

# Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil)

Renata Ribeiro de Araújo Rocha e Sidinei Magela Thomaz\*

Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná, Brasil. \*Autor para correspondência. e-mail: smthomaz@nupelia.uem.br

**RESUMO.** A variação sazonal de variáveis limnológicas foi monitorada em quatro ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, entre os meses de março de 2000 e março de 2001. As variáveis mensuradas foram: temperatura, profundidade da coluna de água, transparência do disco de Secchi, pH, condutividade elétrica, alcalinidade total, turbidez, oxigênio dissolvido, material em suspensão total, N-nitrato, N-nitrito, N-amoniacal, nitrogênio total, fósforo reativo solúvel, fósforo dissolvido, fósforo total, carbono orgânico dissolvido e clorofila *a*. Durante a análise da variação sazonal das variáveis, foram considerados os registros de precipitação pluviométrica e dos níveis de água do rio Paraná. Os resultados indicaram ausência do efeito homogeneizador, como registrado em estudos anteriores na planície, ausência de sazonalidade para alguns fatores (e.g., condutividade e alcalinidade) e forte influência da precipitação pluviométrica na dinâmica dos fatores limnológicos, em especial nos aportes de nutrientes.

**Palavras-chave:** limnologia comparada, planície de inundação, lagoas, nitrogênio, fósforo.

**ABSTRACT. Temporal variation of limnological factors in the Upper Paraná River floodplain habitats.** The seasonal variation of limnological variables was monitored in four habitats in the Upper Paraná River floodplain, from March 2000 to March 2001. The measured variables were temperature, depth, Secchi transparency, pH, electrical conductivity, total alkalinity, turbidity, dissolved oxygen, total suspended matter, nitrate-N, nitrite-N, ammoniac-N, total nitrogen, reactive soluble phosphorus, dissolved phosphorus, total phosphorus, dissolved organic carbon and chlorophyll *a*. During the seasonal variation, the pluviometric precipitation and water levels were also considered. The results indicated absence of homogenization, as detected in previous studies, absence of seasonality of some factors (e.g., conductivity and alkalinity), and a strong influence of the pluviometric precipitation upon the limnological factors dynamic, especially in the nutrient inputs.

**Keywords:** comparative limnology, floodplain, lagoons, nitrogen, phosphorus.

## Introdução

Pesquisas realizadas na planície de inundação do alto rio Paraná indicam que o regime hidrológico desse rio e de seus tributários ocupa papel central na interpretação dos processos ecológicos (Thomaz *et al.*, 1992a, b, 1997; Pagioro *et al.*, 1994; Agostinho *et al.*, 2000). De acordo com Thomaz *et al.* (1997), a ação do rio Paraná sobre a dinâmica das características limnológicas dos ambientes lóticos, semilóticos e lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná, ocorre de diversas maneiras, tais como: i) entrada de água do rio Paraná na várzea, por intermédio de falhas no dique marginal, já no início dos pulsos de inundação; ii) barramento de tributários, como, por exemplo, o rio Baía, que transborda na própria várzea; iii) refluxo da água de canais, devido à entrada de água do rio Paraná; iv) comunicação

direta com lagoas de várzea, por intermédio de canais de ligação e v) transbordamento, sobre o dique marginal no pico das águas altas.

Entretanto, ações antrópicas podem interferir na amplitude e periodicidade do regime hidrométrico natural dos sistemas rios-planícies de inundação e promover mudanças nos padrões temporais e espaciais de variáveis limnológicas. Nesse sentido, é importante destacar que grande parte da rede hidrográfica da bacia do rio Paraná encontra-se sob controle de barramentos (Agostinho *et al.*, 2000). Neste contexto, o monitoramento dos ambientes dessa planície de inundação torna-se uma importante ferramenta para avaliar possíveis mudanças nos padrões ou nas tendências temporais das variáveis limnológicas frente a ações antrópicas.

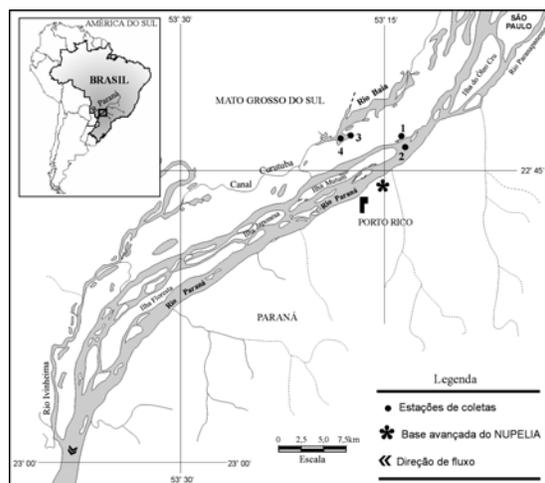
O presente estudo tem como objetivo principal avaliar a variação sazonal de variáveis limnológicas em quatro ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Pela primeira vez foi analisada a dinâmica sazonal das formas dissolvidas de nutrientes, tais como o N-nitrato, N-amoniaco e fósforo reativo solúvel nesse trecho do rio, tendo como fator relevante o fechamento da UHE de Porto Primavera.

### Material e métodos

A área de estudo compreende a planície de inundação do alto rio Paraná, entre a foz do Paranapanema e a primeira ligação do rio Ivinheima com o rio Paraná. Foram selecionadas quatro estações de amostragem: uma lagoa marginal conectada ao rio Paraná (lagoa das Garças), o rio Paraná, uma lagoa marginal conectada ao rio Baía (lagoa Carão) e o rio Baía (Figura 1).

Para o desenvolvimento da presente pesquisa, foram realizadas coletas mensais (entre março de 2000 e março de 2001) na superfície da região pelágica dos quatro ambientes amostrados.

As variáveis amostradas em campo foram: temperatura da água, utilizando-se um termômetro de cabo acoplado ao oxímetro; transparência do disco de Secchi; profundidade da coluna de água, utilizando-se régua graduada; oxigênio dissolvido, através de um oxímetro digital portátil marca YSI; pH e condutividade elétrica, através de potenciômetros digitais portáteis marca Digimed; alcalinidade total, estimada através do método "Gran" (Carmouze, 1994).



**Figura 1.** Localização da planície de inundação do alto rio Paraná e estações de amostragem: (1) Lagoa das Garças; (2) Rio Paraná; (3) Lagoa Carão; (4) Rio Baía.

No laboratório de campo, a turbidez foi estimada utilizando-se um turbidímetro digital portátil marca LaMotte-2008. Amostras de água foram filtradas em membranas Whatman GF/C e os filtros foram armazenados em freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$ , para posterior determinação das concentrações de material em suspensão total e clorofila *a*. A água filtrada também foi preservada em freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$ , para posterior determinação das concentrações de carbono orgânico dissolvido e das formas dissolvidas de fósforo e de nitrogênio. Da mesma forma, a água não filtrada foi preservada em freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$ , para posterior determinação das concentrações de nitrogênio e fósforo totais.

As membranas GF/C foram analisadas por gravimetria para determinação das concentrações de material em suspensão, de acordo com Wetzel e Likens (1991). Do material retido nos filtros de fibra para análise de clorofila *a*, a extração foi feita com acetona 90%, segundo Golterman *et al.* (1978).

As concentrações de carbono orgânico dissolvido foram determinadas em um analisador de carbono Shimadzu (TOC 5000). As frações de fósforo total, de fósforo dissolvido e de fósforo reativo solúvel (orto-fosfato) foram quantificadas em espectrofotômetro, de acordo com Mackereth *et al.* (1978).

O N-amoniaco também foi determinado segundo Mackereth *et al.* (1978). Para a quantificação de N-nitrato, foi utilizado um sistema de injeção de fluxo (FIA = "Flow Injection Analyses"), como descrito por Giné *et al.* (1980), em Zagatto *et al.* (1981). O mesmo sistema foi utilizado para o N-nitrato. No entanto, as amostras passaram previamente pelo interior de uma micro coluna de cádmio, onde o N-nitrato foi reduzido a N-nitrito, sendo este, então, quantificado posteriormente como no método descrito acima. O nitrogênio total foi determinado pelo método de digestão com persulfato de potássio e hidróxido de sódio (APHA, 1995), que consiste na oxidação de todos os compostos de nitrogênio a N-nitrato. Posteriormente, o N-nitrato foi determinado por meio da metodologia descrita acima.

Análises de regressão simples foram realizadas com o intuito de verificar possíveis correlações significativas entre as variáveis amostradas.

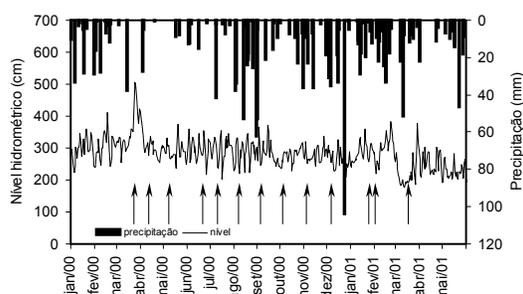
Análise de componentes principais (ACP) (Gauch, 1986) foi aplicada com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados, avaliar a ordenação dos ambientes e identificar quais

fatores influenciam essa ordenação. Os valores dos parâmetros limnológicos, exceto os do pH, foram log-transformados (base dez), para linearizar as relações e reduzir o efeito de valores elevados. Os valores dos níveis hidrométricos e de precipitação pluviométrica também foram incluídos na análise de componentes principais. Para os níveis hidrométricos, foram utilizados valores médios de seis dias antecedentes à amostragem (Thomaz *et al.*, 1997). Para a precipitação pluviométrica, foi utilizado o total pluviométrico de seis dias que antecederam às amostragens.

## Resultados

A variação do nível da água do rio Paraná está representada na Figura 2. Pode-se observar que não houve um padrão de variação sazonal da curva hidrométrica. No entanto, uma elevação do nível hidrométrico foi observada no mês de março de 2000, alcançando valores de 507 cm.

A precipitação pluviométrica alcançou picos de 104 mm/dia durante o período de amostragem (Figura 2). Os valores mais elevados de precipitação pluviométrica durante esse período foram registrados nos meses de setembro, dezembro de 2000 e fevereiro de 2001, enquanto que os meses de menor precipitação foram, em geral, abril, maio, junho e julho de 2000.



**Figura 2.** Variações dos níveis hidrométricos do rio Paraná e das precipitações locais durante o período de amostragem. Dados fornecidos pela ANA (Agência Nacional de Águas). As setas indicam os dias em que foram feitas as amostragens.

Considerando a profundidade dos ambientes amostrados (Figura 3a), foi possível notar que o rio Paraná apresentou-se com maiores valores, seguindo-se do rio Baía e por último as lagoas Carão e Garças. Ambas as lagoas são consideravelmente rasas, pois as profundidades foram sempre inferiores a 3 metros.

Os menores valores da transparência medida pelo disco de Secchi, foram registrados no rio Baía e nas lagoas Carão e Garças, onde predominaram

valores inferiores a 1,0 m (Figura 3b). Por outro lado, no rio Paraná, foram encontrados valores de até 4,0 m de transparência do disco de Secchi. Os maiores valores neste ambiente foram registrados durante o inverno, quando a precipitação pluviométrica foi menor.

Através da dinâmica sazonal do material em suspensão total (Figura 3c) observou-se que a lagoa Carão apresentou uma maior variabilidade, com grandes oscilações mensais, alcançando valores de até 240 mg.L<sup>-1</sup>. Nos demais ambientes, os resultados foram mais homogêneos ao longo do período estudado, não ultrapassando valores de 33 mg.L<sup>-1</sup>. Em geral, os valores de material em suspensão total foram maiores para a lagoa quando comparada ao rio.

Os resultados da turbidez (Figura 3d) oscilaram entre 1 e 25 NTU. Comparando-se a variação temporal dos resultados do rio Paraná e da lagoa das Garças, observou-se para a lagoa maiores valores e uma variabilidade sazonal mais acentuada. Quanto ao rio Baía e a lagoa Carão, observou-se uma semelhança na variabilidade dos resultados, e em geral, maiores valores para a lagoa Carão.

Em relação à variabilidade da temperatura de água, registrou-se o mesmo padrão de variação para todos os ambientes amostrados, sendo os valores desta variável, semelhante (Figura 4a). Menores temperaturas foram obtidas entre os meses de maio e setembro, com valores de até 16 °C. Maiores temperaturas foram encontradas nos demais períodos de amostragem, com valores de até 33 °C. Assim, uma amplitude de 17° C foi registrada entre os meses de verão e inverno.

As concentrações de oxigênio dissolvido oscilaram entre 0,8 e 10,8 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 4b). Os menores valores de oxigênio dissolvido foram registrados nas lagoas, quando comparadas com o rio ao qual estão conectadas. Constatou-se também, em geral, menores valores de oxigênio dissolvido no rio Baía e na lagoa Carão, em comparação com o rio Paraná e lagoa das Garças.

Os valores de pH oscilaram entre 6,6 e 7,5 no rio Paraná, entre 6,3 e 8,1 na lagoa das Garças, enquanto que no rio Baía oscilaram entre 5,9 e 6,9 e na lagoa Carão entre 5,3 e 6,4 (Figura 4c). A lagoa das Garças apresentou valores menores de pH em relação ao rio Paraná durante o período de março a setembro, e valores maiores após este período, com exceção de janeiro de 2001. Por outro lado, na lagoa Carão os valores apresentaram-se menores durante todo o período de amostragem, quando comparados àqueles do rio Baía, exceto no mês de outubro.

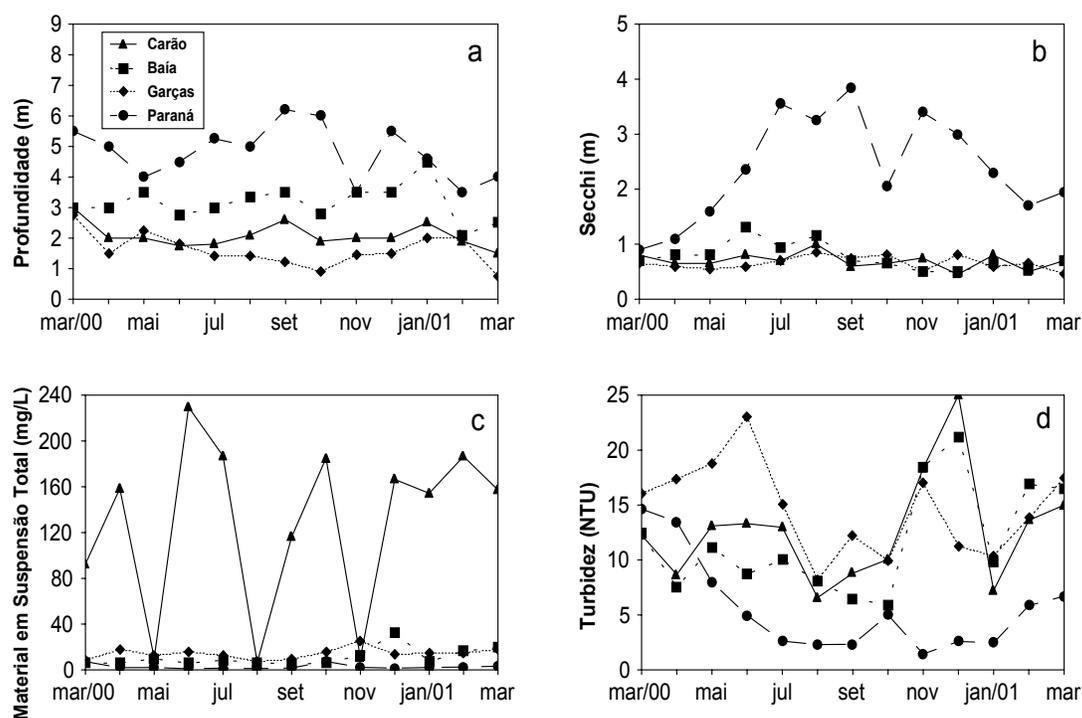
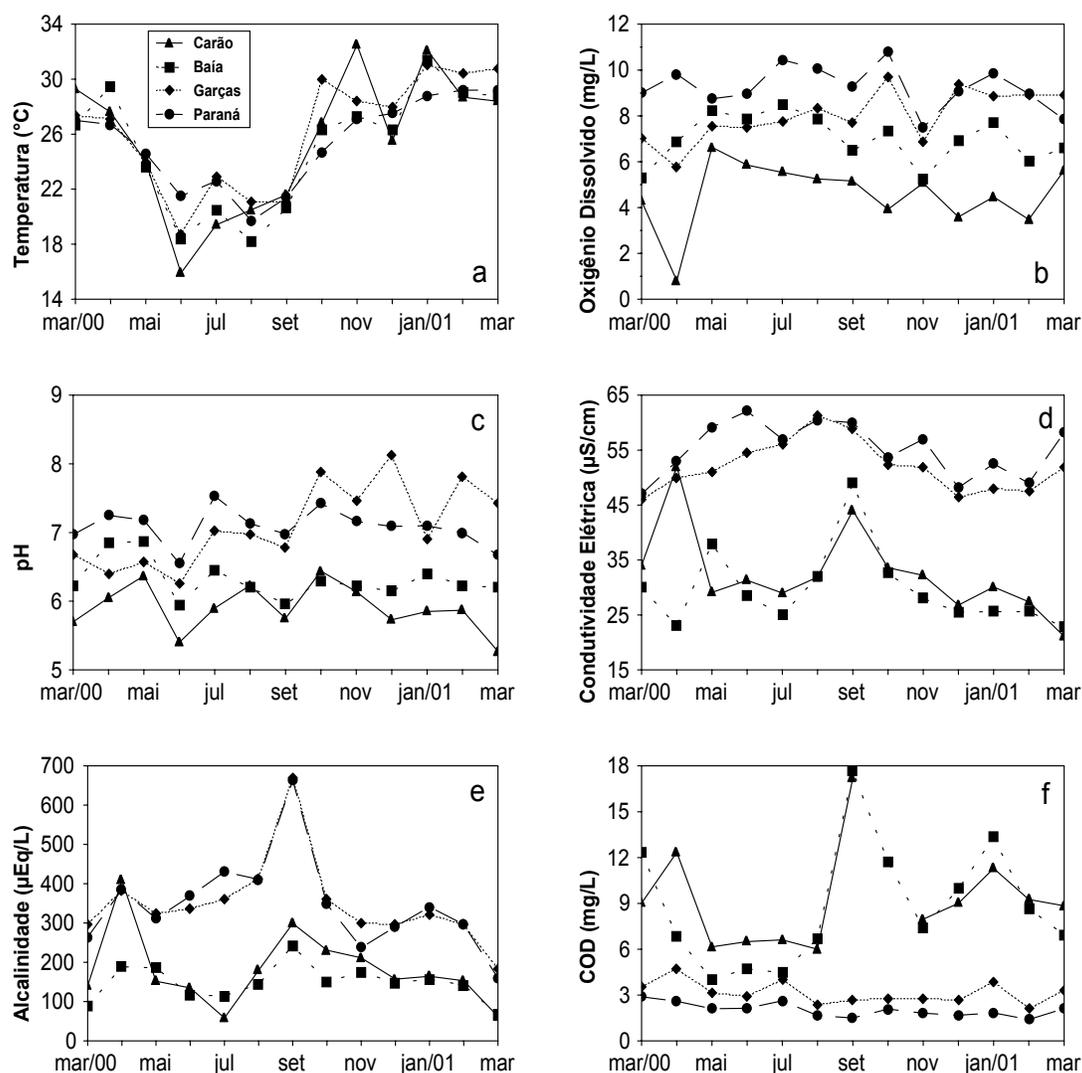


Figura 3. Variação sazonal de: (a) profundidade dos ambientes, (b) transparência da coluna de água, (c) material em suspensão total e (d) turbidez.

De maneira geral, para a condutividade elétrica foram obtidos valores mais elevados no rio Paraná (47 a 62  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e na lagoa das Garças (46 a 61  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), quando comparados aos valores do rio Baía (23 a 49  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e lagoa Carão (21 a 52  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) (Figura 4d). Pôde-se observar, também, que a variação espacial dos valores da condutividade elétrica das lagoas foi similar à variação constatada nos rios aos quais estão conectadas. Na lagoa Carão e rio Baía, um pico deste fator foi registrado em setembro (Figura 4d). Este pico coincidiu com picos da alcalinidade total, carbono orgânico dissolvido e nutrientes (ver Figuras 5 e 6).

Os valores da alcalinidade total seguiram o mesmo padrão de variação da condutividade elétrica (Figura 4e). Essas duas variáveis correlacionaram-se de forma significativa ( $r=0,81$ ;  $p<0,0000$ ;  $N=52$ ). O rio Paraná e a lagoa das Garças sempre apresentaram os maiores valores da alcalinidade (137 a 663  $\mu\text{Eq}\cdot\text{L}^{-1}$  e 185 a 670  $\mu\text{Eq}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente), quando comparados aos valores do rio Baía (67 a 242  $\mu\text{Eq}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e da lagoa Carão (58 a 409  $\mu\text{Eq}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Também, para a alcalinidade, os valores obtidos nas lagoas foram similares aos registrados nos rios aos quais elas se encontram conectadas.

Contrariamente ao registrado para a condutividade elétrica e pH, os valores do carbono orgânico dissolvido foram maiores no rio Baía (4 a 18  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e lagoa Carão (6 a 19  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) do que no rio Paraná (1 a 3  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e lagoa das Garças (2 a 5  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Figura 4f). Comparando-se os valores das lagoas com os rios aos quais estão conectadas, pôde-se observar que para a lagoa das Garças, foram sempre mais elevados do que o rio Paraná. No entanto, para a lagoa Carão, foram evidenciados maiores valores apenas durante o período de abril a julho, em comparação aos valores do rio Baía. Em relação à variabilidade temporal do carbono orgânico dissolvido, pôde-se notar que o rio Baía e a lagoa Carão apresentaram uma sazonalidade mais acentuada, quando comparada com a sazonalidade do rio Paraná e lagoa das Garças. Foi possível notar, também, que tanto para o rio Baía quanto para a lagoa Carão houve uma diminuição dos valores de carbono orgânico dissolvido nos meses de maio a agosto de 2000. Verificaram-se altas correlações entre carbono orgânico dissolvido e oxigênio dissolvido ( $r=-0,70$ ;  $p<0,0000$ ;  $N=52$ ) e pH ( $r=-0,64$ ;  $p<0,0000$ ;  $N=52$ ).



**Figura 4.** Variação sazonal de (a) temperatura, (b) oxigênio dissolvido, (c) pH, (d) condutividade elétrica, (e) alcalinidade e (f) carbono orgânico dissolvido.

Considerando os resultados do nitrato, observaram-se maiores valores no rio Paraná quando comparado aos demais ambientes (Figura 5a). Entretanto, um pico foi registrado em setembro na lagoa Carão. Na maioria do período amostrado, a lagoa Carão e o rio Baía apresentaram valores reduzidos deste íon, que algumas vezes não foi detectado. Para a lagoa das Garças, durante o período de março a setembro de 2000, pôde-se notar valores mais expressivos de nitrato em comparação com estes últimos ambientes. Por outro lado, durante os meses de outubro de 2000 a março de 2001, valores nulos também foram evidenciados.

As concentrações de nitrito foram consideravelmente baixas em todos os ambientes amostrados (<8 µg.L<sup>-1</sup>)

(Figura 5b). Nenhum padrão de variação temporal foi detectado para este íon. As concentrações de N-amoniacal oscilaram de forma errática, predominando baixas concentrações (< 20 µg.L<sup>-1</sup>) especialmente no rio Paraná (Figura 5c).

A variação temporal do nitrogênio total é mostrada na Figura 5d. Os resultados variaram entre 100 e 788 µg.L<sup>-1</sup>. Comparando-se a dinâmica temporal dos resultados, constatou-se o mesmo padrão para a lagoa e para o rio ao qual está conectada. Vale ressaltar ainda que, maiores valores foram constatados para a lagoa Carão e rio Baía no mês de setembro. No entanto, em geral os valores dos quatro locais analisados sobrepuseram-se ao longo do ano, não sendo possível diferenciá-los quanto a esta variável.

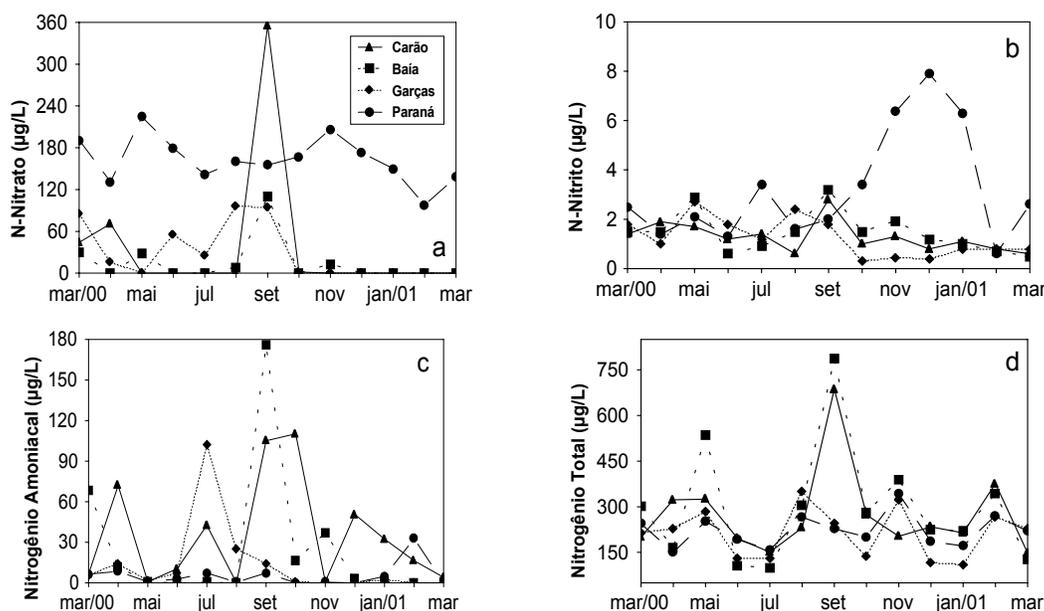


Figura 5. Variação sazonal de: (a) N-nitrato, (b) N-nitrito, (c) nitrogênio amoniacal e (d) nitrogênio total.

Para o fósforo reativo dissolvido, as concentrações foram relativamente baixas (em geral, menores do que  $5\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Analisando os resultados de fósforo dissolvido (Figura 6b), observaram-se maiores valores na lagoa das Garças do que no rio Paraná. Ao contrário, o rio Baía apresentou maiores valores em relação à lagoa Carão, com exceção dos meses de abril, setembro, fevereiro de 2001. Além disso, a lagoa Carão e o rio Baía apresentaram uma maior variabilidade dos resultados quando comparados à lagoa das Garças e ao rio Paraná.

A variação sazonal do fósforo total (Figura 6c) foi acentuada no rio Baía e nas lagoas. O rio Paraná foi o ambiente no qual foram detectadas as menores concentrações de fósforo total (em geral, menores do que  $10\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Esta observação também é válida para as outras duas frações de fósforo consideradas. Quanto à sazonalidade do fósforo total do rio Baía e da lagoa Carão, houve um incremento nos valores durante o período de setembro a dezembro. Considerando ainda os valores da lagoa Carão, pôde-se observar também que os valores da lagoa foram na maioria mais elevados do que no rio Baía, com exceções dos meses de julho, agosto, dezembro e janeiro de 2001. Uma correlação significativa foi verificada entre o fósforo total e a turbidez ( $r=0,63$ ;  $p<0,0000$ ;  $N=52$ ).

Os resultados obtidos para a variação sazonal das concentrações de clorofila *a* nas quatro estações amostradas estão expressos na Figura 6d. No rio Paraná constatou-se, em geral, valores homogêneos e menores de clorofila *a* quando comparado aos demais ambientes durante todo o período amostrado. Por outro lado, o

rio Baía apresentou maiores valores de clorofila *a* entre os meses de maio e agosto, coincidindo com menores valores de temperatura. Na lagoa das Garças pode-se constatar picos de clorofila *a* nos meses de maio ( $9,8\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e novembro ( $28,2\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) coincidindo com picos de fósforo total. Estes picos de clorofila *a* foram mais expressivos no mês de novembro, coincidindo com o menor valor de turbidez. Na lagoa Carão pode-se observar baixos valores de clorofila *a* nos meses com maior precipitação (setembro e dezembro) e menores temperaturas (junho e julho).

Em relação à análise de componentes principais (Figura 7), os componentes principais 1 e 2 explicaram 50,2% (CP1 = 34,0% e CP2 = 16,2%) da variabilidade total dos dados. Os coeficientes de estrutura derivados desta análise mais correlacionados com os componentes principais 1 e 2 foram identificados como os valores maiores que 0,50 (em módulo). Desta maneira, as variáveis positivamente correlacionadas com o componente principal 1 foram a turbidez, material em suspensão total, fósforo dissolvido total, fósforo total e carbono orgânico dissolvido. Por outro lado, a transparência do disco de Secchi, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, profundidade, oxigênio dissolvido, nitrato e nitrito correlacionaram-se negativamente com o componente principal 1. O componente principal 2 foi mais correlacionado, de forma positiva, com o nível hidrométrico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrogênio total, fósforo reativo solúvel e fósforo dissolvido total.

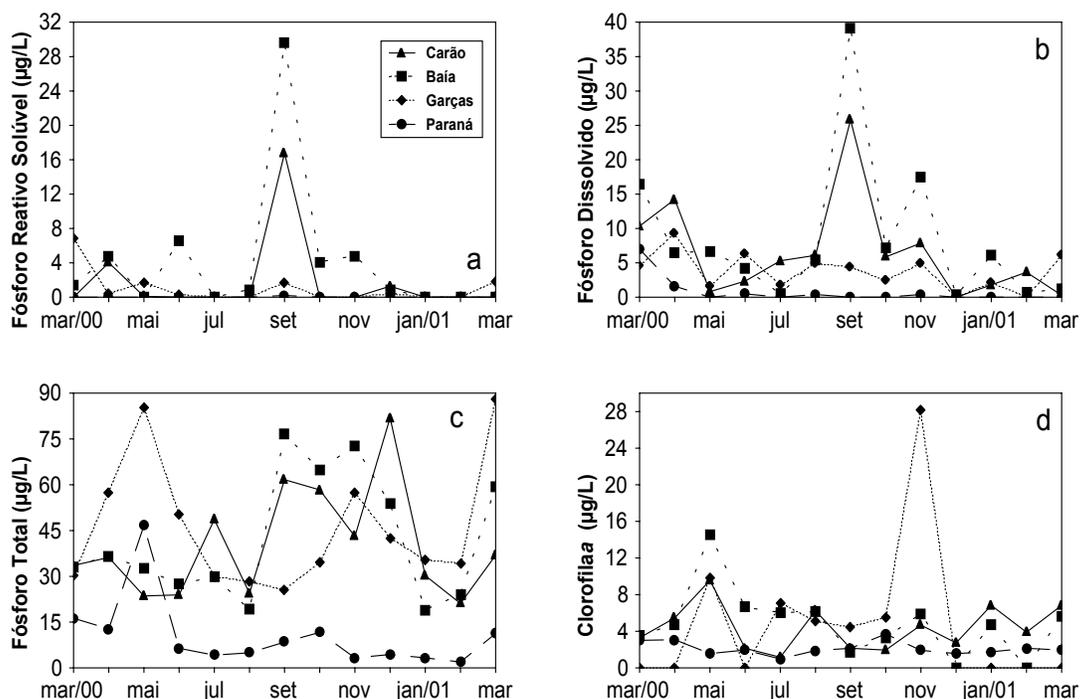


Figura 6. Variação sazonal de (a) fósforo reativo solúvel, (b) fósforo dissolvido, (c) fósforo total e (d) clorofila a.

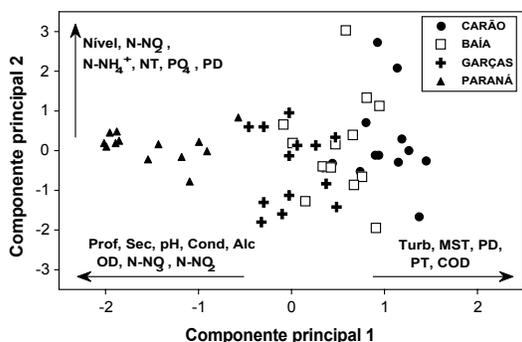


Figura 7. Análise de componentes principais. NT = nitrogênio total; PD = fósforo dissolvido; Cond = condutividade elétrica; Alc = alcalinidade; OD = oxigênio dissolvido; Turb = turbidez; MST = material em suspensão total; PT = fósforo total; COD = carbono orgânico dissolvido.

**Discussão**

A influência dos níveis hidrométricos do rio Paraná sobre os ambientes da planície de inundação depende, dentre outros fatores, do grau de conectividade que esses apresentam com o rio (Pagioro, 1992). Dessa forma, os efeitos do rio Paraná nos ambientes mais distantes são registrados de forma diferenciada e em menor grau.

De acordo com Souza Filho *et al.* (2004), o período de estudo foi considerado um ciclo atípico, caracterizado pela ausência de inundação. A dinâmica das variáveis

limnológicas apresenta estreita dependência da dinâmica hidrológica do rio Paraná. Assim, os resultados obtidos no presente trabalho devem refletir essa dinâmica atípica, sendo diferentes de resultados obtidos em anos que apresentam variações sazonais dos níveis fluviométricos.

O fato de o rio Paraná apresentar maiores valores de transparência do disco de Secchi em relação aos demais ambientes, pode ser explicado pela cascata de reservatórios localizada à montante, os quais funcionam como armadilhas de sedimento e nutrientes (Agostinho *et al.*, 1995). Um aspecto relevante a este respeito é o fechamento do reservatório de Porto Primavera, no ano anterior às amostragens, conferindo maiores valores da transparência do disco de Secchi em comparação com pesquisas realizadas anteriormente (Thomaz *et al.*, 2004).

Vale ressaltar que, para o rio Baía e para a lagoa Carão, menores valores da transparência do disco de Secchi também ocorreram quando as concentrações de carbono orgânico dissolvido foram elevadas, indicando que a transparência da água nesses ambientes deve estar sendo influenciada parcialmente por compostos dissolvidos. Predominam, nessa fração, compostos húmicos que conferem uma coloração escura às águas, reduzindo a transparência do disco de Secchi, fato já constatado

em outros ambientes da planície (Thomaz *et al.*, 1992a). Por outro lado, isso não é evidenciado para a lagoa das Garças, visto que esta é uma lagoa marginal do rio Paraná, ao qual permanece constantemente conectada, conferindo, assim, resultados similares a esse rio, no que concerne às concentrações de COD.

O fato de as lagoas Carão e Garças terem apresentado maiores valores de material em suspensão e turbidez, em comparação aos rios aos quais estão conectadas, decorre da reduzida profundidade desses ambientes durante o período de amostragem. Nessas circunstâncias, as interações com o sedimento tornam-se mais intensas e, como resultado da ação do vento, constatam-se, com frequência, aportes de material em suspensão (Panosso, 2000; Roland, 2000). Esse fenômeno é seguido pela auto fertilização, evidenciada pelos maiores valores de fósforo e de nitrogênio observados nesses ambientes. Esses resultados corroboram pesquisas anteriores, registradas em lagoas de várias planícies de inundação (Panosso, 2000; Carvalho *et al.*, 2001). A presença de uma comunidade fitoplanctônica bem desenvolvida nesses ambientes lênticos também contribui para a maior turbidez (Carvalho *et al.*, 2001).

Em relação às diferenças da temperatura obtidas entre os meses de verão e inverno, que variaram entre 9 e 17°C, pode-se dizer que são comparáveis às obtidas por pesquisas anteriores, realizadas na planície de inundação (Thomaz *et al.*, 1997). Segundo esses autores, tais diferenças nos valores da temperatura entre o verão e o inverno sugerem que, juntamente com os pulsos de inundação, a temperatura contribua para a sazonalidade dos ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná.

Constatou-se que o rio Paraná se caracterizou por valores neutros ou alcalinos de pH, elevados valores da condutividade elétrica, alcalinidade total e oxigênio dissolvido, e pelas baixas concentrações de carbono orgânico dissolvido. A conexão direta desse rio com a lagoa das Garças conferiu uma variação temporal semelhante dessas variáveis em ambos os ambientes.

Os altos valores de oxigênio dissolvido no rio Paraná durante todo o período amostrado estão de acordo com a difusão do gás, por intermédio da mistura contínua da água, como salientado por Furck e Junk (1997). Por outro lado, ambientes semi lóticos caracterizam-se por apresentar reduzida velocidade da água, resultando, dessa forma, menores valores no rio Baía.

Nesse contexto, para as lagoas das Garças e Carão, os valores de oxigênio dissolvido são

condizentes com suas características lênticas. Os menores valores foram obtidos na lagoa Carão, provavelmente devido ao fato de o oxigênio, além de ser consumido na decomposição da matéria orgânica da várzea (Pagioro e Thomaz, 1999), ser determinado pelas características morfométricas das lagoas (Esteves, 1998). De acordo com Furck e Junk (1997), quanto maior a área da zona de transição aquática-terrestre em relação à área do lago, maior será a demanda de oxigênio para a decomposição. De fato, quando os valores de oxigênio de vários ambientes da planície foram modelados, de acordo com uma análise de regressão múltipla, a área das lagoas constituiu-se no principal fator a afetar as concentrações do oxigênio (Rocha, 2003).

Desse modo, pode-se dizer que fatores chave locais atuaram sobre a dinâmica do oxigênio dissolvido. Além do efeito da morfometria, salientado acima, pode-se observar também a influência da atividade fotossintética, verificada pelos teores de clorofila *a*, sobre as concentrações de oxigênio dissolvido das lagoas (Hamilton e Lewis, 1987). Porém, nem sempre elevadas concentrações de oxigênio podem ser atribuídas à atividade fotossintética. Na lagoa das Garças, por exemplo, elevados valores desse gás são observados após a entrada de água do rio Paraná, mais rica em oxigênio. Assim, a dinâmica desse gás em lagoas diretamente conectadas ao rio Paraná é diferente daquela de lagoas da várzea, onde a influência desse rio é menor.

A temperatura é um fator chave no que diz respeito às concentrações de oxigênio dissolvido para lagos tropicais (Esteves, 1998). Constatou-se que as concentrações de oxigênio dissolvido foram menos variáveis durante o inverno, o que pode estar associado às menores taxas de decomposição e de respiração nesse período e à maior circulação das massas de água desses ambientes, observada durante o inverno (Thomaz *et al.*, 1997).

A menor capacidade de tamponamento, medida pela alcalinidade, foi observada no rio Baía e na lagoa Carão, provavelmente em função de influência de compostos húmicos e por apresentarem menor grau de conectividade com o rio Paraná. Esse fato pode ser evidenciado pela comparação da alcalinidade total desses ambientes com o rio Paraná, pois as diferenças entre ambos acentuaram-se após março, quando ocorreu o único pulso de inundação no período. A elevada correlação da condutividade elétrica com a alcalinidade total evidencia que os principais íons na determinação da condutividade são os íons bicarbonato e carbonato. Porém, diferentemente do que foi constatado no presente

trabalho, estudos realizados anteriormente em várias lagoas da planície do rio Paraná evidenciaram uma nítida variação sazonal desses parâmetros, com baixos valores constatados durante períodos de águas baixas (Thomaz *et al.*, 1997).

Os resultados obtidos indicam fortemente que outras funções de força locais, como, por exemplo, a precipitação pluviométrica, são importantes para a dinâmica de fatores limnológicos. Os picos nas concentrações das diferentes formas de nitrogênio e fósforo, alcalinidade, condutividade elétrica e COD, constatados no mês de setembro no rio Baía e na lagoa Carão, ocorreram exatamente após a maior precipitação pluviométrica cumulativa constatada no período (ver Figura 2). Assim, essa chuva de curta duração, mas de elevada intensidade (118mm em 3 dias), alterou completamente as características limnológicas daqueles ambientes. Pode-se também evidenciar que os efeitos desse curto período de chuvas se propagaram para os meses seguintes, fato que pode ser constatado pela manutenção de elevadas concentrações de fósforo e COD na lagoa do Carão e rio Baía. Embora os efeitos da precipitação tenham sido sugeridos em trabalhos anteriores (e.g., Thomaz *et al.*, 1997; Carvalho *et al.*, 2001), a co-ocorrência dessa função de força com a dinâmica hidrológica do rio Paraná dificultava análises conclusivas acerca do papel de cada uma delas. Por outro lado, a ocorrência das chuvas na ausência de alterações acentuadas dos níveis hidrométricos, como constatado neste trabalho, indicou claramente a importância da precipitação pluviométrica para explicar a dinâmica dos fatores limnológicos abióticos considerados.

Em relação à dinâmica dos nutrientes, constatou-se que o rio Paraná apresentou baixas concentrações de fósforo, comparativamente aos ambientes da planície, porém, constituiu-se em uma importante fonte de nitrogênio, na forma de nitrato, para aqueles ambientes. Em relação ao fósforo, a construção do reservatório de Porto Primavera aparentemente representou um grande impacto, reduzindo os aportes desse nutriente na calha do rio Paraná. Considerando os dados obtidos mensalmente, entre 1987 e 1988, registrou-se, para um período de 13 meses, um valor médio de  $28,8 \mu\text{g.L}^{-1}$  (Thomaz *et al.*, 1992b), enquanto para o ano de 2000, o valor médio foi de  $11,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Tais resultados corroboram as expectativas salientadas anteriormente, que conferem aos reservatórios o papel de armadilhas de nutrientes (Agostinho *et al.*, 1995; Barbosa *et al.*, 1999).

Por outro lado, picos nas concentrações de fósforo nos ambientes da planície podem ser

associados à precipitação pluviométrica e à autofertilização, resultante da ressuspensão do sedimento, como já salientado anteriormente e demonstrado para outras planícies de inundação sul-americanas (Melack e Fisher, 1990; Carvalho *et al.*, 2001). A esse respeito, a decomposição da vegetação localizada nas margens das lagoas também deve contribuir com incrementos nas concentrações de fósforo. Mesmo pulsos hidrológicos de curta duração são importantes neste sentido, pois podem incorporar periodicamente amplas áreas marginais de lagoas cobertas por detritos de macrófitas aquáticas (Thomaz *et al.*, 2004).

A dinâmica das formas de nitrogênio é distinta da do fósforo. Predominam, nos ambientes da planície (rio Baía e lagoas), baixas concentrações de N-amoniaco e de formas oxidadas de nitrogênio, tais como nitrato e nitrito. Nesses ambientes, a incorporação pelo fitoplâncton transformação de formas oxidadas em reduzidas e a utilização por bactérias associadas à decomposição devem explicar as baixas concentrações de íons nitrogenados (Carignan e Neiff, 1992; Furch e Junk, 1997; Kern e Darwich, 1997; Pagioro e Thomaz, 1999). As altas concentrações de nitrato no rio Paraná indicam que esse rio deve ser uma importante fonte de nitrogênio durante os períodos em que o mesmo se conecta com a várzea.

Pesquisas realizadas anteriormente em lagoas da planície do rio Paraná ressaltam que a temperatura e os níveis hidrométricos afetam a biomassa fitoplanctônica, representada pela clorofila *a* (Thomaz *et al.*, 1997). De fato, no mês de junho (menor temperatura do ano), foram observados os menores valores de clorofila *a* nas lagoas em questão. Porém, outros fatores devem atuar no sentido de reduzir a biomassa fitoplanctônica. A esse respeito, deve-se considerar os íons nitrato e fosfato reativo solúvel (Train e Rodrigues, 1998), cujas concentrações são consideravelmente baixas em determinados períodos do ano. Um outro fator importante é a turbidez que além de limitar a penetração de luz na coluna de água, pode interferir nas formas químicas de nutrientes limitantes da produção fitoplanctônica, tais como o fósforo (Roland, 2000). A disponibilidade desse elemento pode ser reduzida pela adsorção à colóides inorgânicos e compostos particulados (e.g. argila, carbonatos, hidróxidos), diminuindo, assim, a disponibilidade desse elemento para os produtores primários (Mitsch e Gosselink, 1986; Holtan *et al.*, 1988). Corroborando essas afirmações, constataram-se no mês de dezembro, baixos valores de clorofila *a*

na lagoa Carão e no rio Baía, coincidindo com altos valores de turbidez e de fósforo total.

Os resultados obtidos durante um ciclo hidrológico atípico, caracterizado pela ausência de cheias de longa intensidade e duração, indicam a importância dos níveis hidrométricos para a dinâmica de fatores limnológicos dos ambientes da planície. Neste sentido, o isolamento dos ambientes da planície levou a uma grande diferenciação destes com o rio Paraná, com a inexistência de um período de maior homogeneização entre os habitats aquáticos, observado em períodos anteriores (Thomaz *et al.*, 2004). Essa nítida segregação entre os ambientes foi evidenciada na análise de componentes principais, na qual o rio Paraná ficou separado dos demais ambientes pelo principal eixo 1. Ao mesmo tempo, esta análise demonstrou haver nesse rio, maiores valores de disco de Secchi, pH, condutividade elétrica, alcalinidade e nitrato, corroborando resultados obtidos em trabalhos anteriores (Thomaz *et al.*, 2004).

A ausência de cheia também propiciou uma condição propícia para avaliar o efeito de outros fatores sobre a dinâmica dos fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação, indicando de forma inequívoca que a precipitação pluviométrica exerce um importante papel, especialmente sobre os aportes de nutrientes. Dessa forma, os efeitos desse fator, que se sobrepõem aos do pulso de inundação, devem ser considerados em análises futuras da dinâmica desse complexo sistema.

## Referências

- AGOSTINHO, A. A. *et al.* The high River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J.G. *et al.* *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p.59-103.
- AGOSTINHO, A. A. *et al.* Biodiversity in the high River Paraná floodplain. In: GOPAL, B. *et al.* *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 2000. p.89-118.
- APHA – American Public Health Association: standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed., Washington, D.C., AWWA, WPCF, 1995.
- BARBOSA, F.A.R. *et al.* 1999. The cascading reservoir continue concept (CRCC) and its application to the River Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J.G., STRAŠKRABA, M. (Ed.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, IIE/BAS/Backhuys Publishers, 1999. p. 425-438.
- CARIGNAN, R.; NEIFF, J.J. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v. 17, p.85-121, 1992.
- CARMOUZE, J. P. O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos. São Paulo: Edgard Blucher/SBL/FAPESP. São Paulo, 1994.
- CARVALHO, P. *et al.* Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, no.2, p.265-273, 2001.
- ESTEVEZ, F. A. Consideration on the ecology of wetlands, with emphasis on Brazilian floodplains ecosystems. In: SCARANO, F. R.; FRANCO, A. C. *Oecologia Brasiliensis*. v. 4 Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998, p. 111-135.
- FURCH, K., JUNK, W. J. Physicochemical conditions in the floodplains. In: JUNK, W. J. *The Central Amazon floodplain*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1997. v. 126, p.69-108.
- GAUCH, H. G. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1986.
- GOLTERMAN, H. L. *et al.* Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Oxford: Blackwell Scientific, 1978.
- HAMILTON, S. K.; LEWIS Jr., W.M., Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.*, Waco, v. 32, no.6, p.1277-1290, 1987.
- HOLTAN, H., *et al.* Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 170, p.19-34, 1988.
- KERN, J.; DARWICH, A. Nitrogen turnover in the várzea. In: JUNK, W. J. *The Central Amazon floodplain*. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 1997. v. 126, p.119-135.
- MACKERETH, F. Y. H. *et al.* Water Analysis: some revised methods for limnologists. Fresh. Biological Association, 1978.
- MELACK, J. M.; FISHER, T. R. Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis on the Central Amazon. *Acta Limnologica Brasiliensis*, Botucatu, v. 3, p.1-48, 1990.
- MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1986.
- PAGIORO, T. A. *Caracterização limnológica de três lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná*. 1992. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá: 1992.
- PAGIORO, T. A., *et al.* Caracterização limnológica de uma lagoa (Lagoa Figueira) da planície de inundação do alto rio Paraná. *Revista Unimar*, Maringá, v. 16 n. 3, p. 203-215, 1994.
- PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the High Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensis*, Botucatu, v. 11, no.2, p. 157-171, 1999.
- PANOSSO, R. Considerações geográficas e geomorfológicas. In: BOZELLI, R. L. *et al.* Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: UFRJ/SBL, 2000. p. 37-54.

- ROCHA, R. R. A. Limnologia comparativa e preditiva de rios e lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil). Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá: 2003.
- ROLAND, F. Produção primária fitoplanctônica. In: BOZELLI, R. L. *et al.* Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: UFRJ/SBL, 2000. p. 105-117.
- SOUZA-FILHO, E. E. *et al.* Effects of the Porto Primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. In: THOMAZ, A. A. *et al.* The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 55-74.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a Várzea Lake of the high Rio Paraná, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. Rev. Hydrobiol. Trop., v. 25, no.4, p. 269-276, 1992a.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima - (PR, MS-Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, Botucatu, v. 4, p. 32-52, 1992-b.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M. *et al.* A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos e biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem, 1997, p. 73-102.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Limnology of the Upper Paraná Floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In: THOMAZ, A. A. *et al.* The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 76-102.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, Leiden, v. 361, p.125-134, 1998.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological analysis*. 2 ed. New York: Spring Verlag, 1991.
- ZAGATTO, E. A. G. *et al.* Manual de análises de plantas empregando sistemas de injeção em fluxo. Piracicaba: Universidade de São Paulo- ESALQ, 1981.

Received on November 25, 2003.

Accepted on September 29, 2004.