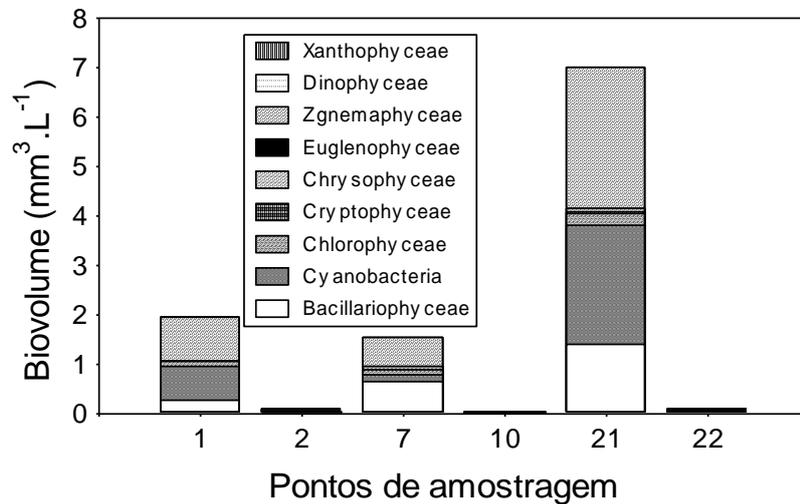
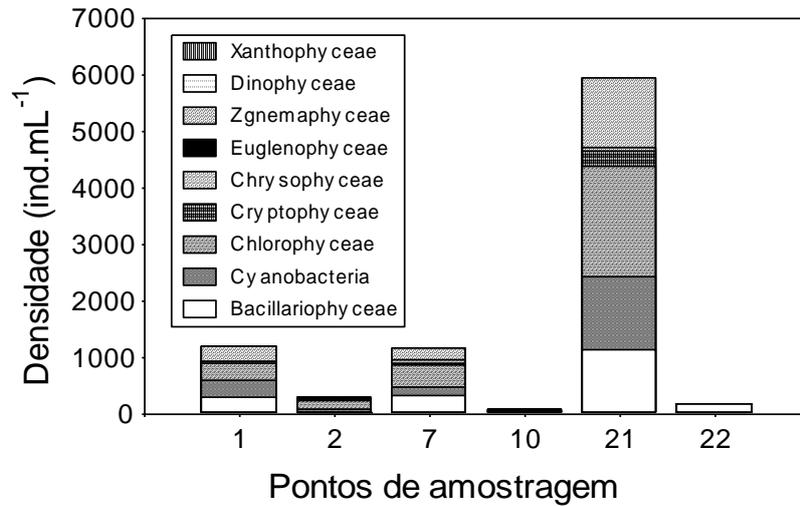


Figura 21. Densidade e biovolume dos grupos fitoplanctônicos nos pontos monitorados no reservatório Cana Brava (GO), em julho de 2005.

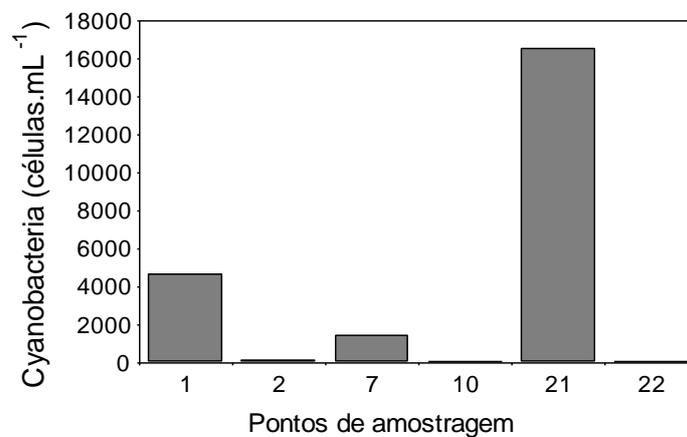


Figura 22. Densidade de Cyanobacteria (número de células.mL<sup>-1</sup>) nos pontos monitorados no reservatório Cana Brava (GO), em julho de 2005.

Tabela 4. Densidade dos táxons fitoplanctônicos inventariados nos pontos monitorados no reservatório Cana Brava, em (GO), em julho de 2005.

	Pontos de amostragem					
	1	2	7	10	21	22
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.						5
<i>Achnanthes minutissima</i> Kutz.				26		22
<i>Amphora</i> sp.		2		2		
<i>Asterionella</i> sp.		2				
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim.					6	2
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim.			5			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> kutz.	10					
<i>Cyclotella stelligera</i> (Cl. & Grun.) Van Heurck	190	2	99		596	
<i>Cymbella</i> sp.				2	6	2
<i>Cymbella</i> sp. 1						17
<i>Eunotia</i> sp.		2				
<i>Eunotia</i> sp. 1		2				
<i>Fragilaria capuccina</i> Desm.	1	1			12	2
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.		2		5		10
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.						2
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	5		2	2	36	10
<i>Gyrosigma</i> sp.						5
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.						24
<i>Navicula schroterii</i> Meist.		2		7		2
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	1	10	5	7		60
<i>Nitzschia</i> sp.		1		2		
<i>Nitzschia</i> sp. 1		1				
<i>Nitzschia tubicola</i> Grun.						2
<i>Pinnularia</i> sp.				2		
<i>Pinnularia subcapitata</i> Greg.						2
<i>Rhopalodia</i> sp.		2				
<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Smith) Round e Craw	89		228		477	
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Round & Craw.	5		2			
Penales não identificada	7	10		7		2
<b>Total Bacillariophyceae</b>	<b>308</b>	<b>39</b>	<b>341</b>	<b>62</b>	<b>1133</b>	<b>169</b>
<b>CYANOBACTERIA</b> (numero de células.mL <sup>-1</sup> )						
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G. S. West	136	56	576		2240	
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemm.) Gronb. & Kom.	200		480		1680	
<i>Chroococcus</i> sp.	2	2	10		30	
<i>Coelomorum tropicale</i> Senn., Peres & Kom.			20			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. & Sub. Rajú	2230		340	20	8470	20
<i>Geitlerinema</i> sp.			20			
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemm.) Geit.	1740				360	
<i>Lemmermanniella parva</i> Hind.	300				3600	
<i>Merismopedia glauca</i> Bréb.	42	12				
<i>Oscillatoria</i> sp.			20			
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. & Cronb.					120	
<i>Pseudanabaena</i> sp.	20					
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	10	36	5		66	
Phormidiaceae		16		16		
Oscillatoriales			12			
<b>Total Cyanobacteria</b>	<b>4680</b>	<b>122</b>	<b>1483</b>	<b>36</b>	<b>1656</b>	<b>20</b>
<b>CHLOROPHYCEAE</b>						
<i>Ankistrodesmus densus</i> Kors.	1					
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Cor.) Ralfs			2			
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Cor.	2		14		12	
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turn.) Lem.	7		2		18	
<i>Ankyra judayi</i> (G.W. Smith) Fott		5				
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.			1			
<i>Chlamydomonas</i> sp.	2			2		
<i>Chlorella</i> sp.					42	
<i>Closteriopsis</i> sp.			2		12	

<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohl. In Wittr.	1					
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn.	2				18	
<i>Coenochloris planconvexa</i> Hind.			2			
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) W. e G.S. West	5		10		6	
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew.			2			
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.					6	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood			7			
<i>Euastropsis richteri</i> (Schim.) Lag.			5			
<i>Eutetramorus fotti</i> (Hind.) Kom. sensu Kom.	5				12	
<i>Fusola viridis</i> Snow	5				18	
<i>Kirchneriella contorta</i> Schm.) Bohl.			2			
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.		2				
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. - Legn		31	22		36	2
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	12		31		60	
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Smith) Kom.-Legn.	163	7	139		1437	
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	26	84	60		119	
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.		2				
<i>Nephrocytium schilerii</i> (Kom.) Som.		2				
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs	17		10		12	
<i>Rombocystis complanata</i> Kom.	2		2		6	
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehr.) Chod.		7				
<i>Scenedesmus</i> sp.		2				
<i>Selenastrum gracile</i> Reins.		2				
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.		10				
<i>Sphaerellopsis</i> sp.			2		6	
<i>Tetraedron caudatum</i> (Cor.) Hansg.			7		6	
<i>Tetraedron minimum</i> (A Braun) Hansg.	1		12			
Chlorococcales não identificada 1	22		34		54	
Chlorococcales não identificada 2	12		36		60	
<b>Total Chlorophyceae</b>	<b>285</b>	<b>154</b>	<b>404</b>	<b>2</b>	<b>1940</b>	<b>2</b>
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.	2		38		32	17
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	12		5		6	
<i>Mallomonas</i> sp.	2		5			
<b>Total Chrysophyceae</b>	<b>16</b>	<b>0</b>	<b>48</b>	<b>0</b>	<b>38</b>	<b>17</b>
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>						
<i>Trachelomonas</i> sp.					6	
<b>Total Euglenophyceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>0</b>
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.		17	2		6	
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	10					
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	24	22	31	2	280	
<i>Cryptomonas</i> sp.						
<b>Total Cryptophyceae</b>	<b>34</b>	<b>39</b>	<b>33</b>	<b>2</b>	<b>286</b>	<b>0</b>
<b>ZYGNEMAPHYCEAE</b>						
<i>Cosmarium</i> cf. <i>punctulatum</i> Bréb. ex Ralfs		5				
<i>Cosmarium regnesi</i> Reins.	118	2	106		519	
<i>Spondylosium panduriforme</i> (Heim.) Teil.	2		5			
<i>Staurastrum quadrangulare</i> (Bréb.) Ralfs					6	
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs	40		55		311	
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs var. <i>excavatum</i>	86		31		131	
<i>Staurastrum</i> sp.			10		24	
<i>Staurastrum</i> sp. 1					6	
<i>Staurastrum</i> sp. 2				10		
<i>Staurodesmus corniculatus</i> Lund.	2		2		155	
<i>Staurodesmus</i> cf. <i>o'mearii</i> (Arch.) Teil.	14		12		89	
<b>Total Zygnemaphyceae</b>	<b>262</b>	<b>7</b>	<b>221</b>	<b>10</b>	<b>1241</b>	<b>0</b>
<b>DINOPHYCEAE</b>						
<i>Peridinium</i> sp.	10	2	2		6	
<b>Total Dinophyceae</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>0</b>
<b>XANTHOPHYCEAE</b>						
<i>Tetraedriella spinigera</i> Skuja			2			
<b>Total Xanthophyceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

## 5.2. Zooplâncton

As amostras de zooplâncton foram obtidas em 5 pontos de coleta:

Ponto 2: rio Preto. Ambiente lótico;

Ponto 7: jusante do rio Bonito. Fase reservatório;

Ponto 10: rio do Carmo, riacho raso com muita correnteza e pedras;

Ponto 21: Próximo a barragem;

Ponto 22: rio Bonito. Passa dentro da cidade. É o rio mais poluído, com aproximadamente 1,5m de profundidade.

Estes 5 pontos de coleta são os locais já amostrados anteriormente, e que vem sendo monitorados. O ponto 1 foi adicionado apenas para as amostragens de fitoplâncton tendo em vista os problemas que ocorreram neste local devido a mortandade de peixes em 2004, e sendo o fitoplâncton um bom indicador de qualidade da água.

### *Composição, riqueza de espécies e abundância*

Nas amostras de zooplâncton, obtidas em julho de 2005, na área de influência do Reservatório de Cana Brava, foi identificado um total de 47 táxons, número este inferior ao registrado em setembro de 2004 para a área de estudo (61 táxons). Ao contrário de setembro, quando os protozoários testáceos predominaram em termos de número de espécies, em julho de 2005 destacaram-se os rotíferos com 18 espécies, seguidos por protozoários testáceos, com 15 espécies, cladóceros, com 10 espécies, e copépodos, com 4 espécies (Tabela 5).

Como discutido em relatório anterior, os rotíferos constituem freqüentemente o grupo zooplânctônico mais especioso em reservatórios (Rolla *et al.*, 1992; Moreno, 1996; Lopes *et al.*, 1997; Sendacz, 1997; Lansac-Tôha *et al.*, 1999; Nogueira, 2001; Sampaio *et al.*, 2002) e este predomínio está relacionado à elevada capacidade de colonização que esse grupo apresenta. Além disso, o funcionamento hidrodinâmico dos reservatórios, com características de instabilidade, favorece o expressivo estabelecimento de espécies *r* estrategistas, como as de rotífero (Matsumura-Tundisi, 1999).

Deve-se destacar, no entanto, que a redução no número total de espécies nas amostras de zooplâncton, em relação à setembro do ano anterior,

se deveu a uma menor contribuição de rotíferos e tecamebas para a riqueza total, enquanto que para cladóceros e copépodos foi registrado o mesmo número de espécies que no ano anterior. Esses resultados estão provavelmente associados à alterações hidrodinâmicas relacionadas à sazonalidade das chuvas, que determinam redução na contribuição de espécies pseudoplanctônicas, como a maioria dos rotíferos e tecamebas, quando da redução dos valores de vazão nos ambientes com características lólicas.

Considerando essas condições lólicas de diversos pontos de amostragem incluídos no programa de monitoramento, deve-se registrar a ocorrência de grupos não planctônicos na amostra, não analisados como constituintes do zooplâncton. Destacaram-se entre eles os ostrácodes e larvas de inseto. Além destes, chama a atenção uma quantidade expressiva de juvenis de bivalvia na maioria dos pontos de amostragem, grupo este que tem trazido muita preocupação em razão dos graves problemas causados por espécies invasoras como *Corbicula fluminea* e, principalmente, *Limnoperna fortunei*.

Tabela 5. Inventário de espécies registradas nas amostras de zooplâncton e suas respectivas densidade, nos diferentes pontos de amostragem do programa de monitoramento do reservatório de Cana Brava, em julho de 2005.

	Pontos de amostragem				
	2	7	10	21	22
<b>TECAMEBAS</b>					
<i>Arcella conica</i>	1				
<i>A. costata</i>			1		20
<i>A. dentata</i>					20
<i>A. discoides</i>	8		20	1	120
<i>A. gibbosa</i>	2				
<i>A. vulgares</i>	1				60
<i>Centropyxis aculeata</i>	3		20	2	160
<i>C. constricta</i>				1	
<i>C. discoides</i>	1			1	3
<i>C. eornis</i>					20
<i>Cyclopyxis impressa</i>			1		
<i>C. kahli</i>	1				
<i>Trigonopyxis arcula</i>	1				
<i>D. cf. difficilis</i>	1				
<i>Diffugia cf. lanceolata</i>	1				
<b>ROTÍFEROS</b>					
<i>Ascomorpha cf. ovalis</i>		40			
<i>Lecane bulla</i>			20		160
<i>L. proiecta</i>				40	
<i>L. curvicornis</i>					1
<i>L. papuana</i>	1	1			

<i>Brachionus falcatus</i>				160	
<i>B. dolabratus</i>				80	
<i>Keratella americana</i>		120		840	
<i>K. cochlearis</i>		280		240	
<i>Plationus patulus patulus</i>		1240	2	80	2
<i>Hexarthra mira</i>			40		
<i>Notomata cf. copeus</i>	1				
<i>Testudinella patina</i>		1			
<i>Trichocerca cilíndrica</i>				40	
<i>T. cf. similis</i>		80		40	1
<i>Trichotria tetractis</i>		40			
<i>Ptigura sp.</i>		1680		3360	
<b>Bdeloidea</b>	<b>8</b>	<b>160</b>	<b>1</b>	<b>1080</b>	<b>200</b>
<b>CLADÓCEROS</b>					
<i>Alona sp.</i>					1
<i>Bosmina hagmanni</i>	1	1360		680	3
<i>B. tubicens</i>		720		320	
<i>Bosminopsis deitersi</i>		13720	60	5640	240
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		1080	20	240	1
<i>Simocephalus sp.</i>				40	
<i>Moina minuta</i>		120		160	
<i>Diaphanosoma birgei</i>		40		1	
<i>Chydorus cf. eurinotus</i>		3		200	
<i>Ilyocryptus spinifer</i>		40			
<b>COPÉPODOS</b>					
<i>Mesocyclops cf. meridianus</i>		3		1	
<i>Thermocyclops minutus</i>		11400	60	920	240
<i>T. decipiens</i>		160			
Náuplio de cyclopoida	1	14120	40	13240	480
Copepoditode cyclopoida		22720	160	4120	1240
<i>Notodiaptomus sp.</i>		40		120	
náuplio de calanoida		1680		2600	80
Copepodito de calanoida		1080		640	40

Em relação à riqueza de espécies, maiores valores foram registrados no Ponto 21 (25 espécies) e no ponto 7 (22 espécies), sendo rotíferos e cladóceros os grupos mais especiosos (Figura 23). Tal composição de espécies se deve ao predomínio de condições lênticas nestes dois pontos de amostragem. Por outro lado, menores valores de riqueza foram registrados para o ponto 10 (11 espécies) (Figura 23). Neste ponto, como também nos pontos 2 e 22, observa-se uma grande contribuição de táxons não planctônicos, como protozoários testáceos, o que se atribui às características lóxicas destas regiões.

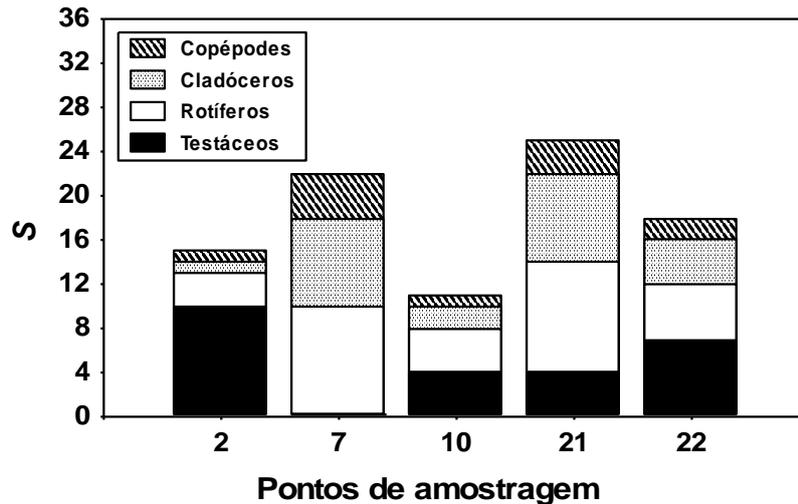


Figura 23. Variação espacial da riqueza de espécies dos diferentes grupos zooplancctônicos registrados nos pontos de amostragem do programa de monitoramento do reservatório de Cana Brava, em julho de 2005.

Assim como observado no mês de setembro de 2004, os resultados registrados em julho de 2005, para a abundância zooplancctônica corroboram aqueles obtidos para a riqueza de espécies, de forma que é possível distinguir 2 grupos dentre os pontos de amostragem. O primeiro, formado pelos pontos 7 e 21, onde se observam os maiores valores, com a dominância de organismos tipicamente planctônicos. Neste mês, registrou-se a dominância de copépodos, seguidos por cladóceros e rotíferos; o segundo grupo, constituído pelos pontos 2, 10 e 21, onde os protozoários testáceos foram registrados com elevados valores de densidade, e onde se observaram os menores valores de abundância (Figura 24). Dessa forma, os resultados sugerem o predomínio de condições lênticas no primeiro grupo, enquanto que o predomínio de condições lólicas, no segundo grupo (pontos 2, 10 e 22) determinaram reduzidos valores de abundância nestes três pontos de amostragem (Figura 24).

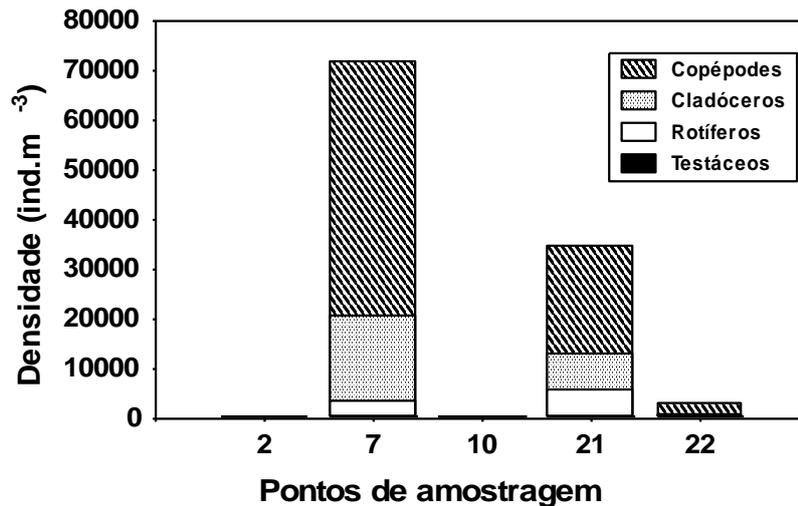


Figura 24. Variação espacial da abundância dos diferentes grupos zooplancônicos registrados nos pontos de amostragem do programa de monitoramento do reservatório de Cana Brava, em julho de 2005.

Nesse sentido, maiores valores de densidade foram observados no ponto 7 (71928 ind.m<sup>-3</sup>), seguido pelo ponto 21 (34887 ind.m<sup>-3</sup>), enquanto que as menores densidades foram registradas no ponto 2 (32 ind.m<sup>-3</sup>). Assim como para a riqueza de espécies, os resultados de densidade obtidos em julho de 2005, com o predomínio de copépodes, sugere redução da vazão/aumento do tempo de residência da água neste mês, quando comparado a setembro de 2004 quando rotíferos predominaram em termos de abundância.

Nesse sentido, Lansac-Tôha *et al.* (2005) e Velho *et al.* (2005), em estudos sobre o zooplâncton em reservatórios paranaenses, atribuíram ao tempo de residência e ao tamanho dos reservatórios, às alterações na dominância entre rotíferos e microcrustáceos, considerando que tendo em vista o ciclo de vida mais longo de microcrustáceos, esses desenvolveriam maiores populações em reservatórios grandes, com maior tempo de residência da água; enquanto que os rotíferos tenderiam a dominar em reservatórios menores e menor tempo de residência. Nesse sentido, Nogueira & Matsumura-Tundisi (1996), que observaram a dominância de rotíferos na represa de Monjolinho (SP), atribuíram esse fato ao baixo tempo de residência da água, que seria um fator seletivo para o estabelecimento de microcrustáceos, sobretudo para os copépodos. O predomínio dos rotíferos estaria relacionado à capacidade de

esses organismos atingirem a maturidade mais cedo e apresentarem taxa de reposição mais rápida do que os microcrustáceos.

Em termos de dominância de espécies, *Centropyxis aculeata* e *Arcella discooides*, constituíram-se nos táxons mais abundantes entre as tecamebas, sendo importantes, essencialmente, nos pontos com características lólicas. Entre os rotíferos, *Ptigura* sp. foi o táxon mais abundante, além de *Plathyonus patulus patulus*, *Keratella americana* e bdelóideos, que se destacaram nos pontos tipicamente lênticas da área de monitoramento (Pontos 7 e 21).

Assim como em setembro de 2004, entre os cladóceros, destacaram-se as espécies planctônicas de bosminídeos, principalmente *Bosminopsis deitersi* seguida de *Bosmina hagmanni*, e *B. tubincens*, além da espécie de dafinídeo, *Ceriodaphnia cornuta*.

Entre os copépodos, estes estiveram representados, em grande parte, por suas formas jovens (náuplios e copepoditos). Como discutido em relatório anterior, a dominância de náuplios e copepoditos em relação aos adultos é freqüentemente registrada em reservatórios brasileiros (Cabianca & Sendacz, 1985; Lopes *et al.*, 1997; Lansac-Tôha *et al.*, 1999; Serafim Jr, 2002). Segundo Cabianca & Sendacz, (1985), a produção de um grande número de formas larvais pode ser considerada como uma estratégia reprodutiva do grupo.

Entre os adultos, destacou-se a espécie de *Thermocyclops*, *T. minutus*, embora *T. decipiens* também tenha sido registrada. A co-ocorrência destas espécies congênicas tem sido freqüentemente registrada em reservatórios brasileiros (Reid & Pinto-Coelho, 1994; Lopes *et al.*, 1997; Henry & Nogueira, 1999, entre outros). A relação entre a abundância dessas espécies congênicas tem sido, muitas vezes, utilizada como um eficiente descritor do grau de trofia em reservatórios. *T. minutus* é usualmente encontrada como dominante em condições oligotróficas, particularmente em lagos e reservatórios de bacias preservadas (Sendacz *et al.*, 1985), ao passo que *T. decipiens* tem sido considerada uma espécie típica de ambientes enriquecidos com nutrientes (Sampaio *et al.*, 2002). Nesse sentido, o grande predomínio de *T. minutus*, em termos de abundância, que vem sendo observado na área de estudo, sugere um estado de oligotrofia para o reservatório de Cana Brava.

### 5.3. Zoobentos

As coletas foram realizadas em julho de 2005, em cinco pontos amostrais:

P2 – Rio Preto;

P7 – Rio Bonito (lêntico);

P10 – Rio do Carmo (lótico);

P21 – Rio Tocantins (lêntico - próximo à barragem);

P22 – Rio Bonito (lótico).

Nesta campanha foram registrados 21 táxons de invertebrados aquáticos em diferentes níveis taxonômicos, sendo 16 de insetos, um de crustáceo, um de molusco, dois de anelídeos e um de nematoda (Tabelas 6 e 7). Os táxons apresentaram grande variação de densidade (Figura 25); como ocorrido no ano anterior, Chironomidae (Diptera) apresentou a maior abundância total, principalmente devido a alta densidade registrada no ponto 2; por outro lado, foi observado grande redução na abundância de Oligochaeta em relação às amostragens anteriores. Quanto à frequência, apenas Chironomidae foi registrado em todos os pontos, Oligochaeta foi registrado em quatro e os demais em apenas um ou dois pontos (Figura 25). Uma das principais características da família Chironomidae é sua ampla ocupação em diferentes tipos de habitat, determinada entre outros fatores, pela sua plasticidade alimentar, pois dentre as espécies há representantes de várias categorias de grupos funcionais como fragmentadores, coletores, raspadores e predadores. Adaptações fisiológicas possibilitam a sobrevivência destes organismos em lugares com condições extremas, como ambientes sob longos períodos de anoxia ou com baixos valores de pH (Santos & Henry, 2001).

Higuti *et al.* (2000) registraram a presença de Oligochaeta e Chironomidae nos locais com grande profundidade do reservatório, com elevada quantidade de matéria orgânica e baixa concentração de oxigênio. O presente estudo corrobora o trabalho de Higuti *et al.* (2000) também em relação à distribuição de Ephemeroptera e Trichoptera, que apareceram principalmente no P10 (lótico), que possui pequena profundidade, maior velocidade da água e substrato formado por pedra e folhiço. Essas características são importantes

fatores na distribuição de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em ambientes aquáticos (Mérigoux & Dolédec, 2004). Baptista et al. (2001), explicam que a heterogeneidade ambiental, ou seja, a maior variedade de substratos é um fator muito importante na distribuição da comunidade. A combinação da velocidade da corrente com diferentes tipos de substrato permite maior taxa de colonização e diversidade da comunidade bentônica (Wantzen, 1998; Dance & Hynes, 1980 *apud* Ogbeibu & Oribhabor, 2002).

No presente estudo, o tipo de substrato e a profundidade foram muito importantes para determinação da distribuição e estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos, uma vez que os pontos que apresentaram maior profundidade, menor velocidade da água (lêntico e semi-lêntico) e substrato formado por areia e matéria orgânica tiveram menor riqueza da comunidade.

Corroborando o resultado encontrado na amostragem de 2003, o ponto 10 apresentou a maior riqueza taxonômica, com 11 táxons, seguido pelos pontos 22 e 2 (nove e oito táxons, respectivamente) (Figura 26). Os pontos 7 e 21 apresentaram menor número de táxons (três e seis, respectivamente) provavelmente causado pela grande profundidade (25m e 13m, respectivamente) associado ao regime lêntico nestes pontos, podendo resultar numa redução da concentração de oxigênio, diminuição de pH, maior concentração de gases tóxicos (e.g. gás sulfídrico), tornando o ambiente menos favorável para a comunidade. O ponto 2 apresentou a maior abundância total, seguido pelos pontos 22 e 10 (Figura 27); sendo que nos dois primeiros houve predomínio de Chironomidae, e de Elmidae (Coleoptera) no terceiro. Ao contrário das amostragens anteriores os microcrustáceos Copepoda e Cladocera não foram encontrados, apenas Ostracoda foi registrada nos pontos 7 e 21, que possuem regime lêntico.

Tabela 6. Relação dos táxons da comunidade bentônica encontrados área de influência da UHE Cana Brava – julho/2005.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero		
Mandibulata	Insecta	Diptera	Chironomidae			
			Ceratopogonidae			
			Coleoptera	Elmidae		
			Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	
					Baetidae NI	
					Euthyplociidae	
					Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>
					Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>
					Leptophlebiidae NI	
			Heteroptera	Naucoridae		
			Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	
					<i>Oxyhethira</i>	
				Polycentropodidae		
			Odonata	Aeshnidae		
				Gomphidae		
Lestidae						
Mollusca	Gastropoda					
Crustacea	Ostracoda					
Anellida	Oligochaeta					
	Hirudinea					
Nematoda						

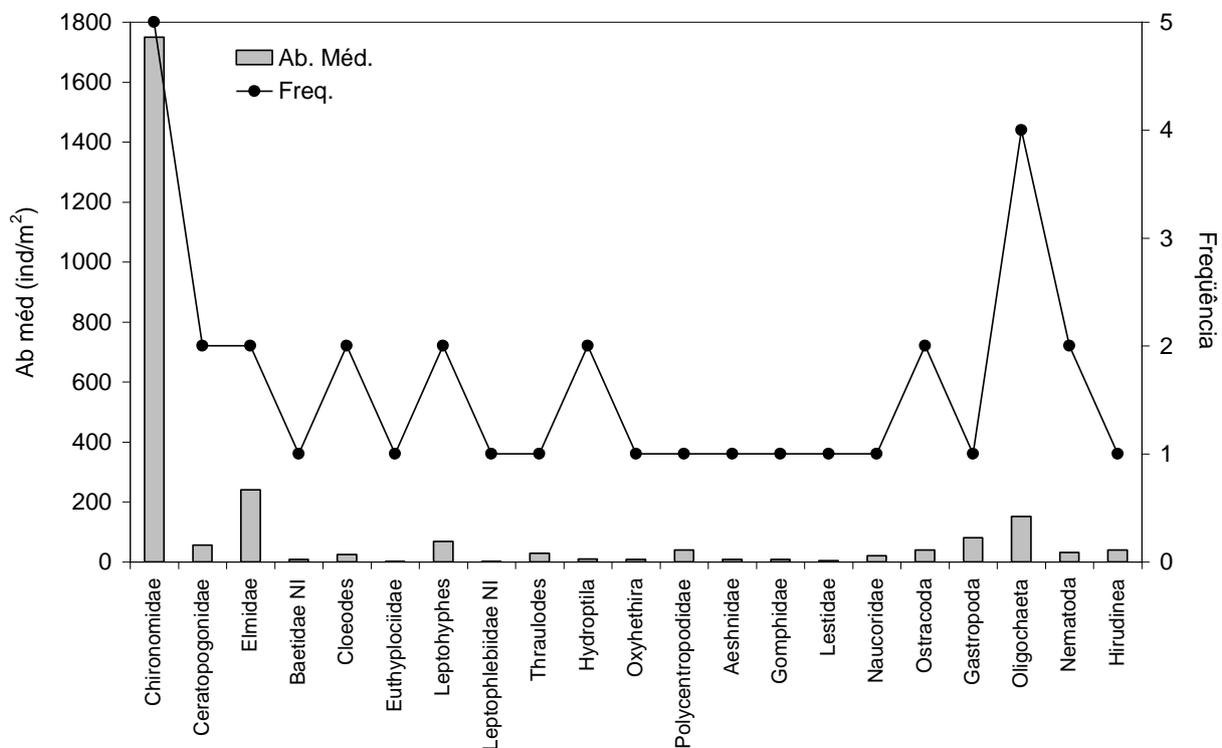


Figura 25. Abundância média e frequência dos táxons encontrados nos cinco pontos amostrais.

Tabela 7. Abundância (n.º de ind./m<sup>2</sup>) da comunidade bentônica na área de influência da UHE Cana Brava – julho/2005.

	P2	P7	P10	P21	P22	Ab. Méd.	Freq.
Chironomidae	6880	40	70	240	1520	1750	5
Ceratopogonidae	200	0	0	0	80	56	2
Elmidae	120	0	680	40	360	240	2
Baetidae NI	0	0	40	0	0	8	1
<i>Cloeodes</i>	0	0	80	0	40	24	2
Euthyplociidae	0	0	10	0	0	2	1
<i>Leptohyphes</i>	0	0	260	0	80	68	2
Leptophlebiidae NI	0	0	10	0	0	2	1
<i>Thraulodes</i>	0	0	140	0	0	28	1
<i>Hydroptila</i>	40	0	10	0	0	10	2
<i>Oxyethira</i>	40	0	0	0	0	8	1
Polycentropodidae	200	0	0	0	0	40	1
Aeshnidae	0	0	0	0	40	8	1
Gomphidae	0	0	0	0	40	8	1
Lestidae	0	0	20	0	0	4	1
Naucoridae	0	0	100	0	0	20	1
Ostracoda	0	160	0	40	0	40	2
Gastropoda	0	0	0	400	0	80	1
Oligochaeta	400	120	0	120	120	152	4
Nematoda	40	0	0	0	120	32	2
Hirudinea	0	0	0	200	0	40	1
<b>Ab. Total</b>	7920	320	1420	1040	2400		
<b>Riqueza</b>	8	3	11	6	9		

Legenda:

Ab. Total - abundância total

Ab. Média - abundância média

Freq. - frequência

A análise de agrupamento entre os pontos amostrais realizada a partir dos dados de abundância (transformados por  $\text{Log}_{10} X+1$ ) evidenciou a formação de dois grupos (Figura 28). O grupo A foi composto pelos pontos 7 e 21, que apresentaram os menores valores de riqueza e abundância total. Por outro lado, os pontos 2, 10 e 22 (grupo B) apresentaram valores mais elevados para tais atributos da comunidade. Este arranjo refletiu a influência da natureza do fluxo de água sobre a estrutura da comunidade bentônica, separando os pontos com regime lótico e menor profundidade (grupo B) dos pontos com regime lêntico e mais profundos (grupo A). Segundo Johnson *et al.* (2004) a

comunidade encontrada em rios é geralmente mais diversa em riqueza de espécies do que a comunidade encontrada em lagos.

A estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos é fortemente influenciada pelas condições ambientais causadas pela formação de reservatórios (Armitage, 1984 *apud* Harding, 1994). Assim, o padrão de riqueza e abundância encontrado nesta amostragem foi semelhante nas amostragens anteriores, demonstrando a influência das novas condições ambientais causadas pelo barramento sobre a comunidade (Figuras 29 e 30).

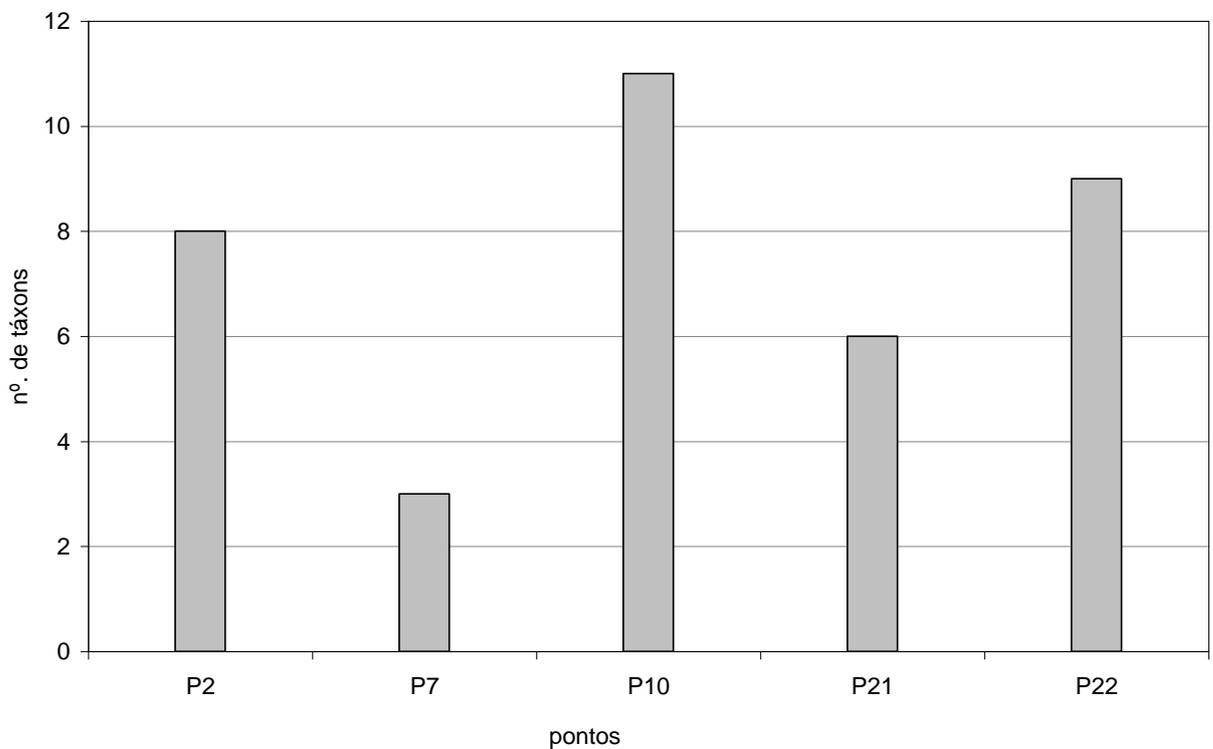


Figura 26. Riqueza taxonômica nos cinco pontos amostrais.

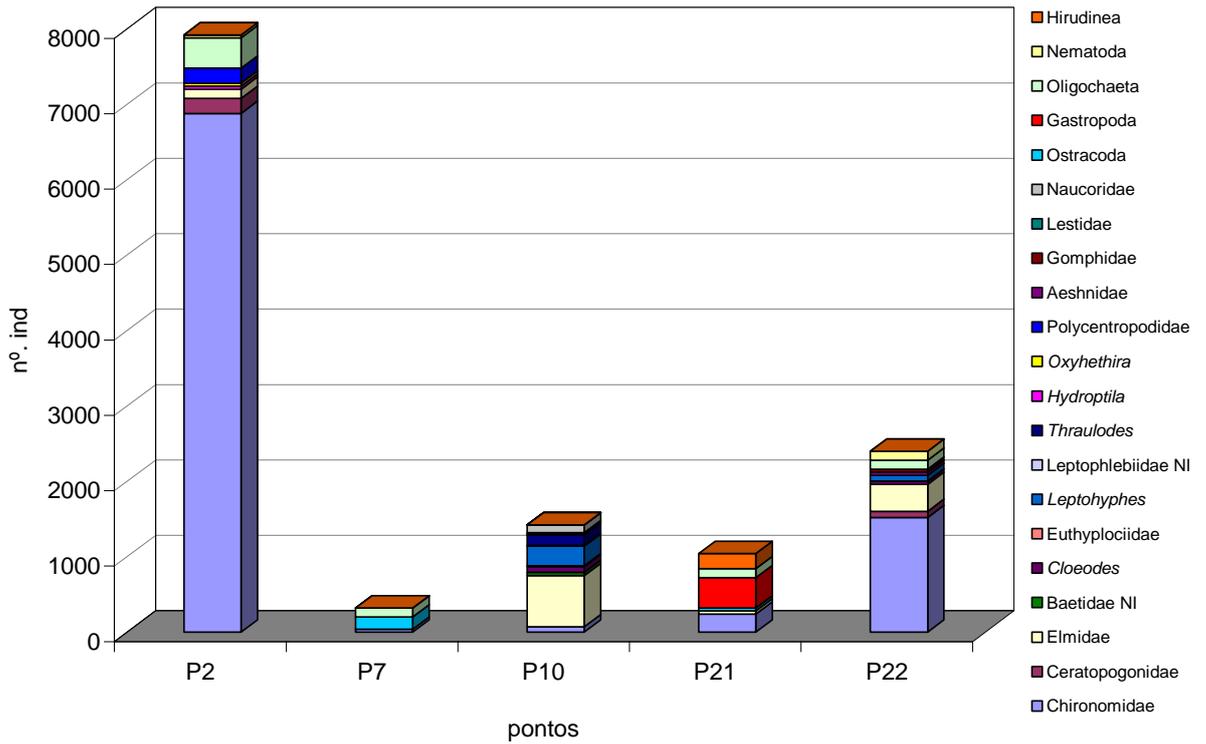


Figura 27. Abundância total e composição taxonômica nos cinco pontos amostrais.

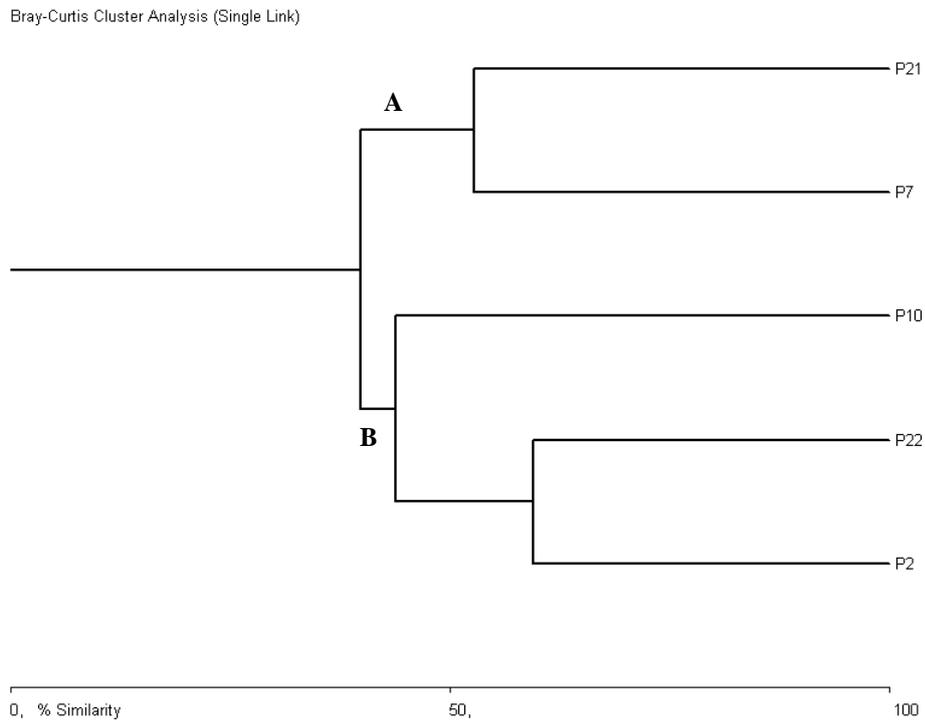


Figura 28. Análise de similaridade entre os pontos amostrais.

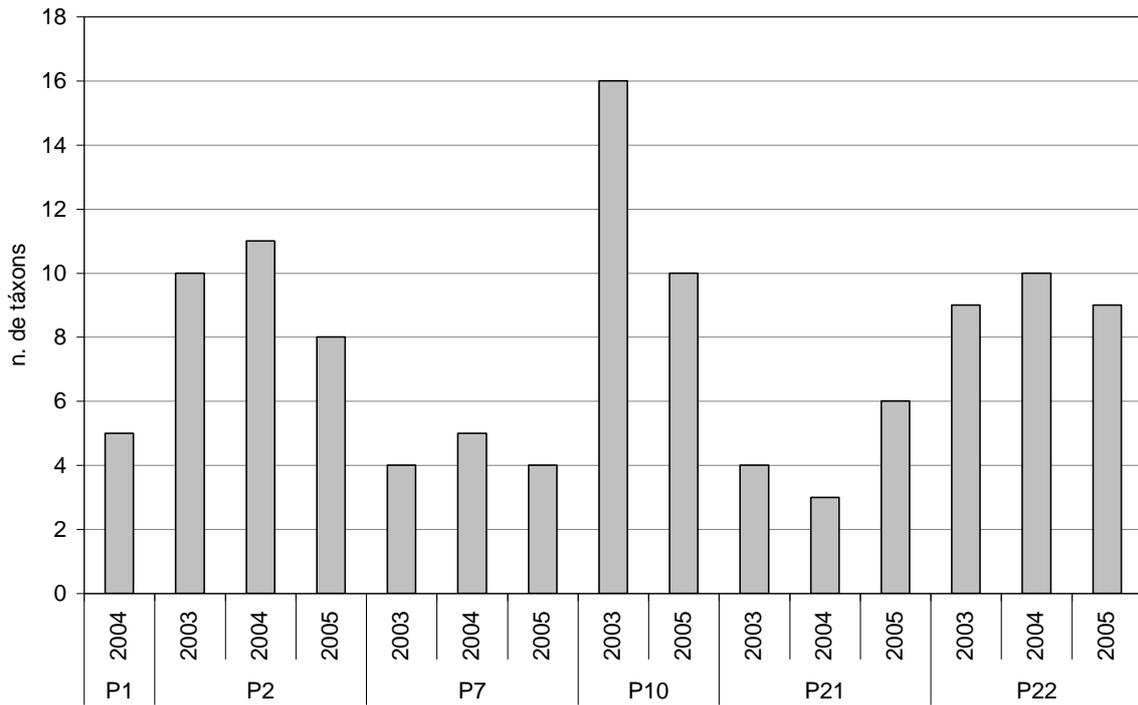


Figura 29. Riqueza taxonômica dos pontos amostrais entre 2003 e 2005.

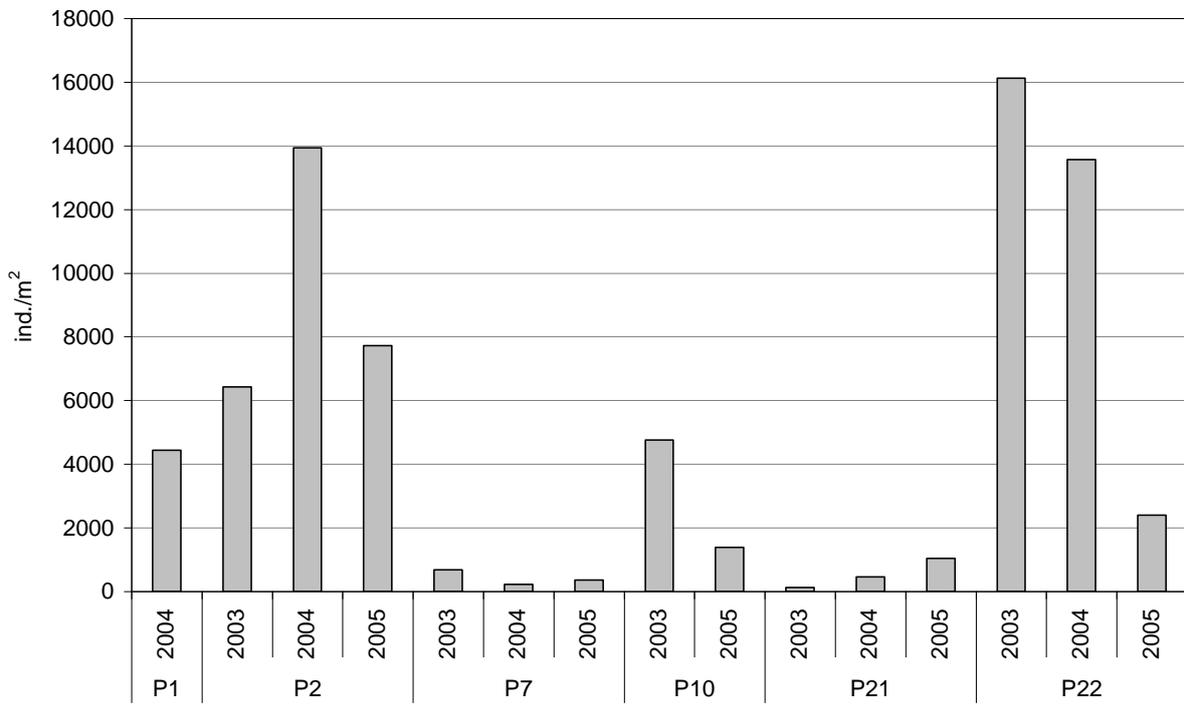


Figura 30. Abundância total nos pontos amostrais entre 2003 e 2005.

## 6. BIBLIOGRAFIA

American Public Health Association (APHA) (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19<sup>th</sup> edn. American Public Health Association Publications, Washington DC.

BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F., DORVILLÉ, L.F.M & NESSIMIAN, J.L. (2001) Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, 61(2):249-258.

CABIANCA, M.A.A.; SENDACZ, S. (1985) Limnologia do reservatório do Borba (Pindamonhangaba,SP). II-Zooplâncton. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 12 (3), p. 86-95.

CODD, G. A. (2000) Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrofication control. *Ecological engineering*, 16, p. 51-60.

DA-SILVA, E. R., SALLES, F. F. & BAPTISTA, M. S. (2002) As brânquias dos gêneros de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. *Biota Neotropica*. 2: 1- 4.

EDLER, L. (1979) *Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea, phytoplankton and chlorophyll*. [Paris]: Unesco, 38 p. (UNESCO, Working Group, 11, Baltic Marine Biologists).

EDMUNDS JR., G. F. & WALTZ, R. D. (1996) Ephemeroptera. In: MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. (eds). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3<sup>rd</sup> ed. Kendall / Hunt Publishing Company, 129 – 163.

EL MOOR – LOUREIRO, L. M. (1997) *Manual de identificação de cladoceros límnicos do Brasil*. Ed. Universa-UCB. p. 155.

ESTEVES, F.A. (1998) *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência.

FERNÁNDEZ, H. R. & DOMINGUEZ (eds.) (2001) *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, 282p.

HARDING., J. S. (1994) Variations in benthic fauna between differing lake outlet types in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28: 417 - 427.

HENRY, R; NOGUEIRA, M. G. (1999) A represa de Jurumirim (São Paulo): primeira síntese sobre o conhecimento limnológico. In: HENRY, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fundibio/Fapesp, p.651 – 686.

HIGUTI, J., TAKEDA, A. M., PEREIRA, S. R. S., MORETTO, Y., BIBIAN, J. P., R. & AMARO, C. L. (2000) Variação longitudinal da comunidade zoobêntica no reservatório de Corumbá, Goiás. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação* (V.03). Vitória-ES. p383-392.

- HUSZAR, V. L. M. *et al.* (2000) Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424, p. 67-77.
- JOHNSON, K. R., GOEDKOOP, W. & SANDIN, L. (2004) Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology*, 49: 1179-1194.
- KIMMEL, B. L. *et al.* (1990) Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W. *et al.* Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K.; KREMLING, E. (Eds.). *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie. 150p.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* (1999) Estrutura da comunidade zooplanctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. In: HENRY, R (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fundibio/Fapesp, 1999. cap. 12, p. 347-74.
- LANSAC-TÔHA, F.A., *et al.* (2005) Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatórios. In: RODRIGUES, L., *et al.* (eds). *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA, p. 115-1128.
- LEONARD, J. A.; PAERL, H. W. (2005) Zooplankton community structure, micro-zooplankton grazing impact, and seston energy content in the St. Johns river system, Florida as influenced by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*, 537, p.89-97.
- LOPES, R.M., LANSAC-TÔHA F. A. & SERAFIM JR, M. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A., GOMES L.C. (Ed.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: Eduem, cap. 3, p. 39-60, 1997.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. (1999) Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: Henry, R (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fundibio/Fapesp, cap. 2, p. 39-54.
- MÉRIGOUX, S. & DOLÉDEC, S. (2004) Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49: 600-613.
- MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. (eds.), (1996) *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3ª ed. Kendall/Hunt Pub. 862p.
- MEYBECK, M.; FRIEDRICH, G.; THOMAS, R. & CHAPMAN, D. (1992) *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*, UNESCO/WHO/UNEP.
- MOORE, D. *et al.* (2005) Factors affecting akinete differentiation in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria). *Fresh. Biol.*, 50, p. 345-352.
- MORENO, I. H. (1996) *Estrutura da comunidade planctônica do reservatório da UHE - Balbina (floresta tropical úmida-Amazonas) e sua relação com as condições limnológicas apresentadas na fase de enchimento e pós-enchimento, 1987-1990*. 1996. Tese (Doutorado) - Programa de Pós

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

NOGUEIRA, M.G. (2001) Zooplankton composition dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brasil. *Hydrobiologia*, 455: 1-18.

OGBEIBU, A. E. & ORIBHABOR, B. J. (2002) Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36: p2427-2436.

PADISÁK, J. (1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Hydrobiol.*, Stuttgart, 4: 563-593.

PECKARSKY, B. L., FRAISSINET, P. R., PENTON, M. A. & CONKLIN JR., D. J. (1990) *Freshwater macroinvertebrates o Northeastern North America*. Cornell Univ. Press. 442p.

REID, J.; PINTO-COELHO, R. M. (1994) Planctonic Copepoda of Furnas reservoir: initial survey of species (1993) and review of literature. In: Pinto Coelho, R. M. *et al.* (ed). *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte: SEGRAC, p. 93-114.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KURK, C.; NASELLI-FLORES, L. and MELO., S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plank. Res.*, 24: 417-428.

REYNOLDS, C.S. (1997) *Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Oldendorf: Ecology Institute.

RODRIGUES, L. C. *et al.* (2005) Assembléias Fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do Estado do Paraná. In: Rodrigues, L., *et al.* (eds). *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA, p. 57-72.

ROLLA, M.E., DABÉS, M.B.G.S., FRANÇA, R.C. & FERREIRA, E.M.V.M. (1992) Inventário limnológico do rio Grande na área de influência da futura Usina Hidrelétrica (UHE) de Igarapava. *Acta Limnologica. Brasiliensia*, 4: 139-162.

SAMPAIO, E.V., ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDINSI, T. & TUNDISI, J.G. (2002) Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 62(3): 525-545.

SANTOS, C. M. & HENRY, R. (2001) Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – SP). *Acta Limnol. Bras.*, 13(2):99-115.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A. MUR, R. L.; VAN NES, E. H. (1997) On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78(1): 272-282.

SENDACZ, S. *et al.* (1985) Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII. Zooplâncton. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12, p.187-207.

SENDACZ, S. (1997) Zooplankton studies of floodplain lakes of the upper Paraná River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 26: 621-627.

SERAFIM-JUNIOR, M. (2002) *Efeitos do represamento em um trecho do rio Iguaçu sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica*. 2002. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

STRAŠKRABA, A. M. *et al.* (1993) State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRAŠKRABA, M. *et al.* Eds. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Netherlands, Kluwer Academic Press.

TRAIN, S. *et al.* (2005) Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In: Rodrigues, L., *et al.* (eds). *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA, p. 73-85.

TUNDISI, J. G. *et al.* (1993) Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: Straškraba, M.; Tundisi, J.G. & Duncan, A. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Publishers. p.25-55.

UTERMÖHL, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitt. int. Verein. Limnol.*, 9, 1-38.

VELHO, L. F. M. *et al.* (2005) Distribuição longitudinal da comunidade zooplanctônica em reservatórios. In: Rodrigues, L., *et al.* (eds). *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA, p. 129-136.

WANTZEN, K. M. (1998) Effects of siltation on benthic communities in clear water streams in Mato Grosso, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1155-1159.

WETZEL, R. G., LINKENS, G.E. (2000) *Limnological analyses*. New York: Springer-Verlag.

WIGGINS, G. B. (1977) *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. University of Toronto Press, 393p.

## **ANEXO I**

### **RESULTADOS DA CAMPANHA DE JULHO DE 2005**

## Resultados referentes a campanha de julho de 2005 na UHE Cana Brava

PONTO		1	2	5	6	7	8	10	15	18	19	20	21	22
Acidez (mg/l)	S	4.4	3.6	6.8	2.8	3.6	7.2	5.2	2.8	6.8	4.8	3.6	3.6	9.2
	M	8			3.6							3.6	3.6	
	F	2.8			8							4.4	4.4	
Alcalinidade (mg/l)	S	36	22.8	15.6	38	28.8	48.8	49.2	36.8	30	36.8	28.8	35.2	60
	M	41.6			29.2							37.6	26.8	
	F	32			38							29.6	34	
Cloreto (mg/l)	S	1.2	2	2	3.6	3.6	2	2.8	3.6	2.8	2.8	2	2.8	3.6
Condutividade elétrica (μS/cm)	S	85	40	42	78	80	114	107	79	78	77	79	74	136
	M	82			84							81	75	
	F	82			82							82	75	
DBO <sub>5</sub>	S	0.1	1.9		0.1	0.5	0.9	2.9	0.1	0.8	0.1	0.3	0.3	0.5
Ferro total (mg/l)	S	0.14	0.15	0.18	0.11	0.03	0.08	0.28	0.05	0.06	0.05	0.04	0.04	0.31
	M	0.17			0.11							0.05	0.04	
	F	0.14			0.13							0.05	0.05	
Fósforo total (mg/l)	S	0.0089	0.0102	0.0089	0.0089	0.0083	0.0394	0.0096	0.0083	0.0337	0.0539	0.0318	0.0786	0.0869
	M	0.0102			0.0083							0.0343	0.0153	
	F	0.0089			0.0089							0.0216	0.0172	
Nitrato (mg/l)	S	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5
	M	0.1			0.1							0.2	0.1	
	F	0.2			0.1							0.1	0.2	
Nitrito (mg/l)	S	0.004	0.003	0.003	0.004	0.004	0.005	0.004	0.003	0.003	0.004	0.003	0.004	0.003
	M	0.004			0.004							0.003	0.003	
	F	0.004			0.003							0.007	0.004	
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	S	0.03	0.02	0.02	0.06	0.03	0.03	0.14	0.04	0.09	0.07	0.04	0.04	0.02
Orto-fosfato (mg/l)	S	0.0032	0.0083	0.0039	0.0045	0.0032	0.0216	0.0032	0.0051	0.0096	0.0121	0.0089	0.0089	0.0134
	M	0.0058			0.0032							0.0089	0.0153	
	F	0.0039			0.0026							0.0108	0.0096	

Oxigênio dissolvido (mg/l)	S	6.33	9.2	9.56	6.7	6.82	7.97	9.69	6.16	6.74	7.11	7.29	7.67	9.8
	M	6.53			5.92							6.58	6.34	
	F	6.37			5.8							5.58	6.08	
Oxigênio saturação (%)	S	78	110.4	113.9	85.5	83.4	94.8	112.5	78.5	83.3	87.2	90.1	96.2	114
	M	79.9			75.4							81.2	80.9	
	F	78.8			72.2							68.6	76.2	
pH	S	6	6.18	5.65	6.96	6.25	6.3	6.18	6.15	6.19	6.29	6.29	4.97	6.11
	M	6.05			6.11							6.19	5.48	
	F	6.04			5.2							6.11	5.42	
STD (mg/l)	S	43	20	20	39	40	55	53	39	39	38	39	37	68
	M	41			42							40	37	
	F	41			41							41	38	
Sulfato (mg/l)	S	19	2	2	2	2	4	2	2	4	2	2	2	3
	M	2			2							2	2	
	F	2			2							2	1	
Sulfeto (mg/l)	S	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001
	M	0.002			0.002							0.001	0.001	
	F	0.001			0.001							0.001	0.001	
Temperatura da água (°C)	S	26.1	24.4	23.9	27.9	26.4	24.4	22.5	28	26.2	26.2	26.4	27.2	21.3
	M	25.7			26.7							26.4	27.8	
	F	26			26.6							26.1	26.9	
Transparência da água (m)		3.3	3.2		4.2	4.1	0.6			2.3	2.5	4.4	4.1	
Turbidez (NTU)	S	1.19	1.46	0.93	1.13	1.27	4.86	0.98	1.13	2.68	1.21	1.07	0.97	2.62
	M	0.93			1.73							1.48	0.88	
	F	1.36			1.66							0.73	0.78	
Coliformes totais (NMP/100ml)	S	0	150	90	0	0	2300	430	0	30	40	0	0	110000
Coliformes fecais (NMP/100ml)	S	0	0	40	0	0	230	150	0	30	40	0	0	700