



**UHE CANA BRAVA
PROGRAMA MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO**

FASE OPERAÇÃO

**XI RELATÓRIO TÉCNICO PARCIAL REFERENTE À
CAMPANHA DE DEZEMBRO DE 2005**

DEZEMBRO DE 2005

EQUIPE RESPONSÁVEL

Biol. M.Sc. Juliana Machado do Couto

Biol. Larice de Fátima Machado do Couto (Mestranda)

Biol. Kátia Bittar Haddad

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	17
3.2. Parâmetros bacteriológicos	20
4. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS	20
5. PARÂMETROS BIOLÓGICOS	22
5.1. Fitoplâncton	22
5.2. Zooplâncton	28
5.3. Zoobentos	36
6. BIBLIOGRAFIA	42
ANEXO I	46

1. APRESENTAÇÃO

Este Relatório Técnico apresenta o andamento do Programa de Monitoramento Limnológico da Usina Hidrelétrica Cana Brava, referente à coleta realizada em dezembro 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 fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos foram coletadas em 5 locais, já monitorados anteriormente (rio Preto, rio Bonito-dentro da cidade de Minaçu, rio Bonito-região lacustre, rio do Carmo, e região próximo a barragem-P21).

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 dezembro 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 (DBO₅), 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. A porção iluminada da coluna da água é denominada zona eufótica, e sua extensão depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como sendo aquela profundidade onde a intensidade da radiação correspondente a 1% da que atinge a superfície. Esta profundidade da coluna da água é também chamada de “ponto de compensação”, uma vez que a produção primária líquida é aproximadamente igual à respiração das comunidades (Esteves, 1998; Kalff, 2002). 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.

PONTO	LOCALIZAÇÃO	LONG.(W)	LAT.(S)	REFERENCIAL
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 ⁺ - 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 ₂		4500 - O - G
Oxigênio dissolvido (Winkler)	iodométrico	0 – 30 mg/L O ₂		4500 - O - B
Turbidez	nefelométrico	0-1000 NTU		2130 - B
Alcalinidade	titulação com ácido sulfúrico	10 – 4000 mg/l CaCO ₃	X	2320B
Acidez	titulação com hidróxido de sódio	0 - 400 mg/L CaCO ₃	X	23/10B
CO ₂	titulação com hidróxido de sódio	0 - 125 mg/l CO ₂	X	4500 - CO ₂ - C
Cloreto	titulação com nitrato de mercúrio	0 – 40 mg/l Cl ⁻	X	4500 - Cl ⁻ - C
Dureza total	titulação usando método EDTA	10 – 4000 mg/l CaCO ₃	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 ₃ ⁻		4500 - NO ₃ ⁻ - E
Nitrito	Espectrofotometria pelo método Diazotação	0 – 0,300 mg/l NO ₂ ⁻	X	4500 - NO ₂ ⁻ - B
Nitrogênio amoniacal	Espectrofotometria pelo método do Salicilato	0 – 2,50 mg/L NH ₃		4500 - NH ₃
Orto-fosfato	Espectrofotometria pelo método do Ácido Ascórbico	0 – 2,50 mg/L PO ₄ ³⁻	X	4500 - P - E
Sulfato	Espectrofotometria pelo método do Sulfa Ver 4	0 – 70 mg/L SO ₄ ²⁻	X	4500 - SO ₄ ²⁻ - F
Sulfeto	Espectrofotometria pelo método do Azul de Metileno	0 – 0,600 mg/l S ²⁻	X	4500 - S ²⁻ - 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 (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 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 moto-bomba, tendo sido filtrados 500 litros de água, por amostra, em uma rede de plâncton de 63 μm 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⁻³. 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 cm²) 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 cm²) 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 m² 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 das análises físico-químicas se encontram no Anexo I.

3.1. Parâmetros Físico-Químicos

Em dezembro de 2005, os valores da temperatura da água variaram entre 27,7°C e 30,5°C na superfície da coluna da água. O menor valor de temperatura foi obtido no fundo do ponto 20 (26,1°C) (Figura 1). Em média, os valores de temperatura foram iguais a 29,2°C; 27,9°C; e 27,0°C; na superfície, meio e fundo, respectivamente).

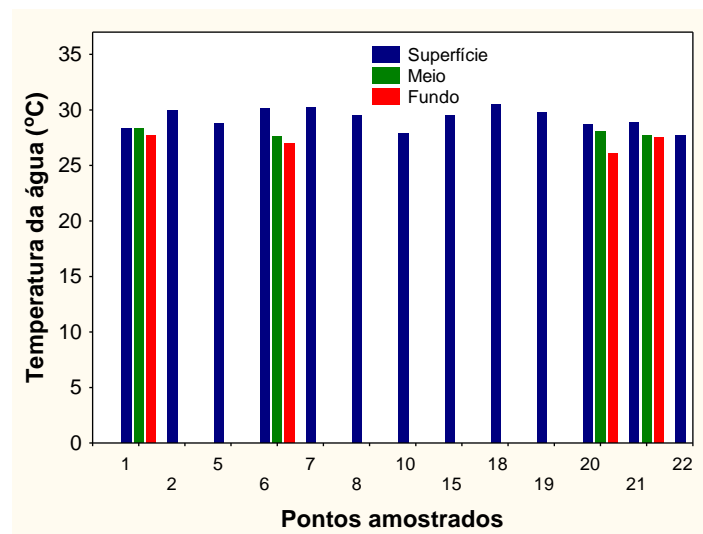


Figura 1. Valores da temperatura da água.

Assim como observado nos demais meses de monitoramento, o reservatório da UHE Cana Brava apresenta águas transparentes. Mesmo considerando o período de chuvas, o mês de dezembro de 2005 apresentou valores de turbidez inferiores ao limite preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005 (100 NTU). Pode-se observar que os maiores valores, mensurados na superfície da coluna da água, foram obtidos em alguns tributários, tais como o rio Bonito (ponto 22) e o córrego Varjão (25 NTU e 8,4 NTU, respectivamente). De maneira geral, o menor valor (0,6 NTU) foi mensurado na superfície do ponto 21, enquanto que o maior valor (25 NTU) foi obtido no rio Bonito (ponto 22) (Figura 2).

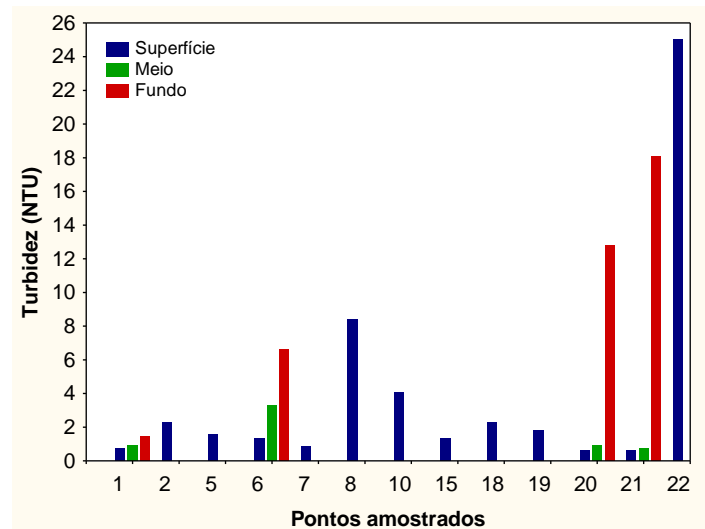


Figura 2. Valores de turbidez.

Os valores médios de oxigênio dissolvido para as águas do reservatório foram 7,24; 5,27 e 2,78 mg/l na superfície, meio e fundo, respectivamente. A maior concentração de oxigênio dissolvido (8,32 mg/l) foi obtida na superfície do ponto 5 (rio São Félix), enquanto que a menor concentração (0,58 mg/l) foi obtida no fundo do ponto 21 (23 metros) (Figura 3). De maneira geral, as concentrações mensuradas na superfície da coluna da água foram superiores ao limite preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 2 (5,0 mg/l). No entanto, as maiores profundidades apresentaram um decréscimo acentuado nos valores de oxigênio, principalmente nos pontos 20 e 21, locais com maior profundidade e mais próximos à barragem. O meio do ponto 1 (3 metros) e ponto 6 (8 metros) também apresentaram concentrações de oxigênio abaixo de 5,0 mg/l.

De fato, ao longo de todo o período de monitoramento limnológico, os meses de dezembro (verão) apresentam concentrações extremamente baixas de oxigênio dissolvido nas maiores profundidades do lago do reservatório.

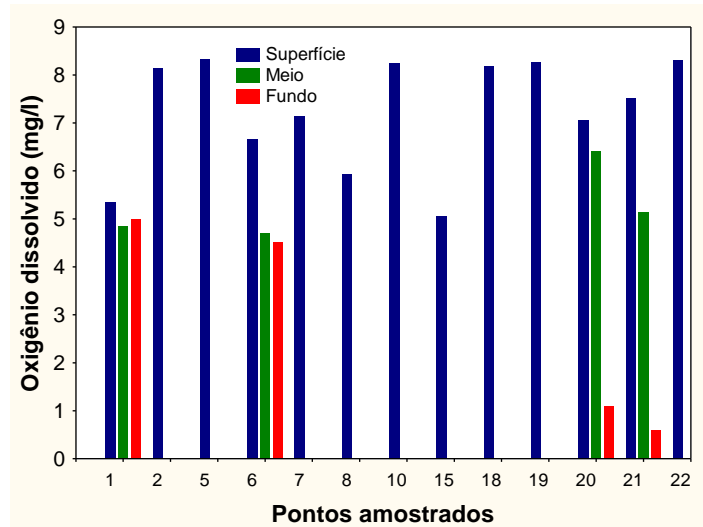


Figura 3. Concentração de oxigênio dissolvido.

Em média, a porcentagem de saturação de oxigênio foi igual a 93,8% na superfície, 66,4% no meio e 37,8% no fundo dos pontos amostrados. A menor porcentagem (7,3%) foi mensurada no fundo do ponto 21, enquanto que a maior porcentagem de oxigênio (109,5%) foi obtida na superfície do ponto 18 (parte interna da praia de Minaçu) (Figura 4). A porcentagem de saturação de oxigênio apresentou o mesmo padrão de variação da concentração de oxigênio dissolvido, ou seja, valores extremamente baixos nas maiores profundidades.

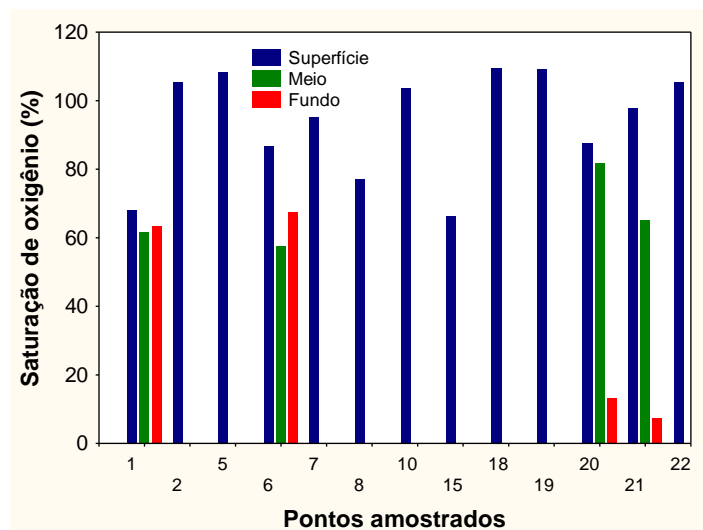


Figura 4. Porcentagem de saturação de oxigênio.

Os valores médios de pH foram 7,58; 7,38 e 7,42, na superfície, meio e fundo, respectivamente. O maior valor (8,24) foi obtido na superfície do ponto 15, jusante da barragem, e o menor valor (6,96) foi obtido na superfície do ponto 1 (Figura 5). De maneira geral, todos os locais monitorados apresentaram valores de pH menores do que o estabelecido pela resolução CONAMA para águas de classe 2 (pH entre 6,0 e 9,0).

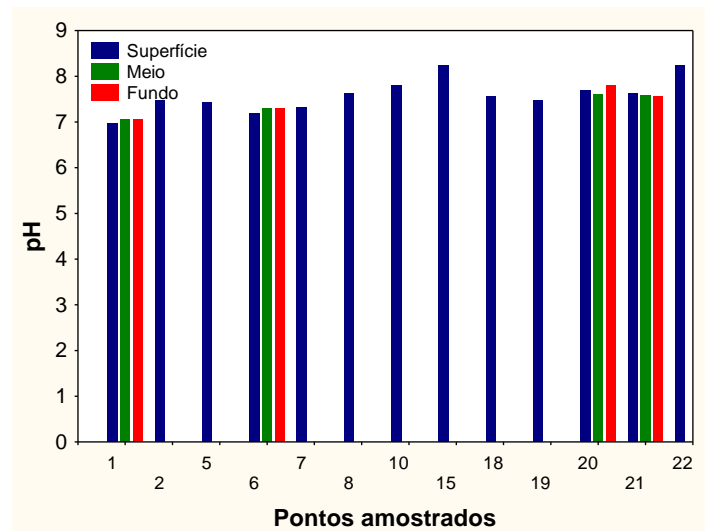


Figura 5. Valores de pH.

O menor valor de condutividade elétrica ($17 \mu\text{S}/\text{cm}$) foi mensurado no ponto 2 (rio Preto) enquanto que o maior valor ($174,6 \mu\text{S}/\text{cm}$) foi obtido no ponto 8 (córrego Varjão) (Figura 6). De maneira geral, desde o início do monitoramento limnológico no reservatório da UHE Cana Brava, os menores valores de condutividade elétrica tem sido obtidos no rio Preto.

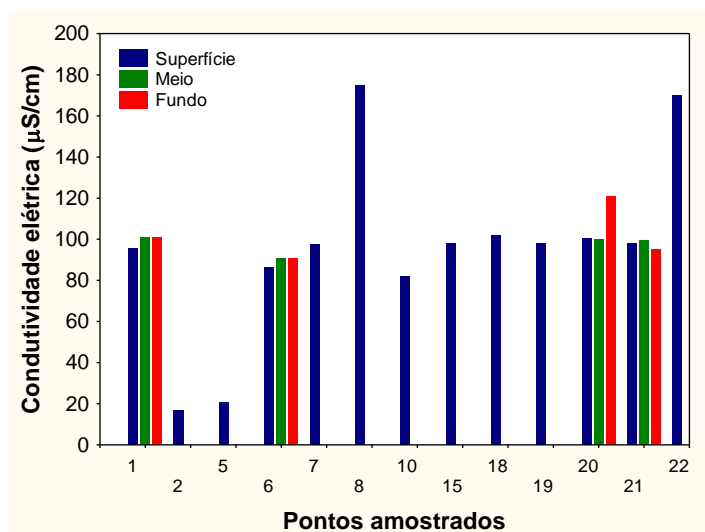


Figura 6. Valores de condutividade elétrica.

Em média, os valores de alcalinidade variaram entre 4,4 mg/l (ponto 5) e 57,2 mg/l (ponto 8) (Figura 7). De maneira geral, os valores de alcalinidade não apresentam diferença significativa entre os meses monitorados, ou seja, os padrões de variação são muito similares. Pode-se afirmar que os maiores valores de alcalinidade têm sido mensurados em alguns tributários, tais como rio Bonito (ponto 22), rio do Carmo (ponto 10) e córrego Varjão (ponto 8), enquanto que os menores valores tem sido obtidos no rio São Félix (ponto 5).

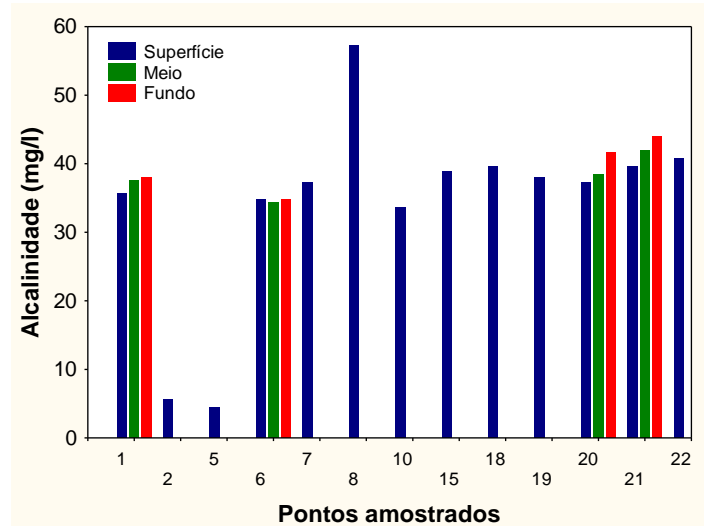


Figura 7. Valores de alcalinidade.

Em dezembro de 2005, a menor concentração de cloreto (0,4 mg/l) foi mensurada na superfície do ponto 1, 6, 7 e 19, meio do ponto 6 e 21; e fundo dos pontos 20 e 21. A maior concentração (2,4 mg/l) foi obtida na superfície do ponto 8 e meio do ponto 1 (Figura 8). A análise das concentrações de cloretos sugere que dificilmente o limite máximo de 250 mg/l, preconizado pela resolução CONAMA n^o 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 e ponto 8, no córrego Varjão). Resultados semelhantes foram encontrados nos demais meses de monitoramento (ver relatórios anteriores).

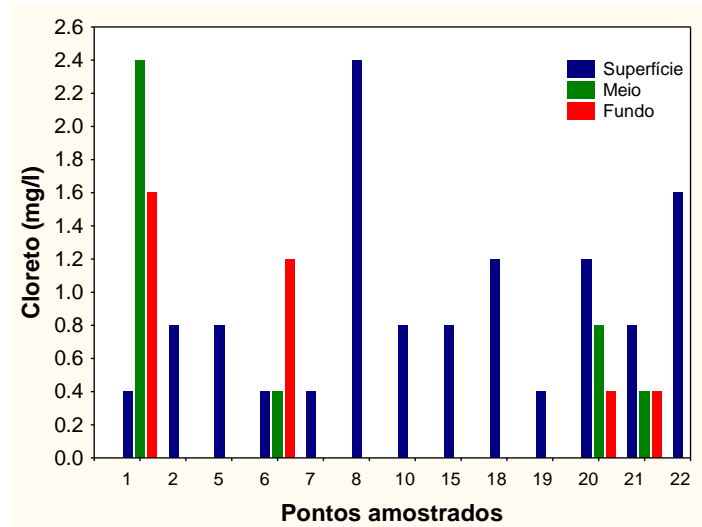


Figura 8. Concentração de cloreto.

Em média, as concentrações de sulfato foram de 2,61 mg/l na superfície, 0,75 mg/l no meio e 4,5 mg/l no fundo. A maior concentração (9,0 mg/l) foi mensurada no córrego Varjão (ponto 8) (Figura 9). Todos os locais apresentaram concentrações de sulfato inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 de março de 2005, para águas de classe 2 (250 mg/l). A concentração de sulfeto variou entre valores abaixo do limite de detecção do método e 0,021 mg/l (ponto 2 – rio Preto). A maior parte dos locais amostrados apresentaram concentração de sulfeto acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA (0,002 mg/l), com exceção apenas da superfície e meio do ponto 1, ponto 6, ponto 15, 19, superfície e meio do ponto 20, e meio do ponto 21 (Figura 10).

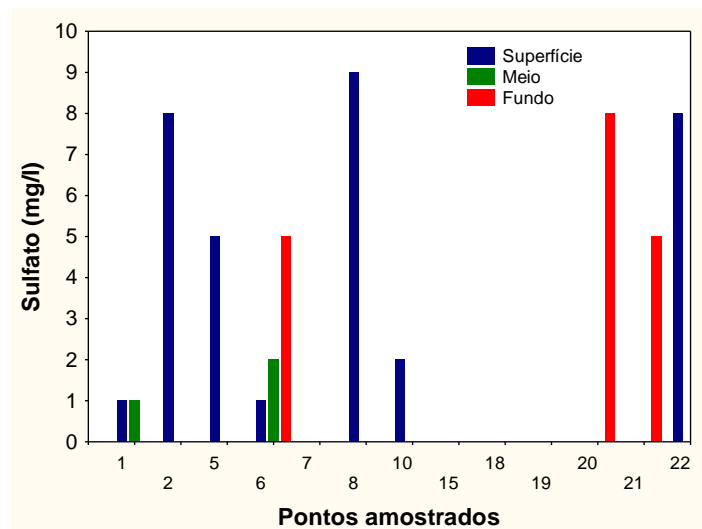


Figura 9. Concentração de sulfato.

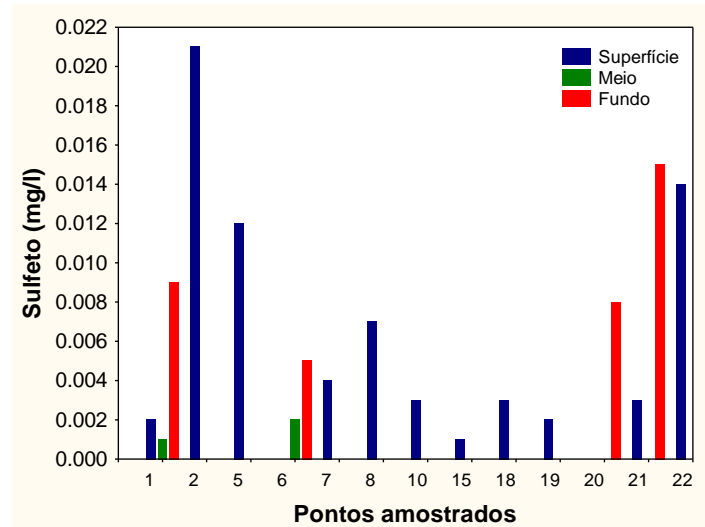


Figura 10. Concentração de sulfeto.

A concentração média de ferro total nas águas do reservatório foi de 0,28; 0,17 e 1,5 mg/l na superfície, meio e fundo, respectivamente. O maior valor (3,25 mg/l) foi obtido no fundo do ponto 20, enquanto que o menor valor (0,05 mg/l) foi mensurado na superfície do ponto 29 (Figura 11). Altas concentrações de ferro no hipolimnion (região profunda) do lago são esperadas tendo em vista as baixas concentrações de oxigênio dissolvido nesses ambientes. Assim, em condições anóxicas ou hipóxicas, o íon ferro encontra-se na forma reduzida (Fe^{2+}), o que o torna solúvel no ambiente aquático, juntamente com o fósforo.

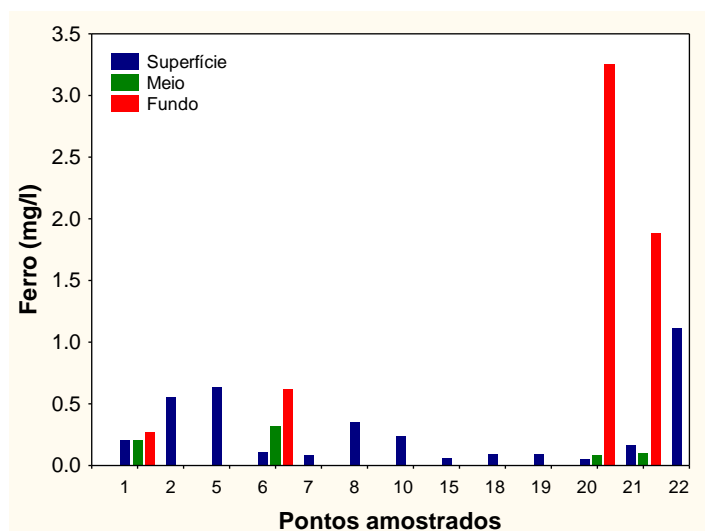
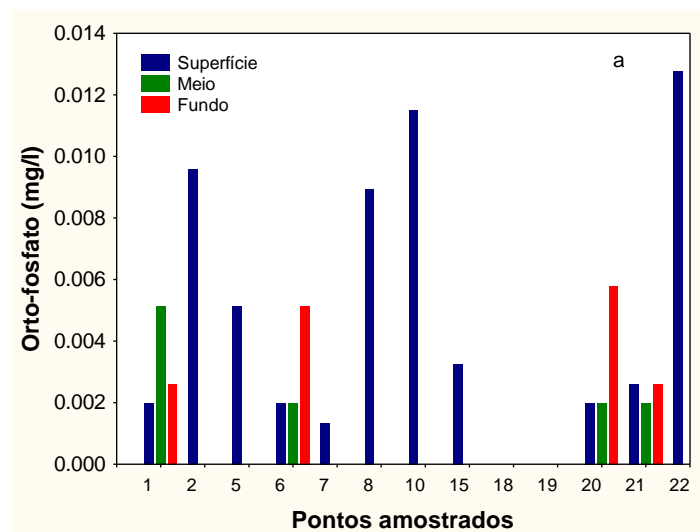


Figura 11. Concentração de ferro total.

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. Em dezembro de 2005 as concentrações de orto-fosfato variaram entre concentrações abaixo do limite de detecção do método (pontos 18 e 19 – praia de minaçu) 0,013 mg/l (ponto 22 – rio Bonito) (Figura 12a).

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 (0,004 mg/l) foi obtida na superfície do ponto 1, enquanto que a maior concentração (0,041 mg/l) foi mensurada no ponto 22 (rio Bonito) (Figura 12b). De maneira geral, em dezembro de 2005, todos os locais amostrados apresentaram concentrações de fósforo total inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (0,050 mg/l).



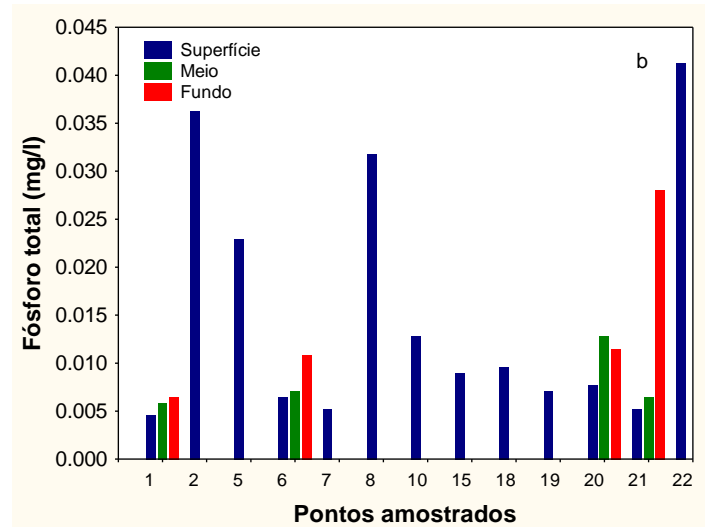


Figura 12. Concentração de orto-fosfato (a) e fósforo total (b).

Em média, as concentrações de nitrato foram iguais a 0,18; 0,1 e 0,32 mg/l na superfície, meio e fundo, respectivamente. A maior concentração (0,6 mg/l) foi obtida no fundo do ponto 20 (43 metros) (Figura 13). Todos os locais amostrados apresentaram concentrações de nitrato inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA para águas de classe 2 (10 mg/l).

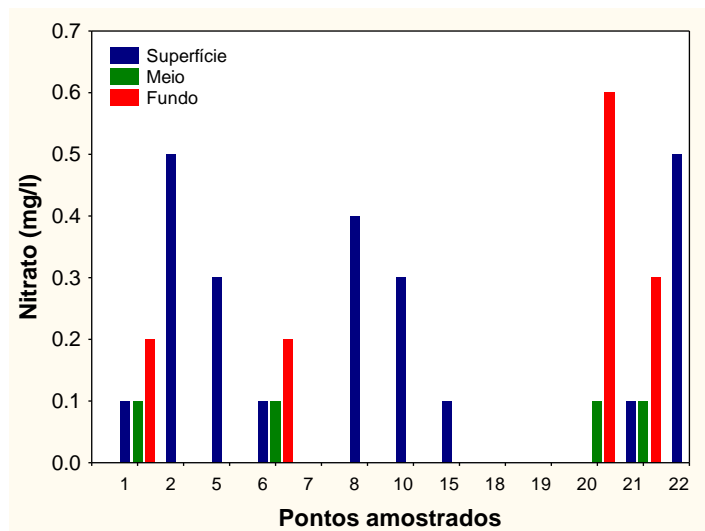


Figura 13. Concentração de nitrato.

A concentração média de nitrito foi igual a 0,010 mg/l na superfície, 0,005 mg/l no meio e 0,008 mg/l no fundo dos locais amostrados. A maior concentração (0,047 mg/l) foi mensurada no fundo do ponto 22 (rio Bonito) (Figura 14). Todos os locais e profundidades amostradas apresentaram

concentrações de nitrito inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA (1,0 mg/l).

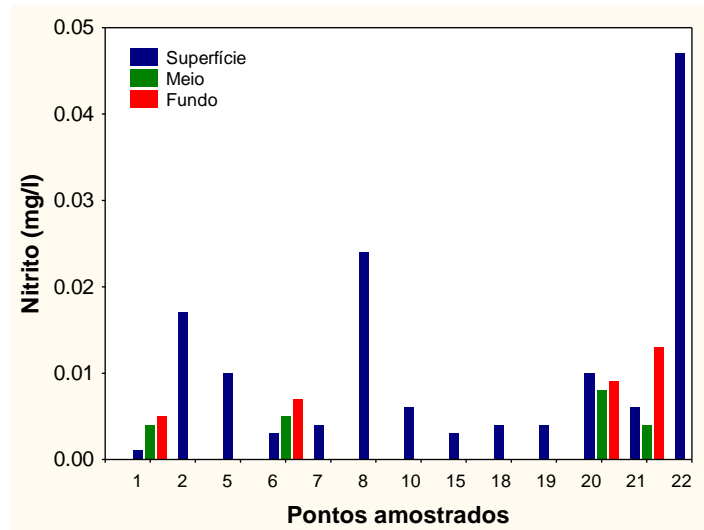


Figura 14. Concentração de nitrito.

As concentrações de nitrogênio amoniacal variaram entre concentrações abaixo do limite de detecção do método e 0,65 mg/l (fundo do ponto 20) (Figura 15). 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 $\text{pH} \leq 7,5$; e 2,0 mg/l para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$).

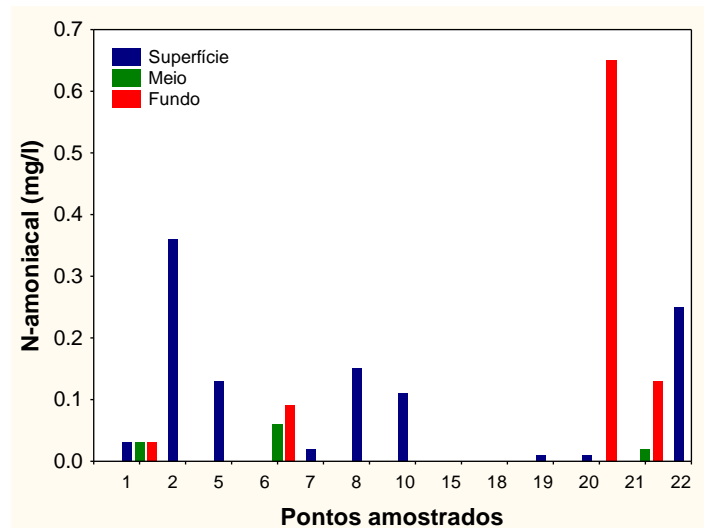


Figura 15. Concentração de nitrogênio amoniacal.

A demanda bioquímica de oxigênio avalia a quantidade de oxigênio dissolvido consumido pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica. Em dezembro de 2005, os valores de DBO_5 foram inferiores ao limite preconizado pela Resolução nº 357 de março de 2005 (5,0 mg/l). O menor valor de DBO_5 (1,1 mg/l) foi mensurado no ponto 18 (praia de Minaçu – parte interna), enquanto que o maior valor (4,2 mg/l) foi obtido no ponto 22 (Figura 16).

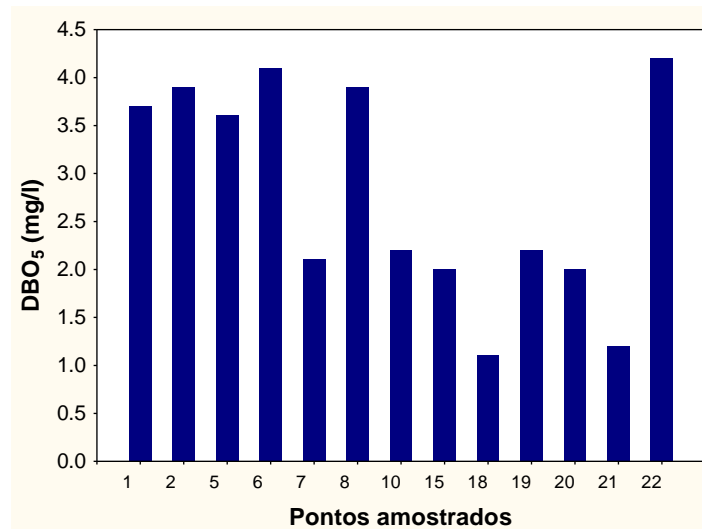


Figura 16. Valores de DBO_5 .

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 17). De maneira geral, ao longo dos meses monitorados, observou-se a existência de estratificação térmica durante o verão, resultando em um hipolímnio anóxico (baixas concentrações de oxigênio).

Em dezembro de 2005, a camada superficial e de fundo apresentaram diferenças de temperatura de aproximadamente $1,3^{\circ}\text{C}$, superior a encontrada em julho de 2005 ($0,3^{\circ}\text{C}$) e julho de 2004 ($0,7^{\circ}\text{C}$), no entanto inferior ao valor encontrado em dezembro de 2004 ($4,5^{\circ}\text{C}$) e abril de 2005 ($4,0^{\circ}\text{C}$).

Com relação às concentrações de oxigênio dissolvido e a porcentagem de saturação de oxigênio. A concentração de oxigênio dissolvido apresentou uma diferença de 7,08 mg/l (ou 91,7% de saturação), entre a maior e menor concentração, diferença esta similar às mensuradas em dezembro de 2004 (7,0 mg/l) e superior à obtida em setembro de 2005 (1,6 mg/l ou 20% de saturação). Desta maneira, assim como observado nos demais meses de verão, principalmente nos meses de dezembro, observou-se baixas concentrações de oxigênio a partir de 12 metros de profundidade, chegando a condições anóxicas no fundo do lago.

Assim como destacado em relatórios anteriores, 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 epilímnio (correspondendo à zona eufótica) não atinge o hipolímnio (Esteves, 1998). Tais condições podem ser desfavoráveis para os organismos aquáticos, tendo em vista a formação de gás sulfídrico, e a possibilidade de morte de peixes na região. A situação pode também se tornar crítica à jusante, caso a água proveniente das turbinas corresponda em grande parte àquela que se encontrava acumulada no hipolímnio e não seja diluída pela água do vertedouro (Esteves, 1998).

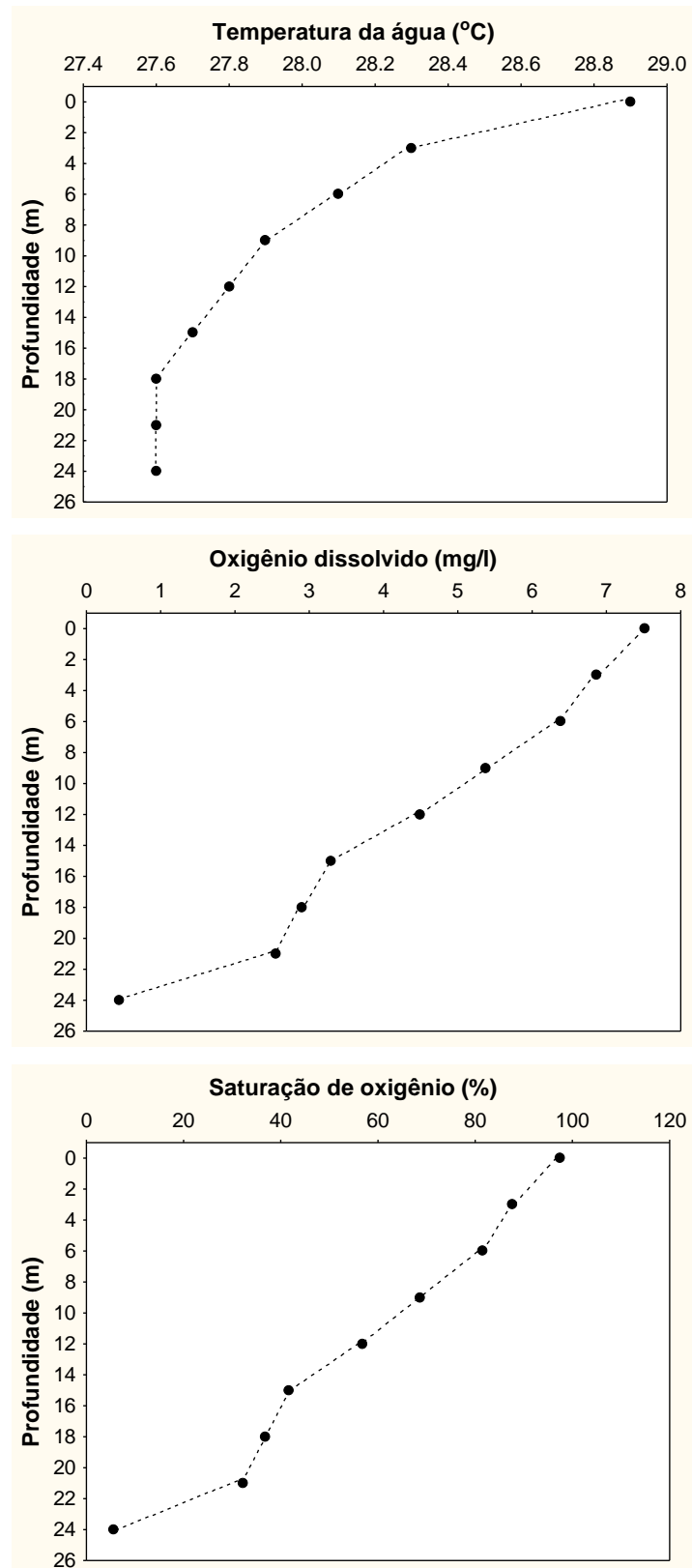


Figura 17. Gradientes de temperatura e oxigênio obtidos no ponto 21, em dezembro de 2005.

3.2. Parâmetros Bacteriológicos

A maior concentração de coliformes totais nas águas do reservatório (2400 NMP/100ml) foi encontrada no ponto 10, e a menor concentração (Valor Ausente) foi encontrada nos pontos 7, 18, 19, 20 e 21 (Tabela 3). Em relação à concentração de coliformes fecais, o maior valor também foi encontrado no ponto 10 (2400 NMP/100ml), enquanto que a menor concentração foi encontrada nos pontos 6, 7, 18, 19, 20 e 21 (Valores Ausentes).

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

Pontos	Coliformes totais (NMP/100ml)	Coliformes fecais (NMP/100ml)
1	11	9
2	90	20
5	410	110
6	7	Ausente
7	Ausente	Ausente
8	1100	1100
10	2400	2400
15	430	90
18	Ausente	Ausente
19	Ausente	Ausente
20	Ausente	Ausente
21	Ausente	Ausente
22	1100	1100

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.

- As concentrações de oxigênio dissolvido foram inferiores a 5,0 mg/l nas maiores profundidades do ponto 1, maiores profundidades do ponto 6, fundo do ponto 20 e fundo do ponto 21.
- As concentrações de sulfeto foram superiores a 0,002 mg/l no fundo do ponto 1, ponto 2, 5, fundo do ponto 6, pontos 7, 8, 10, 18, fundo do ponto 20, superfície e fundo do ponto 21 e ponto 22.
- Abundância de coliformes fecais (termotolerantes) maior do que o limite preconizado pela Resolução CONAMA (1000 NMP/100ml) nos pontos 8 (córrego Varjão), 10 (rio do Carmo) e 22 (rio Bonito).

De maneira geral, os pontos monitorados em dezembro de 2005 foram similares entre si. Pode-se destacar as maiores concentrações de nutrientes nos tributários, principalmente no córrego Varjão (ponto 8) e rio Bonito (ponto 22). Tais locais também se destacaram pelas altas densidades de coliformes fecais. Além disso, destaca-se as baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas maiores profundidades do reservatório, em específico, a partir de 12 metros de profundidade. As altas concentrações de ferro no hipolímnio do lago também refletem as baixas concentrações desse gás. A influência dessas condições anóxicas sob os organismos aquáticos, em especial os peixes, merece especial atenção no monitoramento limnológico da UHE Cana Brava.

5. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

5.1. Fitoplâncton

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

Ponto 2: rio Preto. Ambiente lótico;

Ponto 7: jusante do rio Bonito; reservatório;

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

Ponto 21: Próximo à barragem;

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

Composição

Através da análise das amostras da comunidade fitoplanctônica coletadas no reservatório Cana Brava no mês de dezembro de 2005, foram inventariados 71 táxons, distribuídos entre os grupos Chlorophyceae (30), Cyanobacteria (14), Bacillariophyceae (11), Euglenophyceae (6), Zygnemaphyceae (4), Cryptophyceae (4), Chrysophyceae (1) e Dinophyceae (1). Chlorophyceae foi o grupo mais especioso com 42% dos táxons (Tabela 4). Cyanobacteria, Bacillariophyceae e Euglenophyceae também mostraram importante contribuição para a flora algal do reservatório de Cana Brava. Estes grupos tem sido registrados como os mais freqüentes e ou abundantes em reservatórios tropicais (Rodrigues *et al.*, 2005).

Riqueza e abundância fitoplanctônica

Quanto a riqueza fitoplanctônica (número de táxons por amostra), foram registrados altos valores na maioria dos pontos (Figura 18, Tabela 4), sendo, no entanto inferiores aos registrados no mês de julho de 2005, provavelmente em função da maior incidência de chuvas nos meses de dezembro. Os valores de riqueza variaram de 2 (ponto 10) a 40 (ponto 21). Os maiores valores foram registrados nos pontos localizados no corpo do reservatório, ponto 7 (32) e ponto 21 (40 táxons). Os menores valores ocorreram nos pontos localizados

nos ambientes com características lólicas, pontos 10 (2) e 2 (15). Este padrão espacial tem se mantido no decorrer deste monitoramento.

Quanto a contribuição dos grupos fitoplanctônicos a riqueza total, Chlorophyceae teve maior destaque, especialmente nos pontos 7 e 21, seguida das cianobactérias. Dentre as clorofíceas *Monoraphidium* foi o principal táxon e dentre as cianobactérias destacou-se *Aphanocapsa* como o gênero mais especioso (Tabela 4).

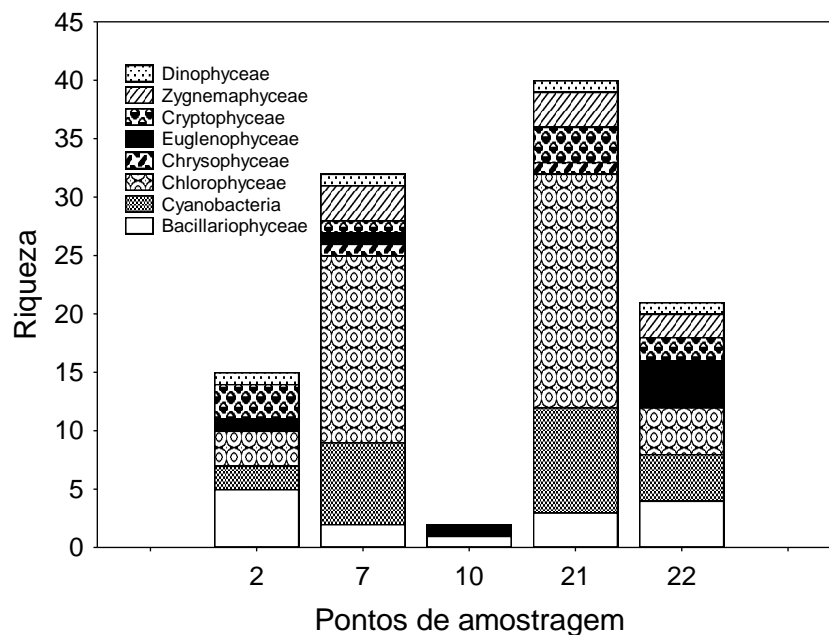


Figura 18. Riqueza de espécies fitoplanctônicas nos pontos monitorados no reservatório Cana Brava (GO), no mês de dezembro de 2005.

Seguindo o padrão registrado nos meses anteriores no reservatório de Cana Brava, foram registrados altos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica, principalmente nos pontos localizados no corpo do reservatório (Figura 19, Tabela 4).

Ocorreu uma diminuição dos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica no mês de dezembro em relação ao mês de julho, o que pode ser a maior concentração de chuvas no mês de dezembro, assim como observado para a riqueza. Geralmente, no período chuvoso observa-se maior aporte de material alóctone para o reservatório, e embora aumente a concentração de nutrientes no mesmo, diminui a transparência da água, o que limita o desenvolvimento fitoplanctônico.

Os maiores valores de densidade e biovolume ocorreram nos pontos 21 (1843 ind.mL⁻¹ e 3,9 mm³.L⁻¹) e 7 (659 ind.mL⁻¹ e 0,67 mm³.L⁻¹), em função destes apresentarem hidrodinâmica mais favorável ao desenvolvimento do fitoplâncton. Os menores valores ocorreram nos pontos 2, 10 e 22, localizados respectivamente no rio Preto, rio do Carmo e rio Bonito, provavelmente decorrentes da maior velocidade de corrente que estes ambientes apresentam.

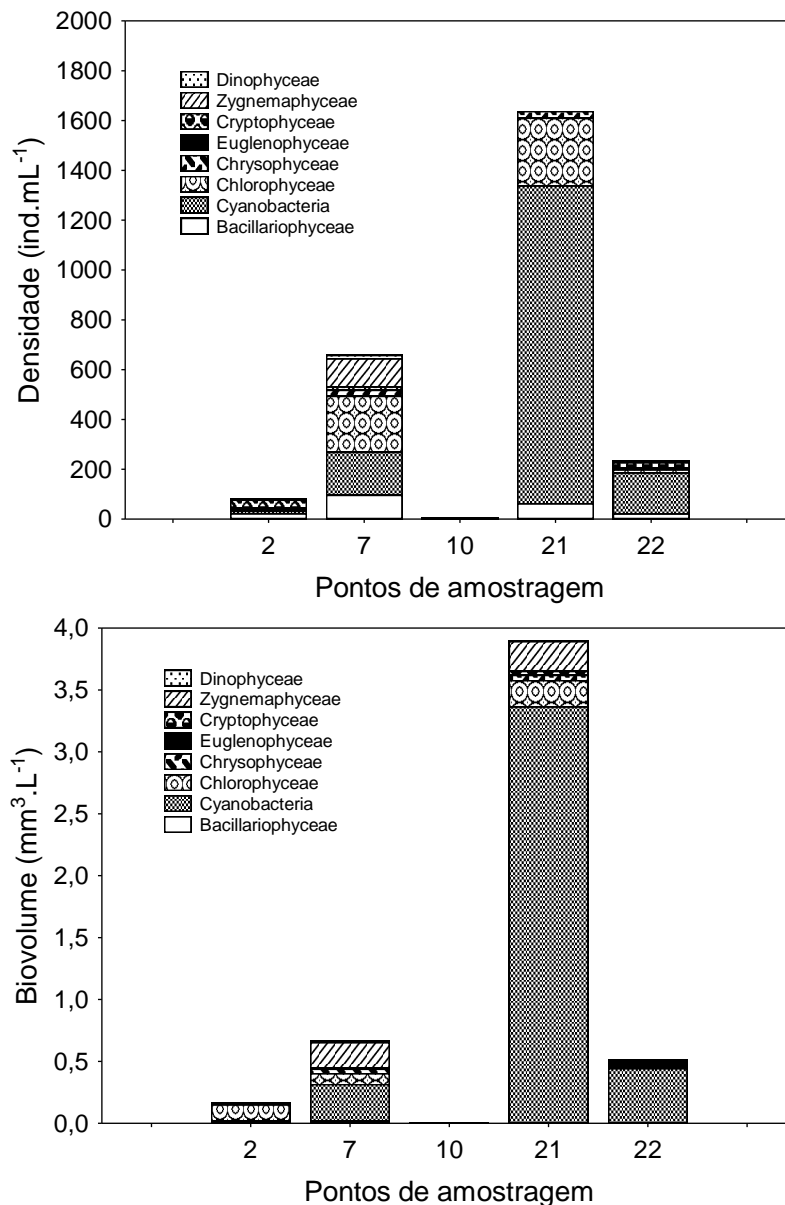


Figura 19. Densidade e biovolume dos grupos fitoplanctônicos nos pontos monitorados no reservatório Cana Brava (GO), em dezembro de 2005.

Como discutido em relatórios anteriores, os altos valores de densidade observados no ponto 21 (região próximo a barragem) sugerem o predomínio de processos de retenção no reservatório de Cana Brava, de forma que as informações produzidas nos pontos localizados a jusante (nutrientes e inóculos de algas), se acumulam na região lacustre do mesmo.

Elevados valores de densidade e biomassa fitoplanctônica são geralmente observados em ambientes eutrofizados, como registrado para diversos reservatórios brasileiros (Huszar, *et al.* 2000; Marinho *et al.*, 2005); Rodrigues *et al.*, 2005).

Dentre os ambientes lóticos amostrados, destacou-se o tributário rio Bonito (ponto 22), que como ressaltado no relatório anterior apresentou baixos valores de densidade, mas 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. Confirmando esta expectativa, registrou-se no mês de dezembro de 2005, alta contribuição de cianobactérias neste rio, as quais constituíram 70% e 85%, respectivamente, do total de densidade e biomassa fitoplanctônica registrado. *Aphanizomenon gracile* foi a principal cianobactéria responsável por estes valores, a qual ocorreu exclusivamente neste rio. *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica* também contribuíram para a abundância fitoplanctônica no rio Bonito.

Aphanizomenon gracile, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica* constituem espécies filamentosas e potencialmente tóxicas, com alta afinidade por fósforo. Observou-se heterocitos em todos os filamentos de *Aphanizomenon gracile*. Considerando que a produção destas células diferenciadas requer um alto gasto energético, as mesmas só são produzidas em condições de escassez de nitrogênio.

As cianobactérias também foram as principais responsáveis pelos maiores valores de densidade e biomassa no ponto 21, sendo representadas pelas coloniais *Lemmermanniella pallida*, *L. parva* e pela filamentosas *Planktolyngbya limnetica* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

No ponto 7 ocorreu maior contribuição dos grupos taxonômicos Chlorophyceae e Cyanobacteria (Figura 19, Tabela 4). As clorofíceas foram

representadas principalmente por táxons unicelulares e nanoplanctônicos, de pequeno volume celular, como *Monoraphidium* spp. e *Ankistrodesmus* spp., que ocorreram principalmente nos pontos 7 e 21 (Tabela 4). Estes táxons são comuns em ambientes eutrofizados, sendo sensíveis a deficiência de nutrientes e à herbivoria (Reynolds, *et al.*, 2002). *Cylindrospermopsis raciborskii* foi o principal táxon no ponto 7.

Ressalta-se que as cianobactérias registradas neste estudo são potencialmente tóxicas e amplamente reconhecidas como típicas e abundantes em ambientes hipereutróficos (Codd, 2000; Scheffer *et al.*, 1997; Padisák e Reynolds, 1998; Stoyneva, 2003). Como já destacado nos relatórios anteriores, a recente formação deste reservatório aliada ao aporte de nutrientes, por decomposição da vegetação inundada, além fontes pontuais de nutrientes favorecem o desenvolvimento das florações de cianobactérias. No Brasil, as florações de cianobactérias vêm aumentando em intensidade e frequência, sendo possível visualizar um cenário de dominância desses organismos em muitos reservatórios brasileiros (Huszar, *et al.* 2000; Marinho *et al.*, 2005).

Cylindrospermopsis raciborskii, cianobactéria heterocitada presente no sistema estudado desde o início do monitoramento, vem sendo amplamente estudada no Brasil desde 1998 (Marinho *et al.*, 2005) quando aumentaram os registros de florações desta alga, sobretudo em reservatórios. O sucesso de *C. raciborskii* tem sido diretamente relacionado a vários fatores, dentre eles sua capacidade de flutuação com regulação na coluna de água, tolerância a baixas intensidades luminosas, alta afinidade com fósforo e amônia, capacidade de fixação do N₂ atmosférico e resistência a herbivoria, além da alta capacidade de dispersão e sobrevivência em condições oligo-halinas ou mesmo em rios de baixo fluxo (Padisák, 1997; Sheffer *et al.*, 1997). De acordo com Marinho e colaboradores esta espécie pode ser considerada oportunista em relação ao fósforo, devido a alta afinidade que apresenta por este nutriente.

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

Táxons	Pontos				
	2	7	10	21	22
BACILLARIOPHYCEAE					
<i>Achnanthes minutissima</i> Kutz.				3	
Cocconeis sp.	3				
<i>Cyclotella stelligera</i> (Cl. & Grun.) Van Heurck		94		57	2
<i>Fragilaria capuccina</i> Desm.				3	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.					2
<i>Gomphonema</i> sp.	3				
<i>Gyrosigma</i> sp.	3				
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	11		3		7
<i>Pinnularia</i> sp.	3				
<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehr.		3			
Penales não identificada					11
Total de Cyanobacteria	23	97	3	63	22
CYANOBACTERIA					
<i>Aphanizomenon gracile</i> (Lemm.) Lemm.					133
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G. S. West				3	
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemm.) Gronb. & Kom.		41			
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Strom				3	
<i>Aphanocapsa</i> sp.		7			
<i>Chroococcus</i> sp.		7			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. & Sub. Rajú		94		84	13
<i>Geitlerinema</i> sp.	5			5	
<i>Konvophoron</i> sp.				5	
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemm.) Geit.		3		439	
<i>Lemmermanniella parva</i> Hind.		14		497	
<i>Merismopedia glauca</i> Bréb.					4
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.				3	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. & Cronb.	5	7		237	15
Total de Cyanobacteria	10	173	0	1276	165
CHLOROPHYCEAE					
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Cor.) Ralfs				3	
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Cor.		3		10	
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turn.) Lem.		21		10	
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.				3	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) W. e G.S. West		3		47	
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.				3	
<i>Crucigeniella</i> sp.		7			
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew.		7			
<i>Eutetramorus fotti</i> (Hind.) Kom. sensu Kom.	3			10	
<i>Fusola viridis</i> Snow		34		14	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.		3			
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. - Legn		14			2
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.				7	
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.		34		24	
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.				7	
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. e G.S. West) Kom.- Legn.		3		17	
<i>Neochloris</i> sp.		28		20	4
<i>Oocystis solitaria</i> Wittr.				14	
<i>Oocystis tainoensis</i> Kom.				22	
<i>Pediastrum duplex</i> Mey.	3				
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs		10		37	2
<i>Rombocystis complanata</i> Kom.		7			
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehr.) Chod.				7	
<i>Scenedesmus linearis</i> Kom.				7	
<i>Scenedesmus</i> sp.					4
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	3			7	
<i>Tetraedron caudatum</i> (Cor.) Hansg.		10			
<i>Tetraedron minimum</i> (A Braun) Hansg.		3			
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.				3	
Chlorococcales não identificada		38			
Total de Chlorophyceae	9	225	0	272	12

CHRYSOPHYCEAE					
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.		24		27	
Total de Chrysophyceae	0	24	0	27	0
EUGLENOPHYCEAE					
<i>Phacus tortus</i>					2
<i>Phacus</i> sp.		3			
<i>Strombomonas</i> sp.					2
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>armata</i> (Ehr.) Stein					2
<i>Trachelomonas sculpta</i> Bal.	3				
<i>Trachelomonas</i> sp.			3		2
Total de Euglenophyceae	3	3	3	0	8
CRYPTOPHYCEAE					
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	11			27	
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr. Emend. Pen.					1
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	3	10		122	20
<i>Cryptomonas</i> sp.	19			7	
Total de Cryptophyceae	33	10	0	156	21
ZYGNEMAPHYCEAE					
<i>Cosmarium regnesi</i> Reins.		83		3	2
<i>Cosmarium</i> sp.		3			
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs		27		16	2
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs var. <i>excavatum</i>				27	
Total de Zygnemaphyceae	0	113	0	46	4
DINOPHYCEAE					
<i>Peridinium</i> sp.	3	14		3	4
Total de Dinophyceae	3	14	0	3	4
Total Fitoplâncton	81	659	6	1843	236

5.2. Zooplâncton

As amostras de zooplâncton também foram obtidas em 5 pontos de coleta (os mesmos pontos de coleta do fitoplâncton e zoobentos):

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, riqueza de espécies e abundância

Nas amostras de zooplâncton, coletadas em dezembro de 2005, na área de influência do Reservatório de Cana Brava, foi registrado um total de 77 táxons. Este valor foi muito superior ao observado em julho de 2005, quando foram identificados apenas 47 táxons. Esse incremento deveu-se principalmente ao marcante incremento na riqueza de protozoários testáceos e

rotíferos. Neste sentido, em dezembro de 2005, destacaram-se os protozoários testáceos com 34 espécies, seguidos por rotíferos, com 27 espécies, cladóceros com 11 espécies, e copépodos, com 5 espécies (Tabela 5). Como discutido em relatório anterior, os rotíferos constituem, freqüentemente, o grupo zooplanctônico 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 relacionada 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 rotíferos (Matsumura-Tundisi, 1999). Por outro lado, a grande ocorrência de protozoários testáceos, na área de monitoramento, do reservatório de Cana Brava, está possivelmente relacionado ao delineamento amostral que inclui um número representativo de estações com características lóticicas. Em tais áreas, a elevada velocidade de corrente propicia, por um lado, uma maior contribuição de espécies ticoplanctônicas, como testáceos e a maioria das espécies de rotíferos, que são arrastados do sedimento e vegetação para a coluna de água; por outro, impossibilita o desenvolvimento de espécies verdadeiramente planctônicas, considerando que o arraste destes organismos rio abaixo é maior que sua taxa reprodutiva. O predomínio de testáceos, observado em dezembro, sugere um aumento considerável na velocidade de corrente nos ambientes lóticicos, neste período.

Considerando essas condições lóticicas em diversos pontos de amostragem, registrou-se a ocorrência de outros grupos não planctônicos nas amostras, não analisados aqui como constituintes do zooplâncton. Assim como em julho, destacaram-se entre eles ostrácodes, oligoquetos, hidracarinos e larvas de inseto. No entanto, tendo em vista as preocupações com espécies invasoras de moluscos como *Corbicula fluminea* e *Limnoperna fortunei*, ressalta-se que não foi observado, este mês, a ocorrência de juvenis de bivalvia como havia sido em amostragens anteriores.

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

GRUPO	FAMÍLIA	ESPÉCIES/ PONTOS DE AMOSTRAGEM	Ponto 2	ponto 7	ponto 10	Ponto 21	Ponto 22	
Testacea	Arcellidae	<i>Arcella conica</i>	40		40		30	
		<i>A. costata</i>	1		20			
		<i>A. crenulata</i>	1					
		<i>A. dentata</i>					15	
		<i>A. discoides</i>	120		20		60	
		<i>A. gibbosa</i>	1		60			
		<i>A. mitrata spectabilis</i>	20					
		<i>A. megastoma</i>	2				1	
		<i>A. vulgares</i>	60		240		30	
		Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	520		100		540
			<i>C. cassis</i>	40				
			<i>C. constricta</i>	80		20		30
			<i>C. discoides</i>	20				15
			<i>C. ecornis</i>	100		20		60
	<i>C. platystoma</i>		1				15	
	<i>C. spinosa</i>		40					
	Trigonopyxidae		<i>Cyclopyxis impressa</i>					1
		<i>C. kahli</i>	40				15	
		<i>Cyclopyxis sp</i>	1					
	Diffugiidae	<i>Trigonopyxis arcuata</i>			1			
		<i>Cucurbitella sp.</i>	1					
		<i>Diffugia acuminata</i>	40					
		<i>D. cf. acutissima</i>	1					
		<i>D. corona</i>	1				15	
		<i>D. gramen</i>	40		100		15	
		<i>D. lobostoma</i>	20					
		<i>D. oblonga</i>	1					
<i>Diffugia sp.</i>		20				15		
<i>Pontigulasia compressa</i>						15		
Lesquereusidae	<i>Lesquereusia spiralis</i>	1				1		
	<i>L. modesta</i>	3						
Plagyopyxidae	<i>Plagyopyxis sp.</i>	120		80				
Hyalosphaenidae	<i>Nebela sp.</i>	60				1		
Euglyphidae	<i>E. acantophora</i>	20						
Rotifera	Brachionidae	<i>Brachionus caudatus</i>	40					
		<i>B. falcatus</i>	20	200	40		15	
		<i>B. dolabratus</i>	120	40			15	
		<i>Keratella americana</i>		80		80		
		<i>K. cochlearis</i>		680	20	40	1	
		<i>K. lenzi</i>		880	20	80		
		<i>K. tropica</i>		1				
		<i>Plationus patulus patulus</i>	20	1160		40	135	
		<i>Platyas quadricornis Brevispinus</i>	20		20			
		Colurellidae	<i>Lepadella ovalis</i>	1				
			<i>Conochilus coenobasis</i>				5	
		Epiphanidae	<i>Epiphanis sp.</i>					60
		Euclhanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	20				
	Floscularidae	<i>Pitigura sp.</i>		480	40	280		
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	40		40		30	
		<i>L. cornuta</i>			20			
		<i>L. curvicornis</i>			1			
		<i>L. leontina</i>	20					
		<i>L. papuana</i>	1				1	
	Notomatidae	<i>Notomata cf. copeus</i>	1		1		105	
	Philodinidae	<i>Bdeloidea</i>	160	960	240	240	165	
	Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	20					
	Trichocercidae	<i>Trichocerca cilindrica</i>				1	30	
		<i>T. cf. similis</i>			160			
	Trichotridae	<i>Trichotria tetractis</i>	20					
	Trochosphaeridae	<i>Trochosphaera sp</i>				1		

		Rotífero sp.	20				
Cladocera	Chydoridae	<i>Alona</i> sp.		1			
		<i>Chydorus eurynotus</i>			1		
	Bosminidae	<i>Disparalona dadayi</i>		1			
		<i>Bosmina hagmanni</i>	2120	240	2280	120	
		<i>B. tubicens</i>			40		
		<i>Bosminopsism deitersi</i>	1360	2			
	Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	3880	60	680	45	
		<i>Simocephalus</i> sp			1		
	Moinidae	<i>Moina minuta</i>	3	160	1	1	
	Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i>		1920	20	1080	30
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>		1				
Copepoda	Cyclopidae	<i>Mesocyclops meridianus</i>		40			
		<i>Metacyclops</i> cf. <i>mendocinus</i>		40			
		<i>Thermocyclops minutus</i>		2960	80	760	210
		náuplio de cyclopoida	220	20240	380	22040	2565
	Diaptomidae	Copepoditode cyclopoida	40	7560	60	2280	465
		<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>		40	1	2	15
		<i>Notodiatomus cearensis</i>		440	40	920	75
		náuplio de calanoida	1	7400	260	2720	645
	Copepodito de calanoida		4160	480	3480	525	

Entre os protozoários testáceos, foram identificadas espécies pertencentes a oito diferentes famílias, destacando-se os arcellídeos (9 táxons), difflugídeos (9 táxons) e centropixídeos (8 táxons) (Tabela 5). O predomínio destas famílias, em termos de número de espécies, entre os testáceos, têm sido observado como um padrão recorrente, em diversos ambientes aquáticos continentais brasileiros, seja em ambientes lóticos ou lênticos, seja em amostras de plâncton, sedimento ou de fauna associada à vegetação aquática (Lansac-Tôha *et al.*, 2000 e 2001).

Os rotíferos estiveram representados por, pelo menos, 13 famílias (considerando que um táxon de rotífero não foi identificado), sendo as mais especiosas as famílias Brachionidae (9 espécies) e Lecanidae (5 espécies) (Tabela 5). Estas famílias são frequentemente registradas entre as mais especiosas em diversos corpos de água doce brasileiros (Lansac-Tôha *et al.*, 1997).

Entre os microcrustáceos, os cladóceros foram representados principalmente pelas famílias Chydoridae e Bosminidae (3 espécies cada), além de Daphniidae (com 2 espécies) (Tabela 5). A primeira família é constituída por espécies que têm como hábitat preferencial as regiões litorâneas, mas seus representantes são freqüentes em amostras planctônicas, sendo muitas vezes registradas como a família com maior diversidade de espécies entre os cladóceros, em diversos ambiente aquáticos continentais brasileiros. As demais são constituídas por espécies tipicamente planctônicas e

caracterizam o plâncton de água doce, considerando a frequência de ocorrência e a dominância de suas espécies (Lansac-Tôha *et al.*, 2004).

Os copépodos foram representados principalmente pela família Cyclopidae, com 3 espécies, enquanto que a família Diaptomidae, tipicamente planctônica, foi representada por 2 espécies (Tabela 5).

Em relação à riqueza de espécies, ao contrário do observado em setembro de 2004 e julho de 2005, maiores valores deste atributo foram registrados nos Pontos 10 (31 espécies), 22 (35 espécies) e, especialmente, no ponto 2 (48 espécies) (Figura 20), sendo os protozoários testáceos e os rotíferos os grupos mais especiosos (Figura 20). O predomínio destes grupos frequentemente caracteriza o zooplâncton de ambientes lóticos, e mais uma vez, sugerem alterações marcantes nas condições hidrodinâmicas desses pontos de amostragem, quando comparado aos períodos estudados anteriormente, com um provável incremento na vazão e velocidade de corrente.

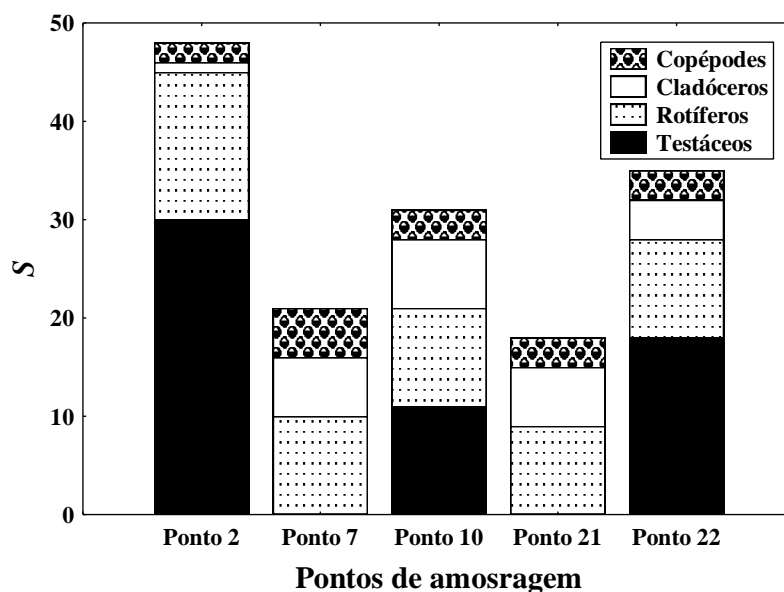


Figura 20. Variação espacial da riqueza de espécies dos diferentes grupos zooplânctônicos registrados nos pontos de amostragem do programa de monitoramento do reservatório de Cana Brava, em dezembro de 2005.

Por outro lado, menores valores de riqueza foram registrados nos pontos 7 (21 espécies) e o ponto 21 (18 espécies) (Figura 20). Nestes pontos, observa-se uma maior contribuição de grupos planctônicos, como cladóceros e

copépodes, e a ausência de protozoários testáceos, evidenciando o predomínio de condições lênticas nestas áreas.

Os resultados de abundância do zooplâncton, observados em dezembro de 2005, por outro lado, corroboram aqueles obtidos em períodos de amostragens anteriores. Assim, maiores valores de abundância zooplanctônica, foram observados nos pontos 7 (56.962 ind.m⁻³) e 21 (37.051 ind.m⁻³), com a dominância marcante de organismos tipicamente planctônicos como cladóceros e, especialmente, copépodes (Figura 21).

Já nos pontos 2, 10 e 21, registraram-se reduzidos valores de densidade zooplanctônica (2.202, 2.769 e 6.127 ind.m⁻³, respectivamente) (Figura 21). Nestes pontos, caracterizados pelo predomínio de condições lóxicas, os elevados valores de velocidade de corrente limitam o desenvolvimento de grandes populações planctônicas, tendo em vista que, como já discutido anteriormente, sob tais condições, a taxa de deslocamento dos organismos é maior que sua taxa reprodutiva (Marzolf, 1990).

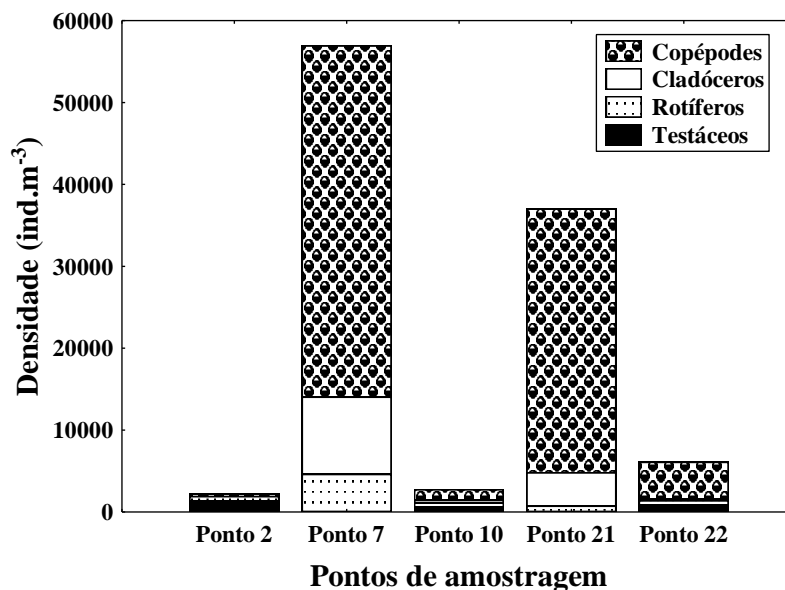


Figura 21. Variação espacial da abundância dos diferentes grupos zooplanctônicos registrados nos pontos de amostragem do programa de monitoramento do reservatório de Cana Brava, em dezembro de 2005.

Embora estes 3 últimos pontos sejam caracterizados como ambientes lóxicos, observa-se diferenças evidentes na contribuição dos diferentes grupos zooplanctônicos. Enquanto que no ponto 2 foi registrado o predomínio de testáceos e rotíferos, nos pontos 10 e 22 predominaram copépodes e testáceos

(Figura 21), sendo os copépodos especialmente importantes no ponto 22, onde também se observaram os maiores valores de abundância, entre os pontos com características lólicas. Esses resultados estão provavelmente relacionados à influência que o ponto 21 exerce sobre a estrutura da comunidade do ponto 22, a jusante.

Se o predomínio de espécies pseudoplanctônicas na área de estudo, associado ao incremento na contribuição de testáceos e rotíferos, sugere um incremento da vazão nos diferentes ambientes, esperar-se-ia uma menor contribuição de microcrustáceos e o predomínio de rotíferos nas estações lânticas do reservatório, considerando que Lansac-Tôha *et al.* (2005) e Velho *et al.* (2005), em estudos sobre o zooplâncton em reservatórios paranaenses, atribuíram as alterações na dominância entre rotíferos e microcrustáceos ao tempo de residência e ao tamanho dos reservatórios. O ciclo de vida mais longo de microcrustáceos favoreceria o desenvolvimento de suas populações em reservatórios grandes, com maior tempo de residência da água; enquanto que rotíferos tenderiam a dominar em reservatórios menores e com menor tempo de residência, condições estas seletivas para o estabelecimento de microcrustáceos, sobretudo para os copépodos. No entanto, mesmo com um suposto incremento na vazão na área de estudo, os microcrustáceos e, em especial, os copépodos, constituíram-se, mais uma vez, no grupo dominante na área de estudo. Provavelmente, um incremento substancial da vazão, suficiente para alterar marcadamente as condições hidrodinâmicas das regiões lólicas, tenha sido insuficiente para modificar as condições hidrodinâmicas nos pontos de amostragens com características lânticas.

Em termos de dominância de espécies, *Centropyxis aculeata* constituiu-se no táxon mais abundante entre as tecamebas, sendo importantes, essencialmente, nas estações com características lólicas. Entre os rotíferos, os bdelóideos e *Plathyonus patulus patulus*, foram os táxons mais abundantes, além de espécies do gênero *Keratella* e *Ptigura* sp. Ao contrário dos testáceos, todas as espécies de rotíferos foram particularmente importantes nas estações tipicamente lânticas da área de monitoramento (Pontos 7 e 21).

Assim como vem sendo observado em períodos anteriores, entre os cladóceros, destacaram-se os bosminídeos, e em dezembro de 2005,

especialmente *Bosmina hagdmani*. Além dos bosminídeos, destacaram-se ainda, em termos de abundância, *Ceriodaphnia cornuta* e *Diaphanosoma birgei*.

Os copépodos estiveram representados, em grande parte (cerca de 93%, em média), por suas formas jovens (náuplios e copepoditos). Como já relatado anteriormente, a dominância de náuplios e copepoditos em relação aos adultos de copépodos 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, destacaram-se *Thermocyclops minutus*, entre os ciclopóides, e *Notodiaptomus cearensis* entre os diaptomídeos. A espécie do gênero *Thermocyclops*, *T. minutus*, é usualmente encontrada como dominante em condições oligotróficas, particularmente em lagos e reservatórios de bacias preservadas (Sendacz *et al.*, 1985). Por outro lado, a outra espécie do gênero, *T. decipiens*, freqüentemente registrada em reservatórios, e considerada uma espécie típica de ambientes enriquecidos com nutrientes (Sampaio *et al.*, 2002), não foi registrada no reservatório de Cana Brava em dezembro. Ressalta-se, ainda, a ocorrência de *Argyrodiaptomus azevedoi*, gênero de diaptomídeo também associado a ambientes pouco impactados (Sampaio *et al.*, 2002). Nesse sentido, a elevada abundância de *T. minutus*, e a ocorrência do gênero *Argyrodiaptomus* sugerem, mais uma vez, um estado de oligotrofia para o reservatório de Cana Brava.

5.3. Zoobentos

As coletas foram realizadas em dezembro 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).

A comunidade bentônica de rios e córregos consiste de organismos que crescem enterrados, sobre ou de alguma outra forma, associados com os vários tipos de substratos de fundo. Estas comunidades frequentemente são utilizadas para monitorar modificações na qualidade da água. Como os organismos bentônicos têm limitada capacidade de locomoção, sua presença ou ausência está extremamente associada com as mudanças no seu habitat ou nas condições ambientais. Eles possuem uma grande diversidade de formas, tolerância às condições ambientais e adaptações aos diferentes habitats de um ambiente aquático. Grande proporção do carbono orgânico particulado, tanto o material alóctone e autóctone, é processada pelo zoobentos (Meybeck, 1992).

Em dezembro de 2005, foram encontrados 22 táxons de invertebrados aquáticos em diferentes níveis taxonômicos, sendo 16 de inseto, 4 de molusco, um de anelídeo e um nematoda (Tabela 6).

Os táxons apresentaram grande variação de densidade em relação à amostragem anterior (Tabela 7); Chironomidae apresentou grande redução, assim como a maioria dos táxons. Por outro lado, Oligochaeta registrou um pequeno aumento da abundância média. Quanto à freqüência, Chironomidae e Oligochaeta foram registrados em todos os pontos e os demais táxons em apenas 1 ou 2 pontos (Figura 6).

O ponto 10 apresentou a maior riqueza de insetos, pois apresenta natureza lótica e seu substrato é formado por pedra e folhiço. Segundo Johnson *et al.* (2004), a comparação entre habitats pedregosos de rios e lagos revela uma clara diferença estrutural e funcional da comunidade de invertebrados bentônicos, pois comunidades de rios são extremamente mais

diversas (Figura 22). Em geral, substratos pedregosos são mais diversificados (possuindo maior quantidade de microhabitats e refúgios), logo, suportando uma fauna mais rica. Sendo assim, o ponto 10 mostrou a maior riqueza taxonômica, com alguns gêneros de Ephemeroptera e Trichoptera, exclusivos deste local, provavelmente devido ao predomínio do substrato pedregoso, maior velocidade da água e menor profundidade.

Os insetos compõem a maior parte da fauna de águas correntes, predominando em diversidade e abundância (Hynes, 1970). Apesar da maior riqueza taxonômica nos pontos 10 e 22, houve uma notável redução da abundância total, uma vez que com o período chuvoso o fluxo da correnteza provavelmente aumentou muito, provocando então o carreamento dos indivíduos da comunidade bentônica (Tabela 6). A correnteza pode agir sobre a natureza do substrato, interferindo assim na estrutura da comunidade de invertebrados (Whitton, 1975).

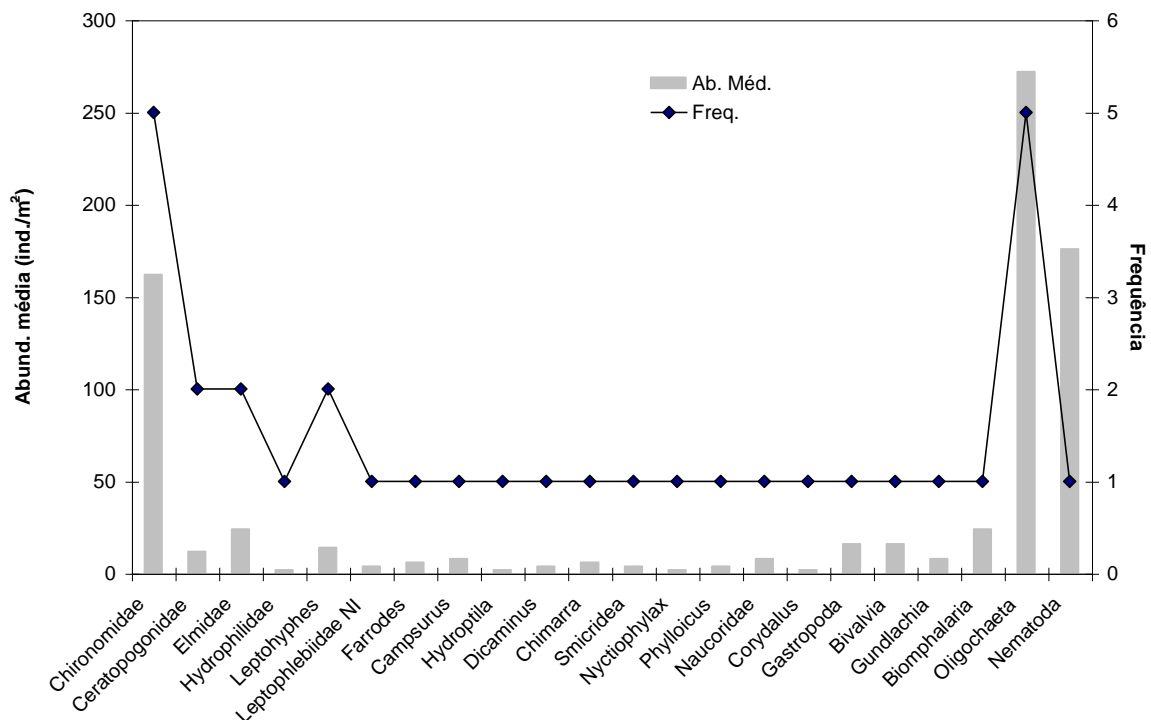


Figura 22. Abundância média e frequência da comunidade de invertebrados bentônicos, UHE Cana Brava, dezembro de 2005.

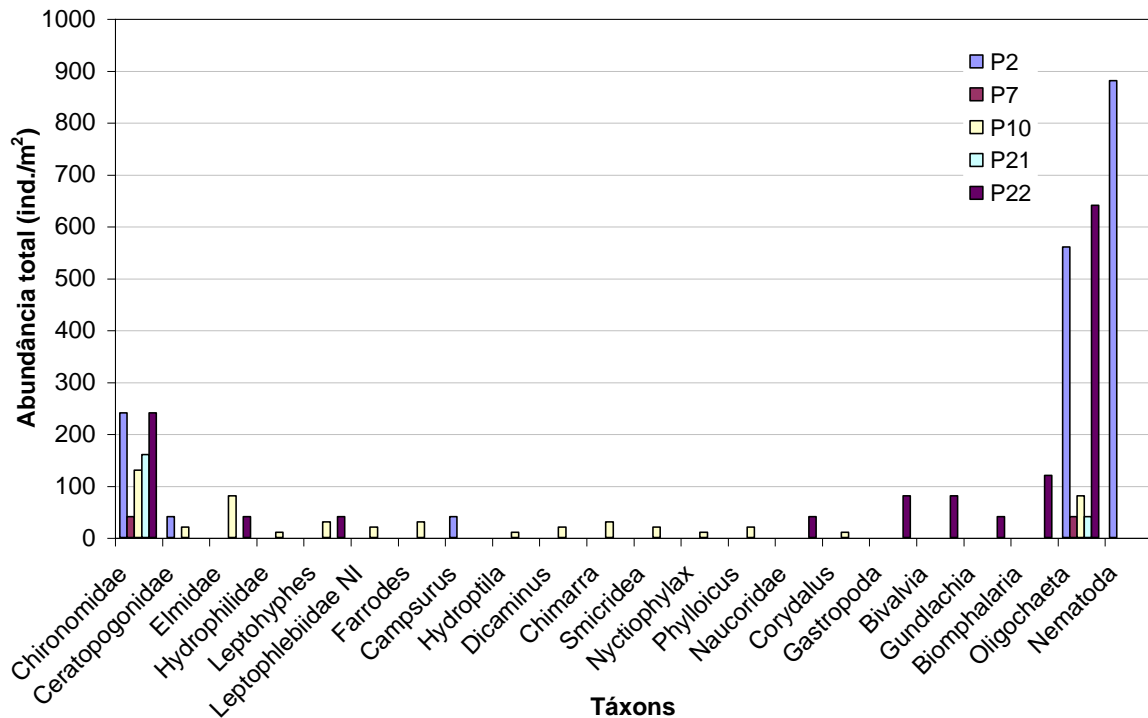


Figura 23. Abundância total da comunidade de invertebrados bentônicos, encontrada nos pontos amostrados, dezembro de 2005, UHE Cana Brava

O ponto 2 apresentou a maior abundância total, principalmente devido a alta densidade de nematoda; por outro lado o ponto 7 registrou a menor. A baixa abundância total principalmente nos pontos 7 e 21 deve-se provavelmente a alta profundidade e baixa concentração de oxigênio, principalmente no ponto 21. O ponto 7 está localizado no reservatório (foz do Rio Bonito) e o 21 na barragem, ambos possuem substrato formado por areia e matéria orgânica, o que também pode ter influenciado na baixa abundância. A profundidade e a característica do substrato são fatores que podem interferir na estruturação e na dinâmica da comunidade bentônica.

O índice de diversidade (H') (Tabela 6) apresentou-se maior no ponto P10 e 22; este fato ocorreu devido a maior equitabilidade (equidistribuição na densidade dos táxons) que foi registrada nestes locais. Por outro lado, o índice de diversidade registrado nos pontos 7 e 21 foram os menores.

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 24). O grupo A foi composto pelos pontos 2, 7

e 21, que apresentaram os menores valores de riqueza. Por outro lado, os pontos 10 e 22, formadores do 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 (grupo B) dos pontos com regime lêntico e semi-lêntico (grupo A).

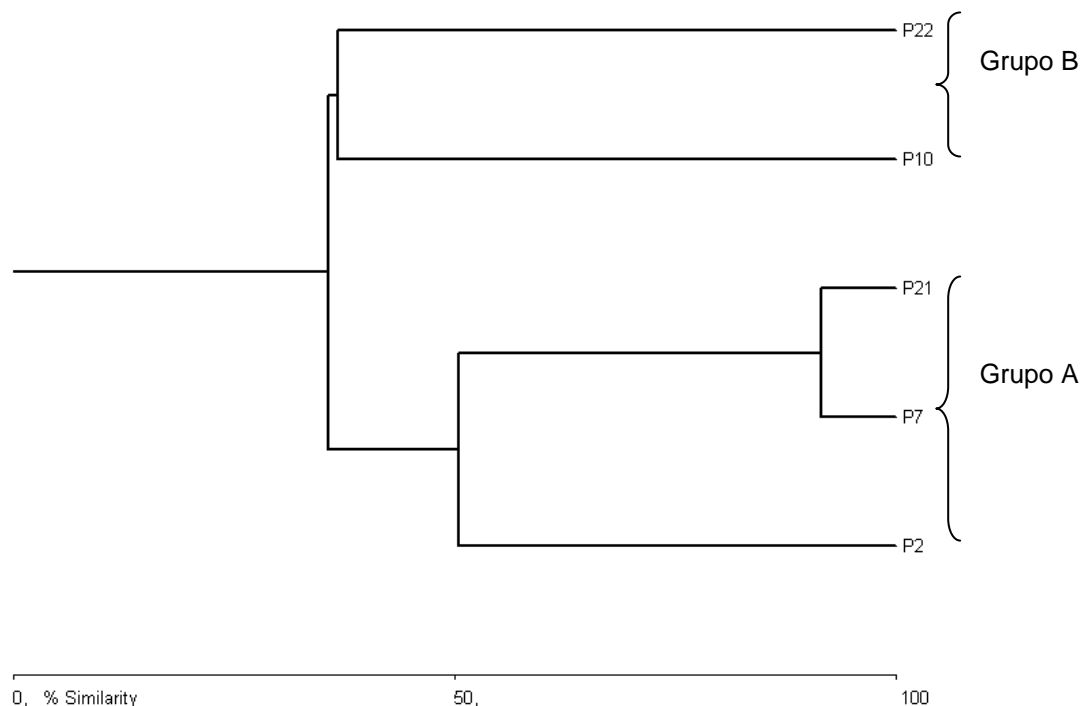


Figura 24. Análise de similaridade entre os pontos amostrais (Bray-Curtis).

Em áreas sob influência do processo de represamento de um rio, a distinção entre a comunidade bentônica, em pontos com regimes lóticos e lênticos, tem sido demonstrada por outros estudos (Higuti et al., 2000), refletindo a influência deste tipo de empreendimento sobre o meio biótico.

Em quase todos os pontos amostrados o substrato coletado foi areia fina e matéria orgânica, favorecendo então os táxons registrados com as maiores densidades e frequências (Oligochaeta e Chironomidae). O tipo de substrato interfere na fauna bentônica, pois esta depende dele essencialmente como fonte de alimento sob a forma de substâncias autóctones ou alóctones rica em energia (Lellak, 1966), além de servir de abrigo e local para fixação.

Os Oligochaeta também são bastante comuns na maioria dos habitats de água doce, sendo que muitos podem tolerar baixa concentração de oxigênio

dissolvido e podem ser encontrados em grande número em habitats com grande quantidade de matéria orgânica (sobretudo nos poluídos), uma vez que é um grupo formado por comedores de depósito (Brandinarte et al. 1999).

A estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos é fortemente influenciada pelas condições ambientais causadas pela formação de reservatórios. 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.

Tabela 6. Comunidade bentônica (ind./m²) encontrada nos pontos amostrados, dezembro de 2005.

		P2	P7	P10	P21	P22	Ab. Méd.	Freq.
Diptera	Chironomidae	240	40	130	160	240	162	5
	Ceratopogonidae	40	0	20	0	0	12	2
Coleoptera	Elmidae	0	0	80	0	40	24	2
	Hydrophilidae	0	0	10	0	0	2	1
Ephemeroptera	<i>Leptohyphes</i>	0	0	30	0	40	14	2
	Leptophlebiidae NI	0	0	20	0	0	4	1
	<i>Farrodes</i>	0	0	30	0	0	6	1
	<i>Campsurus</i>	40	0	0	0	0	8	1
Trichoptera	<i>Hydroptila</i>	0	0	10	0	0	2	1
	<i>Dicaminus</i>	0	0	20	0	0	4	1
	<i>Chimarra</i>	0	0	30	0	0	6	1
	<i>Smicridea</i>	0	0	20	0	0	4	1
	<i>Nyctiophylax</i>	0	0	10	0	0	2	1
	<i>Phylloicus</i>	0	0	20	0	0	4	1
Heteroptera	Naucoridae	0	0	0	0	40	8	1
Megaloptera	<i>Corydalus</i>	0	0	10	0	0	2	1
Mollusca	Gastropoda	0	0	0	0	80	16	1
	Bivalvia	0	0	0	0	80	16	1
	<i>Gundlachia</i>	0	0	0	0	40	8	1
	<i>Biomphalaria</i>	0	0	0	0	120	24	1
Anellida	Oligochaeta	560	40	80	40	640	272	5
Nematoda	Nematoda	880	0	0	0	0	176	1
Ab. Total		1760	80	520	200	1320		
Riqueza		5	2	15	2	9		
Shannon H'		0,699	0,301	1,176	0,301	0,95		
Equitabilidade		0,981	1	0,991	0,982	0,99		

Legenda:

Ab. Total - abundância total

Ab. Média - abundância média

Freq. - frequência

Tabela 7. Comunidade bentônica (ind./m²) encontrada nos pontos amostrados, em julho e dezembro de 2005.

		Ab. Méd. - julho 05	Ab. Méd. - dez. 05
Diptera	Chironomidae	1750	162
	Ceratopogonidae	56	12
Coleoptera	Elmidae	240	24
	Hydrophilidae	0	2
Ephemeroptera	Baetidae NI	8	0
	<i>Cloeodes</i>	24	0
	Euthyplociidae	2	0
	<i>Leptohyphes</i>	68	14
	Leptophlebiidae NI	2	4
	<i>Thraulodes</i>	28	0
	<i>Farrodes</i>	0	6
	<i>Campsurus</i>	0	8
		<i>Hydroptila</i>	10
Trichoptera	<i>Dicaminus</i>	0	4
	<i>Oxyhethira</i>	8	0
	<i>Chimarra</i>	0	6
	<i>Smicridea</i>	0	4
	<i>Nyctiophylax</i>	0	2
	<i>Phylloicus</i>	0	4
	Polycentropodidae	40	0
		<i>Aeshnidae</i>	8
Odonata	Gomphidae	8	0
	Lestidae	4	0
Heteroptera	Naucoridae	20	8
Megaloptera	<i>Corydalus</i>	0	2
Crustacea	Ostracoda	40	0
Mollusca	Gastropoda	80	16
	Bivalvia	0	16
	<i>Gundlachia</i>	0	8
	<i>Biomphalaria</i>	0	24
Anellida	Oligochaeta	152	272
	Hirudinea	40	0
Nematoda	Nematoda	32	176

Legenda:

Ab. Méd. - abundância média

6. BIBLIOGRAFIA

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

Brandimarte, A. L., Anaya, M. & Shimizu, G. Y., 1999. Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do Rio Mogi-Guaçu (SP). In: Henry, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FAPESP. p. 375-408.

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*. 3rd ed. Kendall / Hunt Publishing Company, 129 – 163.

Edmunds Jr., G. F., Jensen, S. L. & Berner, L., 1979. *The Mayflies of North and Central America*. University of Minnesota Press. 330p.

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*. Vol. 28: 417 - 427.

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.

Hynes, H. B. N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, 555p.

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*. Vol. 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 zooplancônica 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.* (2000) On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. I. Family Arcellidae. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 22, n. 2, p. 355-363.

Lansac-Tôha, F.A. *ET AL.* (2001) ON THE OCCURRENCE OF TESTATE AMOEBAE (PROTOZOA, RHIZOPODA) IN BRAZILIAN INLAND WATERS. III. FAMILY DIFFLUGIIDAE: GENUS *DIFFLUGIA*. *ACTA SCIENTIARUM*, MARINGÁ, V.23, P. 305-319.

Lansac-Tôha, F.A. *et al.* (2004) Zooplankton in the upper Paraná river floodplain: richness, abundance and relationships with the hydrological level and the connectivity. In: Agostinho, A. A. *et al.* (Org.). *Structure and Function of the Paraná River and its floodplain*. Eduem, Maringá: p. 75-84.

Lansac-Tôha, F.A., *et al.* (2005) Estrutura da comunidade zooplancônica em reservatórios. In: Rodrigues, L., *et al.* (eds). *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA, p. 115-1128.

Lopes, R.M. *et al.* (1997) Comunidade zooplancônica 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.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton Univ. Press, New Jersey, 179p
Mérigoux, S. & Dolédec, S. 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*. Vol. 49: 600-613.

Marinho, M. M. *et al.* (2005) *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) em ecossistemas brasileiros: Um novo desafio para o gerenciamento aquático. In: *Lições de limnologia* (Eds Roland, F. *et al.*). pp. 325-339, RIMA, São Carlos.

MARZOLF, G.R. (1990) Reservoirs as environments for zooplankton. In: Thornton, K.W.; Kimml, B.L.; Payne, F.E. (eds.), *Reservoir limnology: ecological perspectives*. Wiley-Interscience, New York, p. 195-118.

- 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.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (eds.), 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3ª ed. Kendall/Hunt Pub. 862p.
- Moreno, I. H. *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, 1996.
- Nogueira, M.G. (2001) Zooplankton composition dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brasil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, **455**, p. 1-18.
- Padisák, J. (1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Rev. Arch. Hydrobiol.*, Stuttgart, **4**, p.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.
- Reynolds, C.S. *et al.* (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, Oxford, **24** (5), p. 417-428.
- 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. *et al.* (1992) Inventário limnológico do rio Grande na área de influência da futura Usina Hidrelétrica (UHE) de Igarapava. *Acta Limnol. Brasil.*, São Paulo, **4**, p. 139-162.
- Sampaio, E. V. *et al.* (2002) Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, **62** (3), p. 525-545.
- Scheffer, M. *et al.* (1997) On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, **78** (1), p. 272-282.
- Sendacz, S. (1997) Zooplankton studies of floodplain lakes of the upper Paraná River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, Stuttgart, **26**, p. 621-627.
- 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.

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.

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.

Valentim, J. L., 1995. Agrupamento e ordenação. In: Peres, P. R., Neto, J. L., Valentim, J. L. & Fernandes, F. A. S. *Tópicos em tratamento de dados bióticos*. Series Oecologia Brasiliensis, vol. 2. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, 195p.

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 DEZEMBRO DE 2005

Resultados referentes à campanha de dezembro de 2005 na UHE Cana Brava.

Variáveis/Pontos	Prof	1	2	5	6	7	8	10	15	18	19	20	21	22
Alcalinidade (mg/l)	S	35,6	5,6	4,4	34,8	37,2	57,2	33,6	38,8	39,6	38	37,2	39,6	40,8
	M	37,6			34,4							38,4	42	
	F	38			34,8							41,6	44	
Cloreto (mg/l)	S	0,4	0,8	0,8	0,4	0,4	2,4	0,8	0,8	1,2	0,4	1,2	0,8	1,6
	M	2,4			0,4							0,8	0,4	
	F	1,6			1,2							0,4	0,4	
Condutividade (µS/cm)	S	95,7	17	20,4	86,3	97,3	174,6	81,7	97,7	101,6	98,1	100,1	98,2	170
	M	100,7			90,6							100	99,2	
	F	101,1			90,5							120,6	95,2	
DBO ₅ (mg/l)	S	3,7	3,9	3,6	4,1	2,1	3,9	2,2	2	1,1	2,2	2	1,2	4,2
Ferro (mg/l)	S	0,2	0,55	0,63	0,11	0,08	0,35	0,24	0,06	0,09	0,09	0,05	0,16	1,11
	M	0,2			0,32							0,08	0,1	
	F	0,27			0,62							3,25	1,88	
Fósforo total (mg/l)	S	0,0045	0,0362	0,0229	0,0064	0,0051	0,0318	0,0127	0,0089	0,0096	0,007	0,0077	0,0051	0,0413
	M	0,0058			0,007							0,0127	0,0064	
	F	0,0064			0,0108							0,0115	0,0279	
Nitrato (mg/l)	S	0,1	0,5	0,3	0,1	ALD	0,4	0,3	0,1	ALD	ALD	ALD	0,1	0,5
	M	0,1			0,1							0,1	0,1	
	F	0,2			0,2							0,6	0,3	
Nitrito (mg/l)	S	0,001	0,017	0,01	0,003	0,004	0,024	0,006	0,003	0,004	0,004	0,01	0,006	0,047
	M	0,004			0,005							0,008	0,004	
	F	0,005			0,007							0,009	0,013	
N-amoniaco (mg/l)	S	0,03	0,36	0,13	0	0,02	0,15	0,11	ALD	ALD	0,01	0,01	ALD	0,25
	M	0,03			0,06							ALD	0,02	
	F	0,03			0,09							0,65	0,13	
Oxigênio dissolvido (mg/l)	S	5,35	8,13	8,32	6,65	7,13	5,92	8,24	5,04	8,17	8,26	7,06	7,52	8,3
	M	4,85			4,69							6,41	5,14	
	F	4,98			4,5							1,08	0,58	
Saturação de oxigênio (%)	S	67,9	105,4	108,1	86,7	95,1	77,1	103,7	66,3	109,5	109,1	87,4	97,8	105,3
	M	61,6			57,6							81,6	65,1	
	F	63,3			67,5							13,04	7,3	

Orto-fosfato (mg/l)	S	0,0020	0,0096	0,0051	0,0020	0,0013	0,0089	0,0115	0,0032	ALD	ALD	0,0020	0,0026	0,0127
	M	0,0051			0,0020							0,0020	0,0020	
	F	0,0026			0,0051							0,0058	0,0026	
pH	S	6,96	7,47	7,42	7,19	7,32	7,63	7,8	8,24	7,56	7,47	7,69	7,62	8,23
	M	7,05			7,3							7,6	7,59	
	F	7,05			7,3							7,79	7,56	
Sulfato (mg/l)	S	1	8	5	1	ALD	9	2	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	8
	M	1			2							0	ALD	
	F	0			5							8	5	
Sulfeto (mg/l)	S	0,002	0,021	0,012	0	0,004	0,007	0,003	0,001	0,003	0,002	ALD	0,003	0,014
	M	0,001			0,002							ALD	ALD	
	F	0,009			0,005							0,008	0,015	
Temperatura da água (°C)	S	28,3	29,9	28,8	30,1	30,2	29,5	27,9	29,5	30,5	29,8	28,7	28,9	27,7
	M	28,3			27,6							28,1	27,7	
	F	27,7			27							26,1	27,5	
Temperatura ambiente (°C)		37	38	35,5	30	29	31	30	33	28	29	28	28	27
Turbidez (NTU)	S	0,74	2,29	1,55	1,32	0,85	8,41	4,05	1,36	2,28	1,78	0,61	0,6	25
	M	0,91			3,26							0,92	0,72	
	F	1,43			6,59							12,8	18,1	
Coliforme total (NMP/100ml)		11	90	410	7	Ausente	1100	2400	430	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	1100
Coliforme fecal (NMP/100ml)		9	20	110	Ausente	Ausente	1100	2400	90	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	1100

ALD=abaixo do limite de detecção do método.