

## ASPECTOS LIMNOLÓGICOS DO RESERVATÓRIO DE IBITINGA - SP

**Celso Guimarães Jr., Paulo R. Leopoldo\*, José A. Cruz, Sílvio C. Fontana**

*CESP - Companhia Energética de São Paulo*

*\*FCA/UNESP, Campus de Botucatu*

### RESUMO

*O principal objetivo deste trabalho foi o de avaliar o estado da qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ibitinga, através da determinação de uma série de parâmetros limnológicos. Com este propósito, coletou-se, durante o período de março de 1989 a março de 1992, amostras de água do reservatório em cinco diferentes pontos e três profundidades, analisando-as para os parâmetros temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade, transparência, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e clorofila a.*

### INTRODUÇÃO

A demanda energética em constante aumento tem sido uma das causas principais da construção de inúmeros reservatórios no Estado de São Paulo, onde cerca de 15.000 km<sup>2</sup> foram inundados para a formação de lagos artificiais.

Neste particular, a Companhia Energética de São Paulo - CESP, conta, hoje, com uma potência instalada de 12.450 MW, produzida através de 20 usinas hidrelétricas, que respondem por 88% de toda a energia elétrica gerada no Estado e 28% do país.

Reservatórios dessa natureza se constituem em ecossistemas de grande importância, pois neles se constata consideráveis modificações na estrutura ecológica do ambiente lótico, principalmente as interações dos ecossistemas terrestre/lacustres.

Um sistema de repesamento artificial de água é formado, principalmente, por comunidades terrestres circundantes e humanas na bacia hidrográfica, que interagem entre si de tal modo que o efeito de uma delas pode acarretar modificações significativas em

outra. Ao se interceptar o fluxo d'água de um rio, além de causar inúmeras modificações num amplo espectro de atividades e processos ao longo da bacia hidrográfica, as represas interferem nos processos de evolução das comunidades de organismos aquáticos, como peixes, plâncton e qualidade da água. Neste contexto, deve-se considerar a fertilização crescente do reservatório, com o aumento da produção de nutrientes e de matéria orgânica e a perda de qualidade da água, fenômeno conhecido por eutrofização.

Nas últimas décadas a eutrofização natural tem sido agravada pela eutrofização artificial, decorrente do lançamento, nos corpos de água, de efluentes domésticos e industriais, assim como, de águas originárias de áreas agrícolas, onde o cultivo é, normalmente, feito através do uso de fertilizantes e corretivos.

Do ponto de vista ecológico, a transformação de um corpo de água lótico em lêntico envolve a mudança de um sistema basicamente heterotrófico, dependente da entrada de material alóctone, para um autotrófico, com produção primária própria (Baxter, 1977).

Segundo Branco & Rocha (1977), a construção de represas representa, de um lado, o progresso através da produção de energia elétrica, abastecimento de água potável, da irrigação, regularização da vazão dos rios, possibilitando o controle das enchentes, mas que traz, como consequência, uma série de alterações de caráter hidrológico, com repercussões climáticas e ecológicas que podem afetar flora e fauna, tanto aquática como terrestre. Além disso, o próprio crescimento populacional e industrial, favorecido pelo melhor suprimento de energia e de água, leva a produção de maiores volumes de esgotos domésticos e resíduos poluidores.

Tundisi (1986) expressa semelhante conceito, ressaltando que, ao interceptar o fluxo de água de um rio, além de causar inúmeras modificações nas atividades e processos ao longo da bacia hidrográfica, as represas interferem nos processos de evolução das comunidades de organismos aquáticos, bem como na composição química do sedimento e da água. Tundisi (1988) enfatiza ainda que, a morfometria da maioria dos reservatórios do Estado de São Paulo favorece a ação dos ventos e da turbulência e também que, em virtude da baixa declividade dos rios, os reservatórios são rasos e largos, resultando em processos de mistura bastante efetivos.

Um dos fatores determinantes do funcionamento da produtividade das represas é sua estrutura espacial (horizontal e vertical), muito mais heterogênea que as dos lagos, por depender dos níveis de entrada da água dos rios e da altura da saída da água.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O Reservatório da Usina Hidrelétrica de Ibatinga (Figura 1) localiza-se no médio Tietê, confrontando-se com as barragens das Usinas Hidrelétricas de Bariri, a montante, e de Promissão, a jusante. Seu entorno é caracterizado, em geral, pelo predomínio de pastagens e restritas áreas de capoeira e reflorestamento, ao lado de expressivas áreas de cana-de-açúcar e citricultura presentes desde o trecho médio até as cabeceiras dos seus dois principais afluentes, os rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira. A extensão da represa é de aproximadamente 70 km ao longo do rio Tietê e de outros 25 km em cada um de seus dois maiores afluentes. Na Tabela 1, estão apresentadas as principais características do reservatório de Ibatinga.

### Coleta de amostras

As amostras de água para determinação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram coletadas no

período de março de 1989 a março de 1992, utilizando-se de garrafa coletora do tipo Van Dorn, com capacidade para 5 litros. Essas amostras eram coletadas em cinco diferentes pontos situados no reservatório, envolvendo três níveis de profundidades (superfície, meio e fundo).

Parte das amostras era acondicionada em frascos de polietileno, enquanto que a parte restante, era utilizada para a imediata medição do pH, condutividade elétrica e determinação do Oxigênio dissolvido e Clorofila *a*.

**Tabela 1. Características do reservatório de Ibatinga - CESP.**

|                              |                                      |
|------------------------------|--------------------------------------|
| Ano do término da construção | 1969                                 |
| Área da bacia hidrográfica   | 43.500 km <sup>2</sup>               |
| Latitude                     | 21° 45' S                            |
| Longitude                    | 48° 59' W                            |
| Área inundada                | 114 km <sup>2</sup>                  |
| Potência gerada              | 131,49 MW                            |
| Tempo de retenção            | 21,6 dias                            |
| Profundidade média           | 9 m                                  |
| Volume útil                  | 5,6 x 10 <sup>7</sup> m <sup>3</sup> |
| Vazão média                  | 525 m <sup>3</sup> /s                |

### Estações de coleta

A Figura 1 mostra a planta planimétrica da represa, incluindo a respectiva localização das cinco estações de coleta, conforme descrição abaixo:

- Estação 1 (E1) - a montante e próxima à barragem da UHE de Ibatinga;
- Estação 2 (E2) - no rio Jacaré-Guaçu represado;
- Estação 3 (E3) - no rio Jacaré-Pepira represado;
- Estação 4 (E4) - na confluência dos rios Tietê e Jacaré-Pepira; e
- Estação 5 (E5) - a jusante e próxima à barragem da UHE de Bariri.

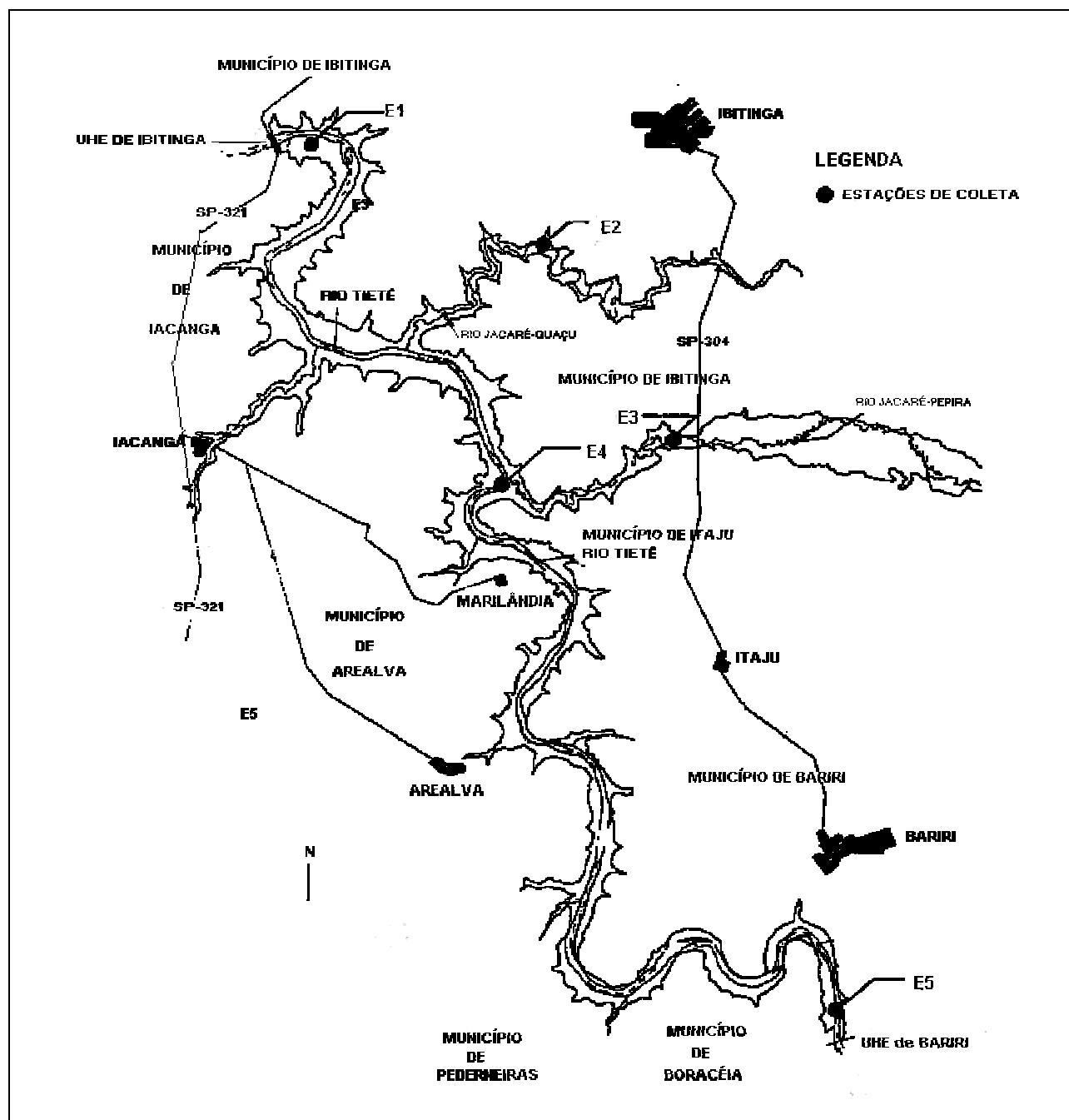


Figura 1. Localização das estações de coleta, no reservatório da UHE de Ibitinga.

### Parâmetros analisados

As amostras de água coletadas foram analisadas quanto a parâmetros bióticos e abióticos, envolvendo determinação da temperatura da água, pH, transparência, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, nitrato, nitrito amônia, alcalinidade e clorofila *a*.

Essas determinações foram procedidas de acordo com os critérios metodológicos adotados pela CESP.

Dessa forma, na determinação da temperatura da água utilizou-se de um termistor, modelo FAC 400, enquanto que pH e condutividade elétrica deram-se através de phmêtro e condutivímetro da Digimed, modelos DMPH2 e TE-702P, respectivamente.

As medidas de transparência da água foram procedidas através de método clássico, utilizando-se do disco de Secchi, com 30 cm de diâmetro.

Para os conteúdos de oxigênio dissolvido empregou-se a técnica de Winkler, modificada pela azida sódica, conforme metodologia descrita em Golterman & Clymo, 1969.

Os valores de fósforo total, ortofosfato e nitrogênio total, bem como, a alcalinidade, foram determinados seguindo-se técnica metodológica definida por Mackereth et al (1978), enquanto que os teores de nitrito, nitrato e amônia nas amostras coletadas foram determinados pelas técnicas de Strickland & Parsons (1968) e Koroleff (1976). No caso da alcalinidade o princípio utilizado foi o da análise volumétrica, com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,02 N.

As análises de Clorofila *a* foram efetuadas através da filtração de alíquotas de 500 ml em filtros de fibra de vidro Millipore AP 40 e procedida a sua extração segundo a técnica de Golterman et al (1978).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Aspectos descritivos

**Temperatura do ar e pluviometria.** Na Figura 2 tem-se os resultados da pluviometria e da temperatura do ar, verificados para o período 1989-1992, quando se registram os valores médios de  $1400 \text{ mm.ano}^{-1}$  e  $24,1^\circ\text{C}$ , respectivamente para a precipitação e temperatura ambiente.

**Temperatura da água.** A variação da temperatura da água em função do período, expressa em valores médios, encontra-se na Figura 3.

Os valores obtidos, em relação ao perfil, foram praticamente homogêneos, com variações térmicas da ordem de  $3^\circ\text{C}$  entre a superfície e fundo, mostrando que as águas do reservatório estão, provavelmente, sujeitas às circulações frequentes, sem existência de uma estratificação definida.

Pelas variações de temperatura verificadas no decorrer do período, o lago

formado pela barragem pode ser classificado como “lago subtropical”, com temperatura da superfície nunca inferior a  $4^\circ\text{C}$  (Branco, 1986). A temperatura, tanto do ar como da água, é um parâmetro significativo para o ecossistema, levando-se em consideração que as reações químicas e bioquímicas, a solubilidade de gases dissolvidos e processos biológicos, principalmente, são diretamente influenciados pela temperatura.

**Potencial hidrogeniônico.** Os resultados obtidos para o pH mostraram que a maior variação ocorreu na E2, com valores na faixa de 5,60 a 7,65. Para o ecossistema como um todo, o seu valor médio foi estimado como sendo de 7,1, verificando-se a ausência de diferenças significativas entre as estações. Pôde-se, contudo, observar a existência de um gradiente vertical, com ligeira tendência de um decréscimo em função da profundidade, a qual se deve, provavelmente, à natureza da biota aquática, que, conforme Zuccari (1991), pode interferir nos valores de pH de diferentes e várias maneiras. Como exemplo, pode-se citar que as macrófitas aquáticas e as algas tendem a elevar o pH do meio, onde, através do processo fotossintético, ocorre a assimilação do  $\text{CO}_2$ . Atividades dessa natureza são mais comuns e mais eficientes em um meio aquático, junto a superfície da água, razão pela qual os valores de pH do ecossistema foram ligeiramente inferiores para a superfície. Paralelamente, nas camadas mais profundas ocorre a liberação do  $\text{CO}_2$ , em função da decomposição da matéria orgânica, com tendência de acidificar o meio.

Para o reservatório de Promissão, o valores de pH estiveram na faixa de 6,20 a 8,29 (Guimarães Junior et al, 1989), que, em termos práticos, podem ser considerados de semelhante magnitude àquela verificada para o presente trabalho.

**Oxigênio dissolvido.** A Figura 4 expressa, em função do período e da profundidade, a variação dos valores de oxigênio dissolvido, cujos valores representam a média dos resultados obtidos para as estações de amostragem.

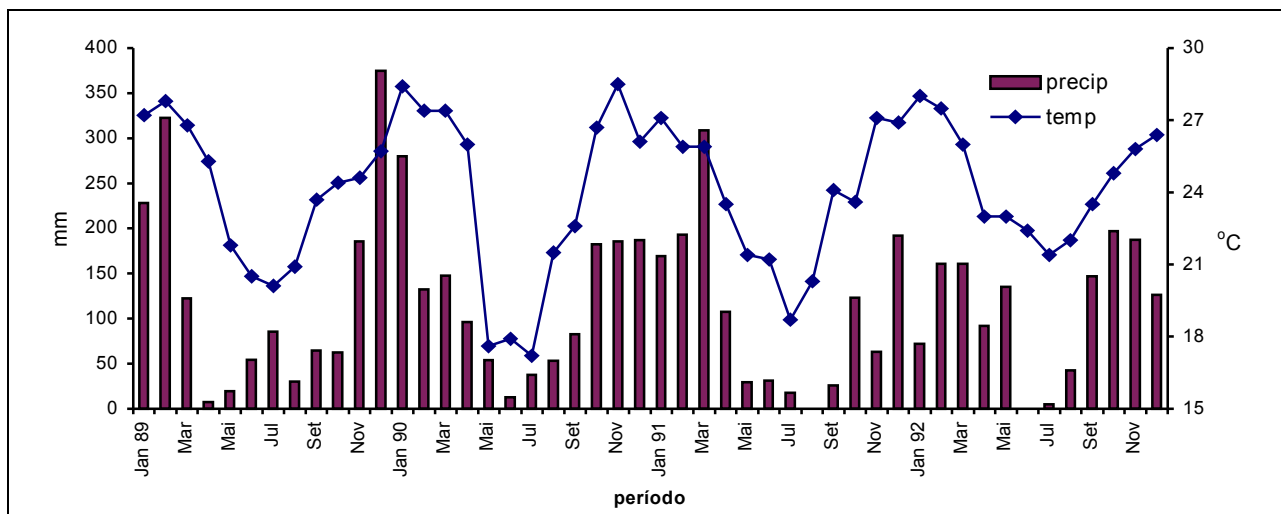


Figura 2. Valores das precipitações e temperaturas médias mensais, registradas no período 1989-1992.

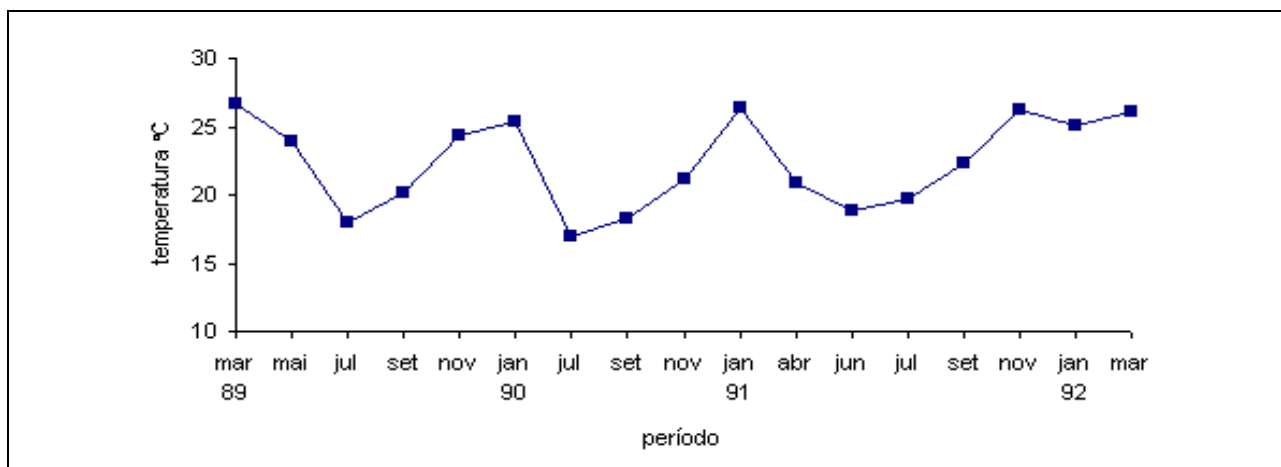


Figura 3. Variação da temperatura média da água no reservatório.

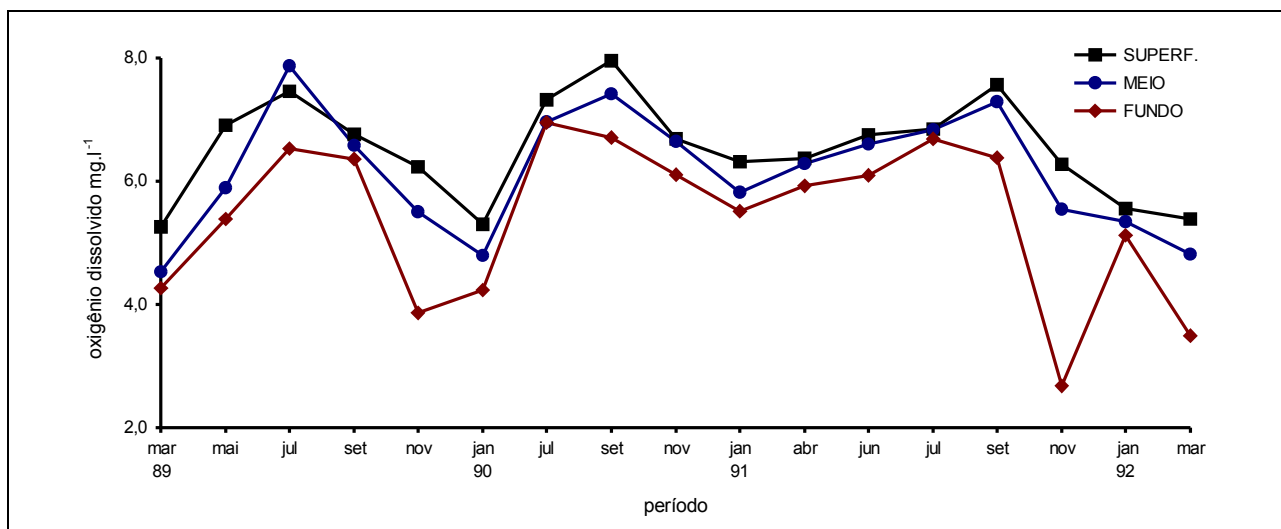


Figura 4. Variação dos valores médios de oxigênio dissolvido obtida para as cinco estações de amostragem, em função da profundidade e do período.

Com referência à época, em linhas gerais, observa-se que no período quente, o conteúdo de oxigênio dissolvido apresentou valores menores quando comparados às épocas de inverno. Esse comportamento já era previsto, levando-se em consideração, que a sua solubilização, além de outros fatores, depende da temperatura da água e pressão atmosférica, variando em razão inversa com a temperatura e direta com a pressão atmosférica (Branco, 1986; Porto et al., 1991).

Um gradiente em função da profundidade, com um decréscimo do teor de oxigênio da camada superficial para as mais profundas, era também esperado, pois a camada superficial, em contato direto com o ar atmosférico, apresenta maior facilidade de captura do oxigênio em razão de turbulências motivadas pela ação do vento ou mesmo precipitação. As camadas superiores podem também se apresentar mais enriquecidas em função do oxigênio produzido pelos vegetais através do processo da fotossíntese. Pelo critério da temperatura, o valor do oxigênio dissolvido deveria aumentar com a profundidade. Contudo, este processo raras vezes é verificado, uma vez que grandes quantidades de oxigênio são consumidas nas camadas mais profundas pela oxidação de substâncias orgânicas que se sedimentam e pela respiração animal, bactérias aeróbias ou mesmo microorganismos (Branco, 1986).

As estações E2 e E3 foram as que demonstraram, ao longo do período experimental, a presença de menor conteúdo de oxigênio, quando comparado com as demais, com valores médios de 5,05 e 5,60 mg.l<sup>-1</sup>, respectivamente. A razão de tal comportamento se deve, provavelmente, às localizações dessas estações, situadas em braços inundados, alimentados pelos rios Jacaré-Guaçu (E2) e Jacaré-Pepira (E3) (Figura 1). Observa-se que, por se tratar de braços do ecossistema, as cargas poluidoras que entram no lago, recebidas pelos referidos rios através da drenagem de suas bacias, devem ser mais acentuadas nesses locais (E2 e E3), uma vez que não ocorreu ainda a sua completa diluição pela massa de água do reservatório ou mesmo uma completa degradação de material orgânico transportado

pelos mesmos, quando comparada com os demais pontos. Ressalta-se que os espelhos de água representados pelas referidas estações, são relativamente pequenos, restringindo a ação de processos de reaeração da massa líquida.

Pelas condições locais de temperatura e pressão atmosférica, era de se esperar, teoricamente, uma dissolução máxima, de cerca de 8,0 mg.l<sup>-1</sup>. Contudo, o resultado médio obtido, 6,08 mg.l<sup>-1</sup>, é um valor aceitável sob o ponto de vista ecológico, pois o parâmetro oxigênio dissolvido, neste caso, não seria um fator restritivo ao desenvolvimento da vida aquática.

Para efeito de comparação, cabe citar que Guimarães Junior et al (1989) obtiveram para o reservatório de Promissão, à jusante daquele de Ibitinga, um valor médio de 6,76 mg.l<sup>-1</sup>, ligeiramente superior ao encontrado pelo presente trabalho.

**Condutividade elétrica.** A condutividade elétrica apresentou, no decorrer do período, um valor médio igual a 104  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ , com uma faixa de variação de um mínimo de 19  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  a um máximo de 198  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ . Em termos médios, a Figura 5 mostra a variação ocorrida no ecossistema, durante o período de amostragem.

Os resultados obtidos mostraram ausência de variações acentuadas com a profundidade, embora tenha se verificado a ocorrência de diferenças relativamente marcantes no decorrer do período e entre estações, principalmente as de E2 e E3, onde os seus valores médios foram, respectivamente, iguais a 63 e 54  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ , enquanto que para as estações E1, E4 e E5, também respectivamente, esses valores foram de 132, 136 e 141  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ .

Sendo a condutividade elétrica dependente da concentração iônica do meio, torna-se evidente que quanto maior for o conteúdo de íons presentes no meio, maior será o valor da condutividade. Observa-se que a redução nos valores da condutividade elétrica estaria correlacionada com os processos de produção primária, enquanto que um aumento dos mesmos estaria ligado com as condições de decomposição (Esteves, 1988).

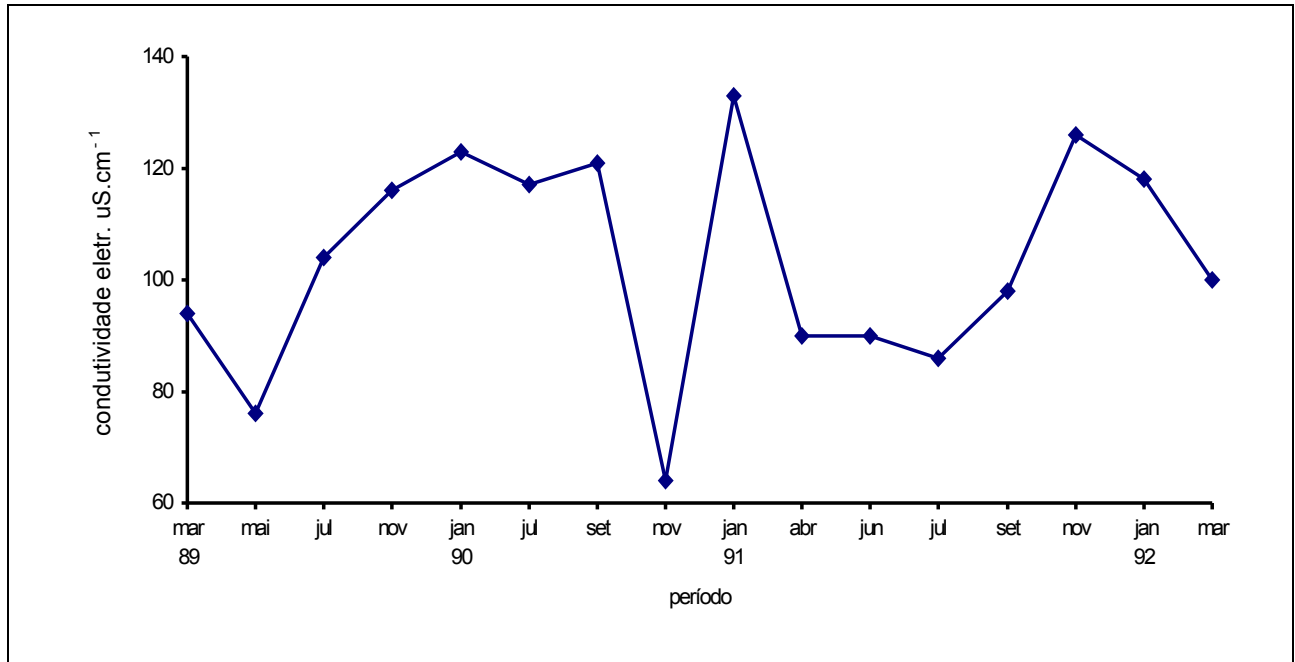


Figura 5. Valores médios da condutividade elétrica em função do período.

Levando-se em consideração as condições locais, onde as estações E2 e E3 encontram-se localizadas junto aos braços dos rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira, as observações expostas por Esteves (1988), podem explicar as diferenças que ocorreram entre os valores obtidos para as estações E2 e E3, em relação as demais, ou seja, os baixos valores encontrados para as referidas estações, seriam consequência de um processo de produção primária.

Entretanto, essas observações não explicariam os baixos valores de oxigênio dissolvido nas estações E2 e E3, pois, em havendo produção primária, seria de se esperar conteúdos maiores provenientes do processo fotossintético, sem, contudo, levar-se em consideração os efeitos das menores profundidades verificadas para os referidos locais.

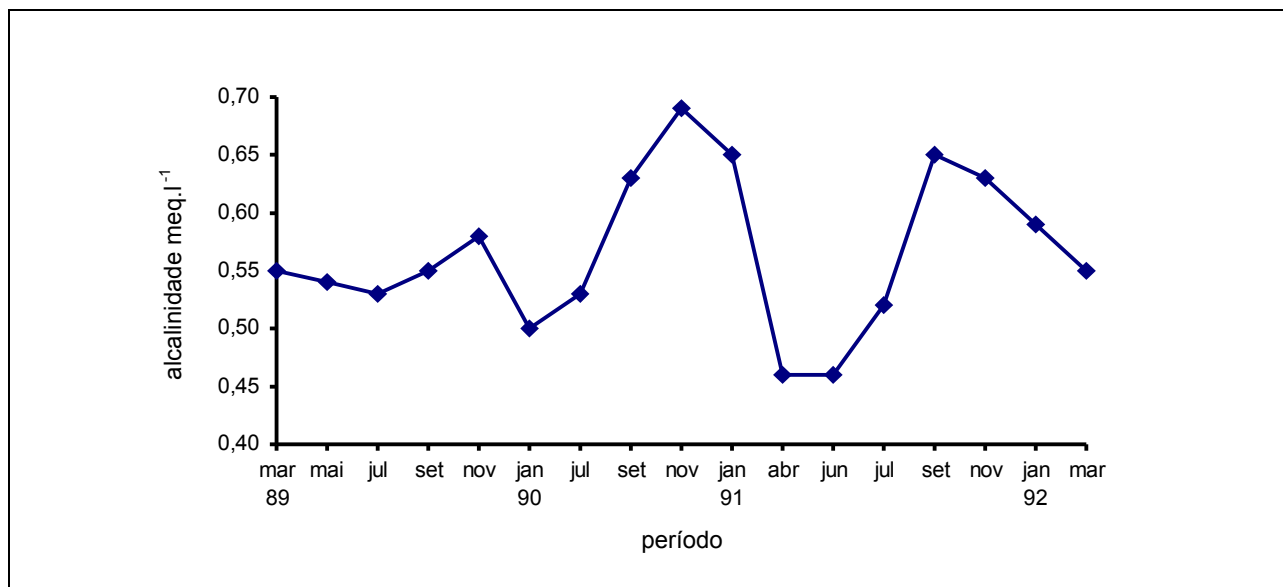
Zuccari (1991) obteve para o Ribeirão Lavapés, altamente poluído, uma correlação significativa inversa entre os valores de condutividade e oxigênio dissolvido. O autor observa que o teor de oxigênio dissolvido, no caso, diminuiu porque estaria sendo utilizado na oxidação da matéria orgânica, resultando, portanto, num aumento da concentração de íons, com conseqüente aumento nos valores da condutividade elétrica.

As variações verificadas em função do período podem ser explicadas pelas condições climáticas locais, onde a precipitação e temperatura atuaram em tal processo.

**Alcalinidade.** O teor alcalino de uma água é definido pela presença de bicarbonatos de cálcio, magnésio e sódio, além de carbonatos. Contudo, a presença de carbonatos em águas naturais não é comum, enquanto os bicarbonatos, mais freqüentes, são decorrentes de sua passagem por zonas que apresentam rochas calcáreas.

De acordo com os resultados obtidos, pode-se deduzir que a resposta do ecossistema quanto a alcalinidade apresentou um comportamento praticamente similar aos demais parâmetros já analisados. Na Figura 6 inclui-se a variação de seus valores médios registrados no decorrer do período.

Observou-se, pelos resultados obtidos, que o valor da alcalinidade se manteve praticamente homogêneo em função da profundidade, embora tenha se verificado variações sazonais não significativas. Com relação as estações, as de E2 e E3 tiveram uma resposta significativamente diferente em relação as demais, com um valor inferior a média de 0,57 meq.l<sup>-1</sup> encontrada para o



**Figura 6. Valores médios da alcalinidade, dados em função do período, observados para as águas do reservatório da UHE de Ibitinga, SP.**

ecossistema. Os resultados obtidos para as referidas estações, podem ser explicados em função de suas posições que, como já observado, se encontram em braços de rios que alimentam o reservatório. Nestes locais, possivelmente, ocorre uma maior liberação de  $\text{CO}_2$  devido ao metabolismo de macrófitas, sobretudo, resultando em valores de pH e oxigênio dissolvido mais baixos que aqueles obtidos para as demais estações. O desenvolvimento de macrófitas nessas áreas, dada as características de braços de rio, deve ser mais acentuado que nos demais pontos de coleta, apresentando-se, conseqüentemente, como sendo uma região de maior decomposição de material orgânico pela função depuradora de tais vegetais.

**Transparência da água.** As variações verificadas para os valores médios de transparência (Figura 7), além da precipitação que carrega para o ecossistema material em suspensão, são também dependentes da cor e turbidez da água.

A penetração da luz depende da cor, levando-se em consideração que o aumento na concentração de compostos orgânicos dissolvidos, sobretudo aqueles advindos da formação de ácidos fúlvicos e húmicos, têm conseqüências diretas sobre o aumento de

absorção de energia luminosa, enquanto que a turbidez tem efeito maior sobre a dispersão de partículas em suspensão (Wetzel & Likens, 1979).

Em função dos resultados registrados, pôde-se deduzir que as estações E2 e E3 apresentaram os menores valores de transparência, possivelmente por se tratarem de braços de rios, onde a carga de material em suspensão, tanto orgânica como inorgânica, deve ser maior do que os demais pontos verificados. Os menores valores foram verificados para essas duas estações, com valores médios de 0,93 e 0,83 m, respectivamente, e variações que se apresentaram nas faixas de 0,32 a 1,87 m para a E2 e de 0,20 a 1,48 m na de E3. Para as demais estações, E1, E4 e E5, os valores médios foram, respectivamente, iguais a 1,49; 1,32 e 1,34 m, com variação de um mínimo de 0,40 a um máximo de 2,83 m.

A profundidade do disco de Secchi pode, na ausência de equipamentos mais adequados, ser utilizada na avaliação da extensão da zona eufótica, cuja correspondência é aproximadamente 1% da radiação da superfície.

Wetzel (1983) e Ishii (1987), assumem que a profundidade da transparência do disco de Secchi corresponde à profundidade



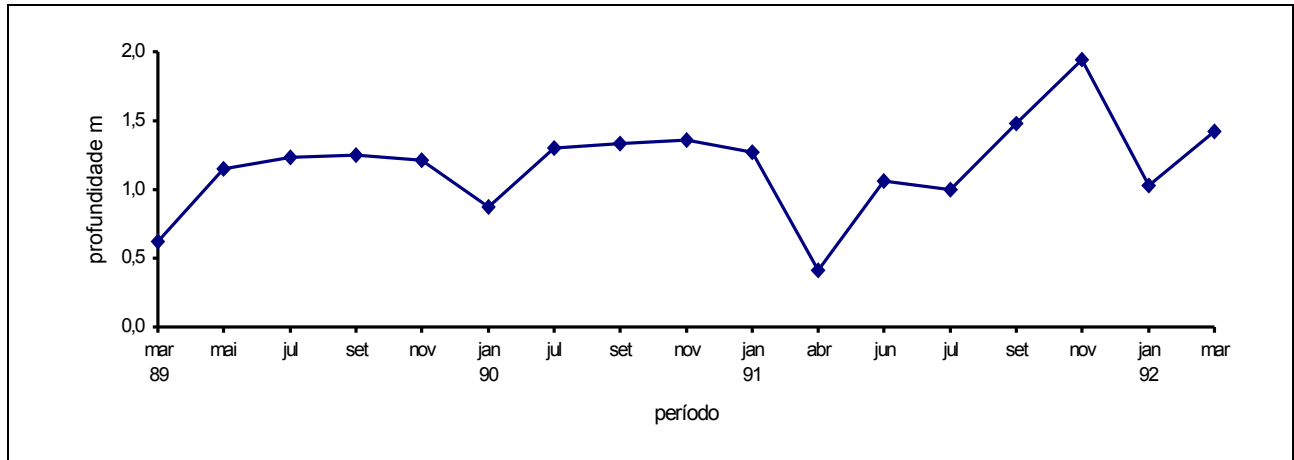


Figura 7. Valores médios de transparência em função do período de amostragem.

aproximada de 10% da radiação superficial. Portanto, multiplicando-se o valor da profundidade do disco de Secchi pelo fator 3, segundo Cole (citado por Esteves, 1988), obter-se-ia o valor correspondente a 1% da radiação da superfície. Assim os valores da zona eufótica obtidos para o período, variaram de um mínimo de 0,60 m a um máximo de 8,49 m.

A título de comparação, observou-se para o reservatório de Promissão, à jusante do reservatório de Ibitinga, uma variação de 3,75 m a 13,80 m, para os valores da zona eufótica, mostrando, a princípio, maior transparência, com uma zona fotossintética mais acentuada que o de Ibitinga.

**Série Nitrogênio ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3^+$  e  $\text{N}_{\text{Total}}$ ).** As observações relativas as variações dos conteúdos médios de nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total, verificadas no decorrer do período, encontram-se apresentadas na Figura 8, expressos em  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

Quanto ao conteúdo médio de nitrito verifica-se a existência de variações no decorrer do período, sem contudo mostrar tendências a acúmulo em função do tempo. Semelhantes observações podem ser deduzidas para o amônio e nitrogênio total, enquanto que para o nitrato pode se observar uma ligeira tendência no aumento de sua concentração em função do tempo.

A princípio, deduz-se que a tendência ao acúmulo de nitrato é consequência de sua

não utilização para o desenvolvimento de biomassa planctônica, fato que pode ser comprovado, como visto mais adiante, pelos baixos conteúdos de clorofila e fósforo no reservatório.

Quanto ao conteúdo de nitrato foram observadas também variações significativas entre estações, profundidade e em função de período de amostragem. As estações E2 e E3 foram as que apresentaram os menores conteúdos (valores médios de 371 e 315  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , respectivamente). A explicação possível, estaria ligada a utilização deste íon no desenvolvimento e crescimento de macrófitas na altura das referidas estações, onde as condições favoreceriam esse aspecto.

Ghetti et al (1982) salientaram a ação de processos de fitodepuração com conseqüente produção de biomassa que podem reduzir impacto sobre o meio aquático, mantendo nas próprias zonas de produção o ciclo de nutrientes, dentre eles, o do nitrogênio.

De um modo geral, houve uma ligeira tendência de se verificar maiores concentrações na zona de fundo (hipolímnio) em relação, sobretudo, àquela do meio (metalímnio). De acordo com Esteves (1988), este comportamento é possível de ser verificado levando-se em consideração que, em lagos oligotróficos, o nitrogênio amoniacal, sob condições favoráveis, sofre o processo da nitrificação pela sua oxidação, resultando no aumento da concentração do nitrato no hipolímnio.

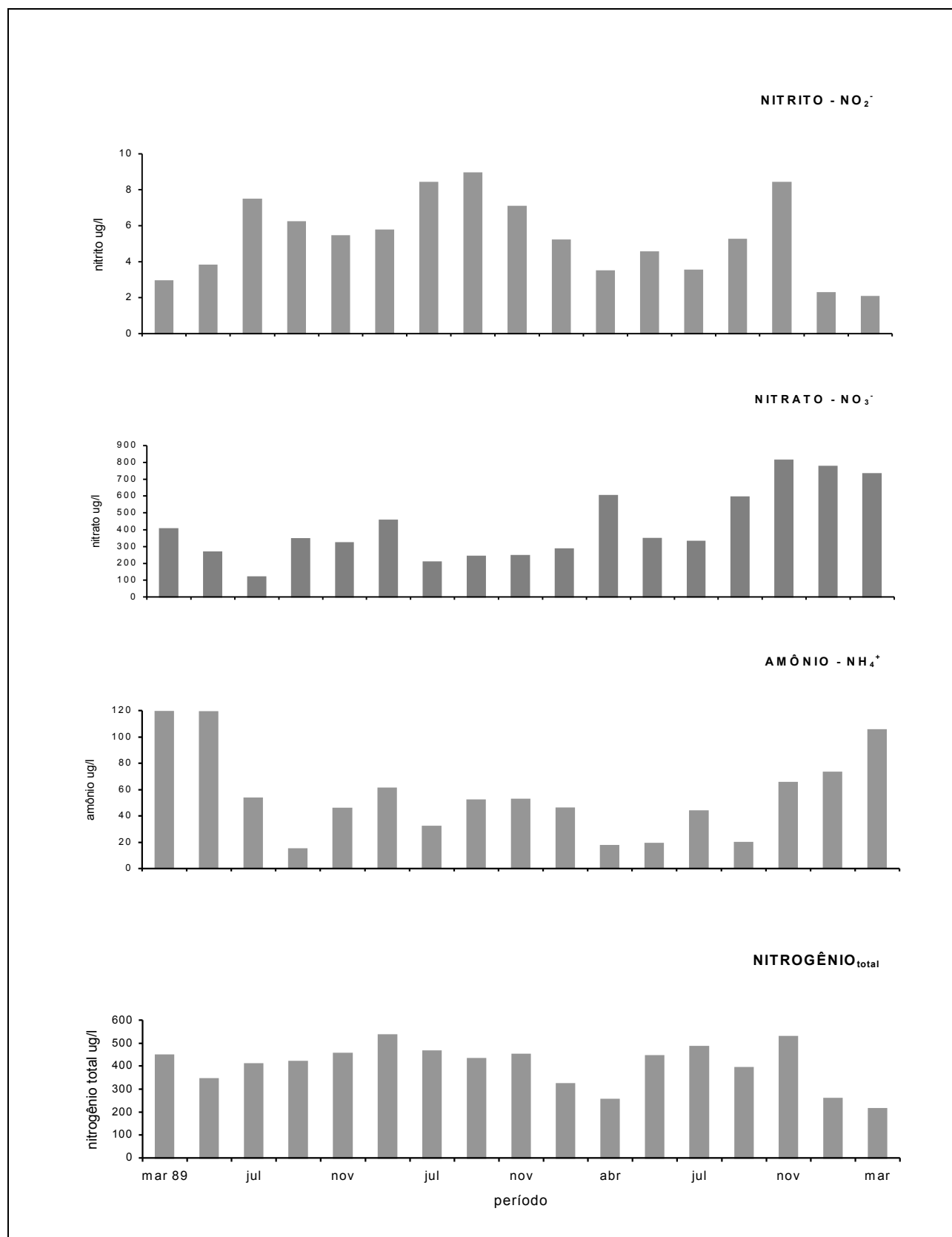


Figura 8. Valores médios de nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total, em função do período de amostragem.

Em relação à variação sazonal apresentada, salienta-se que a região é ocupada, em grande parte, pela cultura da cana-de-açúcar e onde, de um modo geral, a adubação nitrogenada, de fácil lixiviação, é prática comum.

Semelhantes observações podem ser aplicadas para os parâmetros amônio e nitrogênio total, com um comportamento relativamente próximo ao nitrato no que se refere às variações verificadas em função das estações de coleta, período de amostragem e profundidade.

O nitrito, por sua vez, presente em baixas concentrações (Figura 8), mostrou apenas uma variação acentuada entre as estações, com um valor mínimo médio de  $3,1 \mu\text{g.l}^{-1}$  na E3 e um máximo médio de  $10,7 \mu\text{g.l}^{-1}$  na E5.

Para o reservatório de Promissão (Guimarães Junior et al, 1989), o conteúdo médio de nitrito foi também baixo, com um valor de  $3,03 \mu\text{g.l}^{-1}$  contra  $5,33 \mu\text{g.l}^{-1}$ , verificado para o presente ecossistema. As baixas concentrações de nitritos em sistemas aquáticos são normalmente verificadas em ambientes oxigenados, como seriam os casos das represas de Ibatinga e Promissão, e também em condições de baixa poluição orgânica (Wetzel, 1983; Esteves, 1988).

Segundo Branco (1986), as altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem estar relacionadas às descargas de efluentes, constituindo-se, portanto, num indicador de despejos orgânicos recentes, oriundos principalmente, de esgoto doméstico. As implicações ecológicas resultantes das altas concentrações de nitrogênio amoniacal estão ligadas, principalmente, à dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que para oxidar  $1,0 \text{ mg}$  de  $\text{NH}_4$  são necessários  $4,3 \text{ mg}$  de oxigênio.

Através dessas observações e em função das condições constatadas no reservatório de Ibatinga, pode-se deduzir que, praticamente, não se verificou a influência direta de efluentes domésticos, havendo, contudo, uma predominância daqueles originários de atividades agrícolas.

Para os lagos europeus, Vollenweider (1968) classificou-os segundo as diferentes

formas de compostos nitrogenados conforme visto na Tabela 2. Segundo tal critério, o reservatório de Ibatinga, até o momento, poderia ser classificado como sendo um lago do tipo oligotrófico.

Cabe ressaltar que a série nitrogênio, envolvendo os processos de nitrificação, amonificação e outros, é extremamente complexa onde inúmeros fatores interferem nos mesmos, como por exemplo, a própria queima da cana-de-açúcar por ocasião da colheita, fato este que pode ser considerado significativo para a região em objeto.

**Tabela 2. Classificação de lagos europeus em relação às presenças de compostos nitrogenados, dados em  $\text{mg.l}^{-1}$  (Vollenweider, 1968).**

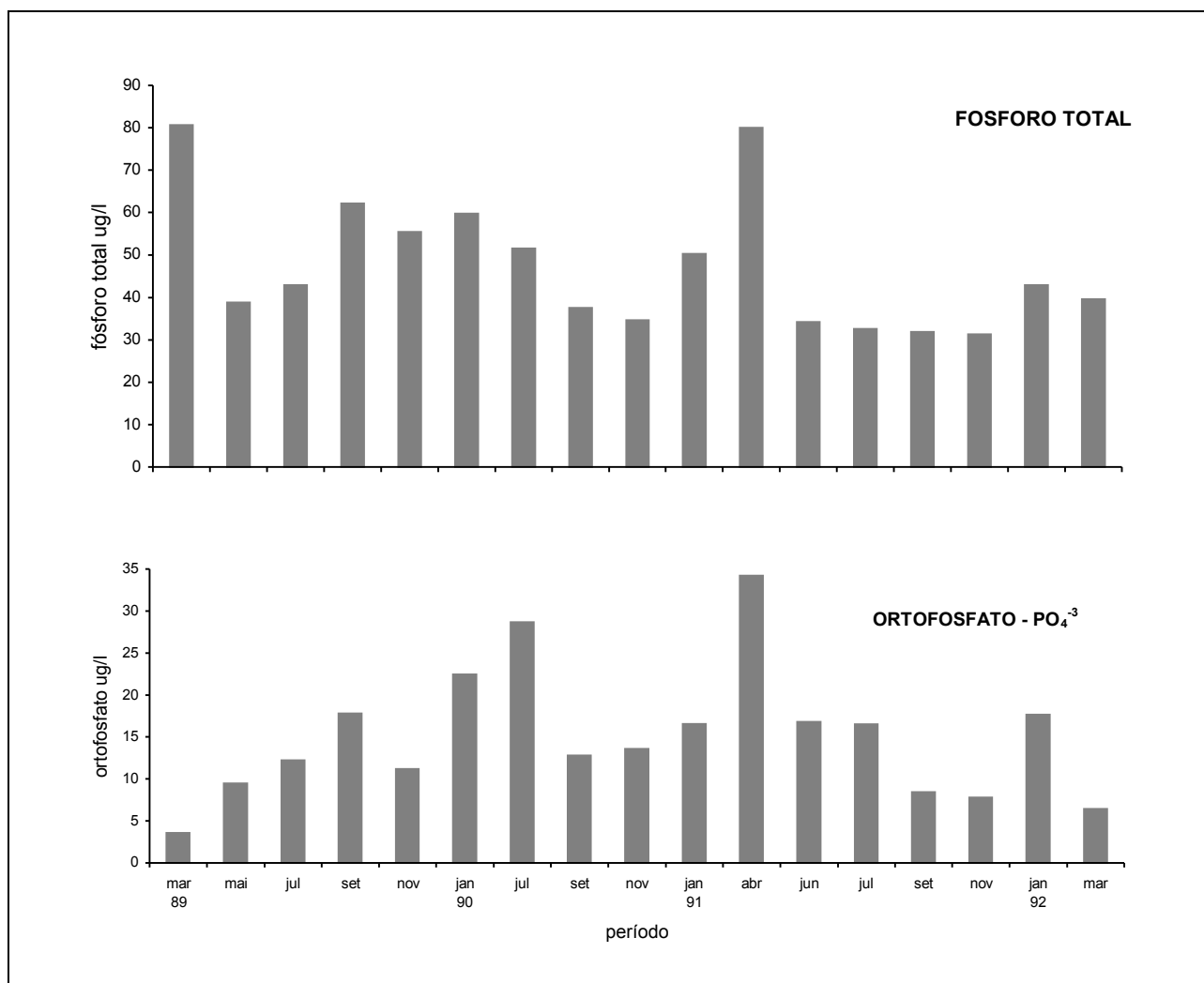
| Tipos de lagos | Nitrog.<br>Amoniacal | Nitrato    | Nitrito    |
|----------------|----------------------|------------|------------|
| Oligotrófico   | 0,0 - 0,3            | 0,0 - 1,0  | 0,0 - 0,5  |
| Mesotrófico    | 0,3 - 2,0            | 1,0 - 5,0  | 0,5 - 5,0  |
| Eutrófico      | 2,0 - 15,0           | 5,0 - 50,0 | 5,0 - 15,0 |

**Série Fósforo (Fósforo total e Ortofosfato).** Todas as formas de fósforo presentes em águas naturais, iônica ou complexada, encontram-se sob a forma de fosfato. Embora todas sejam importantes sob o ponto de vista ecológico, o ortofosfato assume maior relevância pelo fato de ser a principal configuração assimilável pelos vegetais aquáticos (Esteves, 1988).

Na Figura 9 estão apresentados os valores médios obtidos para o fósforo total e ortofosfato, no decorrer do período.

Os resultados de ortofosfato verificados, em termos médios, indicaram que não houve uma variação acentuada desse parâmetro entre as estações de coleta, observando-se que, praticamente todo conteúdo que entra no reservatório através da estação de montante E5 ( $17,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) se mantém no ecossistema, uma vez que o conteúdo da estação de saída E1 ( $16,0 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) apresentou-se similar. Observou-se também que, com relação à profundidade, não ocorreu uma distribuição padrão, havendo, contudo, uma certa variação sazonal.

Para o fósforo total, os resultados obtidos indicaram uma variação razoável entre



**Figura 9. Resultados médios obtidos para os conteúdos de fósforo total e ortofosfato no decorrer do período de amostragem.**

os valores médios verificados para as estações de coleta. Esperava-se que, ao contrário do que se observou, os conteúdos das estações E2 e E3 fossem menores que para as demais, tendo-se em vista que o possível desenvolvimento e crescimento de macrófitas nos braços de rios atuariam como fontes absorvedoras de fosfato. Em termos médios, os resultados foram iguais a 42, 61, 46, 38 e 48  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , respectivamente para as estações E1, E2, E3, E4, e E5.

Ficou também evidenciado uma variação com relação a profundidade, mostrando que as camadas de fundo apresentaram conteúdos superiores em relação as demais, com valores médios de

31  $\mu\text{g.l}^{-1}$  na superfície, 42  $\mu\text{g.l}^{-1}$  no meio e 61  $\mu\text{g.l}^{-1}$  nas amostras de fundo.

Sabe-se que o íon fosfato é facilmente imobilizado (precipitado) em ambiente aquático, onde vários fatores interferem no processo, destacando-se entre eles o conteúdo de ferro, alumínio, carbonatos, pH e oxigenação do meio. Wetzel (1983), cita que para valores de pH superiores a 6,0, como é o caso do ecossistema de Ibitinga, o fósforo poderia se combinar mais facilmente com o cálcio para formar compostos precipitáveis.

Desse modo, acredita-se que os valores que foram registrados, foram reflexos de uma interação de fatores físicos e químicos, além de se levar em consideração que se trata de uma região canvieira, onde

as atividades agrícolas, como calagem, adubação fosfatada, conservação do solo, relevo e outras, devem interagir com o meio aquático, com respostas diretas não só nos conteúdos de fósforo como também nos demais parâmetros.

Além destas observações, cabe salientar que para as estações E2 e E3 (braços de rios), a relação entre os conteúdos médios de ortofosfato solúvel e fósforo total foi, respectivamente, 25 e 28%, enquanto que para as demais, E1, E4 e E5, estes valores foram de 38, 38 e 35%, respectivamente.

**Pigmentos (Clorofila *a*).** Sendo a clorofila um dos principais elementos responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton, razão pela qual vem-se tornando cada vez mais freqüente a determinação deste parâmetro (Esteves, 1988).

Na Figura 10 apresenta-se os valores médios observados para a Clorofila *a*, no decorrer do período, quando os seus conteúdos estiveram na faixa de 0,0 a 51,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , com um valor médio de 3,68  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

A sua distribuição espacial, de acordo com os resultados obtidos, não foi homogênea, não só no aspecto de uma distribuição vertical como também no que se refere a uma distribuição horizontal. As estações E2 e E3 foram as que apresentaram as menores concentrações, provavelmente

pelos fatores interferentes no processo de transição de ambientes lóticos para o lântico.

Pela análise estatística ocorreram variações significativas entre as estações, cujos valores médios registrados foram iguais a 5,0; 2,0; 2,1; 5,2 e 5,1  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , respectivamente para as estações de E1 a E5.

Segundo Ganf (1974), em lagos rasos sem estratificação térmica ou apenas esporádicas e de curta duração, a produtividade do fitoplâncton apresenta pouca variação no decorrer do ano, sendo que os principais fatores externos de produtividade seriam precipitação e vento, os quais, por sua vez, exerceriam influência sobre os controladores internos, que são os nutrientes e a radiação subaquática.

## CONCLUSÕES

Como conclusão geral, dada em função dos resultados obtidos e em termos comparativos com outros reservatórios, verifica-se que o de Ibatinga não apresenta, de momento em termos médios, níveis críticos de eutrofização, embora se observe uma acentuada tendência ao desenvolvimento do processo em função do tempo. Essa tendência, em linhas gerais, seria decorrente das atividades agrícolas implantadas na bacia e de efluentes urbanos lançados em seu reservatório, sobretudo aqueles provenientes de seus dois principais afluentes, o Jacaré-Pepira e Jacaré-Guaçu.

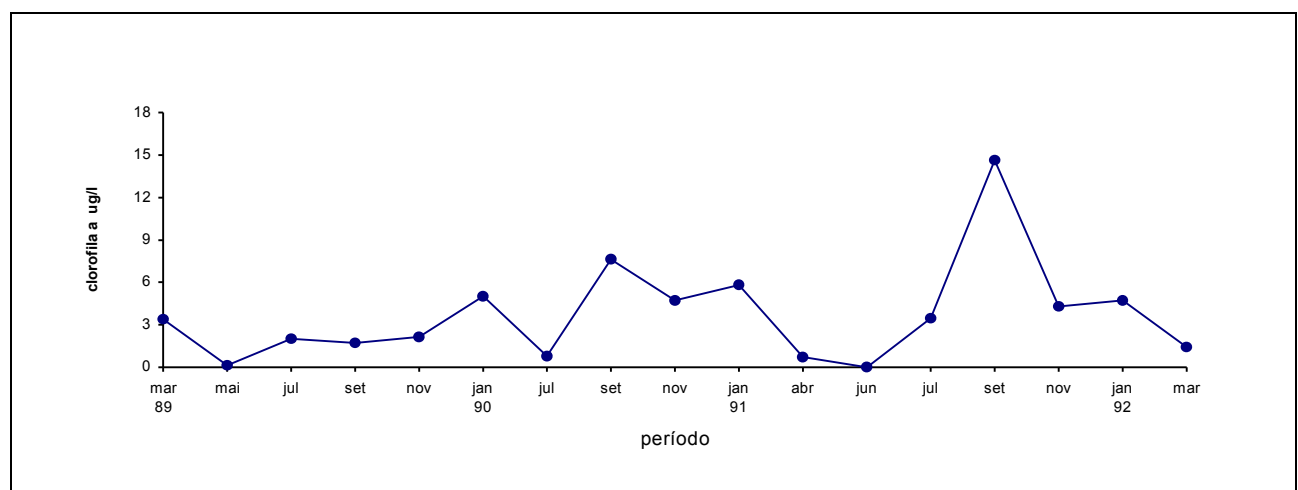


Figura 10. Variação dos valores médios de clorofila *a*, verificada em função do período.

Contudo, cabe salientar que o índice do estado trófico (IET) ou índice de Carlson, definido em função dos valores médios observados para os parâmetros Disco de Secchi, concentração de fósforo total e pigmento clorofila **a**, apresentou, como conclusão, os seguintes estados: eutrófico para o Disco de Secchi; eutrófico para o fósforo total e mesotrófico para o pigmento clorofila **a**.

## REFERÊNCIAS

- BAXTER, D. M. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 8, p. 255-83, 1977.
- BRANCO, S. M., ROCHA, A. A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1977. 185p.
- BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640p.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1988. 575p.
- GANF, G. G. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial (Lake George, Uganda). *J. Ecol.*, v.62, p. 611-29. 1974.
- GHETTI, P. F. et al. Perspectives en phytoepuration par les macrophytes flottants dans les regions continentales. In: SEMINÁRIO L'EPURATION PAR LAGUNAGE, 1982, Montpellier (França). Anais... Montpellier: Ed. Cerete, 1991. p. 1-13
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S., OHMSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. Oxford: Blackwell Science, 1978. 214p.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. *Methods of chemical analysis of freshwaters*. Oxford: Blackwell Science, 1969. 172p.
- GUIMARÃES JUNIOR, C et al. *Caracterização limnológica preliminar do reservatório da UHE Mário Lopes Leão - Promissão*, São Paulo. São Paulo: CESP, 1989. 45p. Coleção (Ecossistemas aquáticos, 4).
- HENRY, R. Experimentos de enriquecimento e seus efeitos no fitoplâncton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê - SP): efeitos da adição diária de nutrientes inorgânicos. Botucatu: Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, 1985. (Relatório).
- HENRY, R. O crescimento potencial do fitoplâncton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê - SP): uma comparação sazonal dos efeitos de enriquecimento artificial em amostras de seus tributários. *Cienc. Cult.* (São Paulo), v.38, p.1553-64, 1986.
- ISHII, I. H. *Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias, MG*. São Carlos, 1987. 159p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos.
- KOROLEFF, K. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Org.). *Methods of seawater analysis*. Verlag: Chemie Wheinhein, 1976. p.117 - 81.
- MACKERETH, F. Y. H., HERON, J. G., TALLING, J. J. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Ambleside: Freshwater Biological Associations, 1978. 120p. (Scientific publications, 36).
- PORTO, M. F. A. et al. (Org.). Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L. (Org.). *Hidrologia ambiental*. São Paulo: EDUSP, 1991. 414p. (Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 3).
- STRICKLAND, J. D. H., PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, n.167, p.1-310, 1968.
- TUNDISI, J. G. Typology of reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.21, p. 1031-9, 1981.
- TUNDISI, J. G. Ambientes, represas e barragens. *Cienc. Hoje*, v.5, n.27, p. 49-54, 1986.
- TUNDISI, J. G. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1988. v.1, t.1/2, (monografia em limnologia).
- VOLLENWEIDER, R. A. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: Rep. Organization for Economic Cooperation and Development, 1968. 61p. (DAS/CSI/68.27).
- WETZEL, R. G., LIKENS, G. E. *Limnological analysis*. Philadelphia: W. B. Saunders, 1979. 357p.
- WETZEL, R. G. *Limnology*. 2. ed. Philadelphia: Saunders College, 1983. 760p.
- ZUCCARI, M. L. *Determinação de fatores abióticos e bióticos do Ribeirão Lavapés (Botucatu, SP)*. Botucatu, 1991. 113p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

## ***Limnological Aspects of Ibitinga Reservoir***

### **ABSTRACT**

*The main purpose of this research was to evaluate the water quality state of the Ibitinga hydroelectric power reservoir, through determination of several limnological parameters. Taking into account this objective, it was collected during March 1989-March 1992 period water samples from the reservoir, at five different points and three depths of each one. Those water samples were analysed to water temperature, pH, oxygen dissolved, electrical conductivity, alkalinity, transparency, nutrients (nitrogen and phosphorus) and chlorophyll a.*