Variação espacial e temporal de fatores limnológicos

SIDINEI MAGELA THOMAZ (COORDENADOR), RENATA RIBEIRO DE ARAÚJO ROCHA, THOMAZ AURÉLIO PAGIORO, MARIA DO CARMO ROBERTO, SANDRA BARRETO DE CARVALHO, ANDRÉ KIOSHI DA SILVA NAKAMURA, PRISCILLA DE CARVALHO, PÉRICLES SOBRINHO COSTA BARCEL & MARCELO TAKA

Resumo

Foram analisadas algumas das principais variáveis limnológicas abióticas em 36 estações de amostragem da planície de inundação do rio Paraná em quatro períodos do ano. Em dois desses ambientes (uma lagoa marginal conectada ao rio Paraná - lagoa das Garças) e no rio Paraná, as análises foram mensais, objetivando identificar os padrões de variação temporal das variáveis limnológicas. Uma análise multivariada (ACP) com os dados obtidos nos 36 hábitats investigados ordenou fracamente esses hábitats quanto ao rio ao qual eles encontram-se conectados. Esta análise indicou que os ambientes conectados ao rio Ivinheima apresentaram, em geral, maiores concentrações de fósforo total, nitrogênio total e turbidez. Os ambientes associados ao rio Paraná, por outro lado, caracterizaram-se pelas baixas concentrações de nitrogênio e fósforo total e elevada transparência. A presença de uma cadeia de reservatórios a montante da planície, que afeta diretamente o rio Paraná, e a ausência de reservatórios no Ivinheima, parece ser uma explicação plausível para este padrão. A ordenação dos ambientes por meses não discriminou diferentes épocas de coleta, fato que pode ser associado à ausência de pulsos de inundação pronunciados durante o período em questão. A análise temporal do rio Paraná e Lagoa das Garças mostrou que esta última apresenta baixas concentrações de nitrogênio inorgânico, especialmente nitrato, comparativamente ao rio. Por outro lado, as concentrações de fósforo foram mais elevadas na lagoa durante todo o ano. Estes resultados apontam para o rio como importante fonte de nitrogênio inorgânico para a lagoa e indicam que os aportes de fósforo para a mesma originam-se a partir de fontes existentes no interior da planície ou na própria lagoa (ressuspensão do sedimento, por exemplo). Por outro lado, para alguns parâmetros limnológicos (condutividade elétrica e alcalinidade) o padrão temporal obtido na lagoa é inverso ao observado em lagoas que não se encontram conectadas aos rios da planície. Este fato evidencia que os ambientes lênticos da várzea são também afetados, ao menos parcialmente, pelo grau de conectividade com os ambientes lóticos, além dos pulsos de inundação e outras funções de força locais.

Introdução

A planície de inundação do alto rio Paraná é composta por um grande número de ambientes aquáticos, podendo-se destacar canais secundários, ressacos, distributários com características de habitats semi-lênticos e lagoas temporárias e permanentes. Estes últimos ambientes são fundamentais para o funcionamento da planície, pois em sua maioria conservam uma lâmina de água mesmo durante os períodos de águas baixas, constituindo-se em refúgio para várias espécies aquáticas.

Estes ambientes apresentam uma considerável variabilidade quanto às características limnológicas, que está associada ao grau de conecção (ou isolamento) com os rios, à área ("fetch"), profundidade, e, primariamente, ao regime hidrológico do rio Paraná (Thomaz et al, 1992a; b, 1997; Pagioro et al., 1997). Segundo estes autores, durante as águas altas, os aportes de material em decomposição da planície provocam acentuados decréscimos das concentrações de oxigênio dissolvido (que podem atingir a anoxia) e aumento das concentrações de nutrientes nas lagoas. Por outro lado, no final dos períodos de águas baixas, os habitats lênticos desenvolvem elevadas biomassas fitoplanctônicas, elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e pH alcalino. Durante este período, fatores localizados fazem com que os habitats da planície alcancem a máxima diferenciação quanto aos fatores limnológicos (Thomaz et al., 1997).

A despeito dos aportes de nutrientes a partir da decomposição do material da planície, as concentrações de fósforo decrescem acentuadamente nas lagoas durante o pico das enchentes, quando estas alcançam a maior conectividade com o rio Paraná. As baixas concentrações de fósforo deste rio, decorrentes da sedimentação nos reservatórios de montante, explicam estes resultados (Agostinho et al., 1995).

Os estudos sobre as características limnológicas até então desenvolvidos na planície priorizaram a variação temporal e restringiram-se a poucos ambientes aquáticos. Em consonância com os objetivos do PELD, na presente etapa procurou-se enfatizar a variabilidade espacial das características limnológicas. Cabe ressaltar que pela primeira vez, os estudos sobre variáveis limnológicas básicas envolvem a determinação do carbono orgânico dissolvido e das frações dissolvidas inorgânicas de fósforo e nitrogênio, fundamentais para se entender a dinâmica destes elementos na planície em questão.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas coletas trimestrais em 36 ambientes distribuídos na planície de inundação do alto rio Paraná (variação espacial). Em dois deles, foram realizados acompanhamentos mensais (variação sazonal). Foram obtidos o perfil térmico da coluna de água (°C), utilizando-se um termístor; transparência da coluna da água (m), com disco de Secchi de 0,30m de diâmetro; o pH e condutividade elétrica (µS/cm), através de potenciômetros digitais portáteis, as concentrações de oxigênio dissolvido através de oxímetros digitais portáteis (YSI, mg/L) e a radiação sub-aquática fotossinteticamente ativa (PAR, µmol s^{-1} m^{-2}), com radiômetro marca LiCor. O coeficiente de extinção de luz foi calculado utilizando a radiação fotossinteticamente ativa, segundo Wetzel & Likens (1991).

Para as análises de laboratório, as amostras foram obtidas com uma garrafa do tipo Van Dorn. A turbidez (NTU) foi estimada utilizando-se um turbidímetro digital portátil marca LaMote-2008. A alcalinidade total (mEq/l) foi determinada através do método "Gran" (Carmouze, 1994), utilizando-se H_2SO_4 0,01N como redutor do tamponamento da amostra.

Uma alíquota de 500 ml da amostra foi acondicionada em frasco de polietileno e resfriada a -20°C, para posterior determinação do nitrogênio total (Giné *et al*., 1980, µg/l), fósforo total (µg/l), determinado por espectrofotometria após digestão em autoclave e reação com molibidato de amônia (Mackereth *et al.*, 1978). Outra alíquota foi filtrada em membranas de fibra de vidro (Whatman GF/C) e também congelada. Do material retido foi estimada a quantidade de clorofila-*a*, utilizando extração com acetona 90%, segundo Golterman *et al.* (1978); do filtrado foram determinados: o ortofosfato (µg/l), após reação com molibidato de amônia (Mackereth *et al.*, 1978); o nitrogênio amoniacal (µg/l), por espectrofotometria utilizando nitroprussiato de sódio e fenol como reagentes (Mackereth *et al*., 1978) e o nitrato

(µg/l), pelo sistema de injeção em fluxo (FIA="Flow Injection Analyses") através da reação com sulfanilamida e N-naftil (Zagatto *et al.*, 1981). Outra alíquota foi filtrada em filtros de fibra previamente incinerados para posterior determinação das concentrações de matéria orgânica e inorgânica particulada em suspensão por gravimetria, segundo Wetzel & Likens (1991).

A Correlação de Pearson e a Análise de Componentes Principais foi utilizada para ordenação das estações de amostragens e dos diferentes períodos amostrados em relação às variáveis físicas e químicas da água, através do programa NTSYS-pc (Rohlf, 1989).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variação espacial

Os níveis hidrológicos do rio Paraná são mostrados na figura 1. Durante o período amostrado, o rio Paraná caracterizou-se por não apresentar estações de seca e cheia nitidamente diferenciadas, e sim por apresentar oscilações de curto período, provavelmente relacionadas ao controle de vazão exercido pelos reservatórios localizados a montante. Mesmo assim, um pulso com reduzida duração (aproximadamente 15 dias) foi registrado em março-abril de 2000 (Fig. 1).

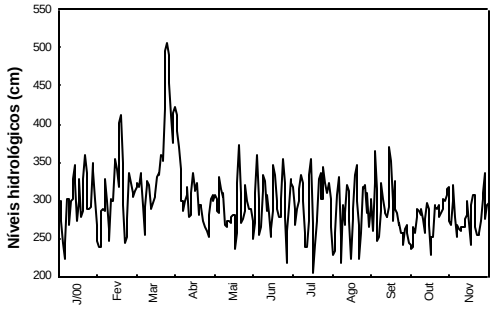

Figura 1. Níveis hidrológicos do rio Paraná tomados em Porto São José.

Os valores de turbidez oscilaram entre 0,6 e 217 NTU (Fig. 2), sendo os menores observados nos ambientes conectados aos rios Baía e Paraná e os maiores valores ao rio Ivinheima. O mesmo padrão foi seguido em relação ao material em suspensão total (Fig. 2) com os maiores valores sendo encontrados nos ambientes do rio Ivinheima. Para este parâmetro limnológico os resultados oscilaram entre 1,0 mg/L, na lagoa Zé do Paco, e 53,3 mg/L, na lagoa Pousada. Inversamente, os maiores valores médios de transparência da coluna de água, avaliada através da profundidade do disco de Secchi, foram observados nos ambientes conectados aos rios Baía e Paraná, com os menores resultados registrados na lagoa do Ventura em fevereiro (0,10m) e os maiores no corpo central do rio Paraná em novembro (3,40m).

Estes padrões observados, e até certo ponto correlacionados, entre a transparência da coluna de água, as concentrações de material em suspensão e a turbidez, refletem a intensa atividade antrópica na bacia dos principais rios desta região, ou seja, rio Paraná e rio Ivinheima. Os reservatórios de montante desta região, localizados no rio Paraná e em seus principais tributários, funcionam como um sumidouro de partículas suspensas, retendo grande parte do material que em condições naturais chegaria aos ambientes em estudo.

Os efeitos dos reservatórios de montante sobre a qualidade das águas dos ambientes da planície têm sido amplamente discutidos (Agostinho et al., 1995; 2000). Além de afetar consideravelmente as cargas de sólidos suspensos, outros fatores limnológicos, como o fósforo, por exemplo, também são influenciados neste trecho da bacia do rio Paraná, como será discutido posteriormente. Por outro lado, o rio Ivinheima ainda não se encontra represado, comportando-se naturalmente como um sistema de transporte e distribuição de material particulado. Além disso, especialmente os trechos altos de sua bacia de drenagem são intensivamente utilizados para agricultura, o que contribui para elevar ainda mais as cargas de sólidos suspensos por ele transportados. Como

conseqüência os ambientes na região de planície ligados ao rio Ivinheima apresentam maiores concentrações de partículas suspensas na água. Cabe ressaltar que o rio Baía, após a construção da barragem de Porto Primavera, a montante da planície em estudo, passou a comportar-se como um ambiente com baixa velocidade de fluxo, sendo que as partículas que aportam a ele através de pequenos tributários são rapidamente sedimentadas ou remineralizadas.

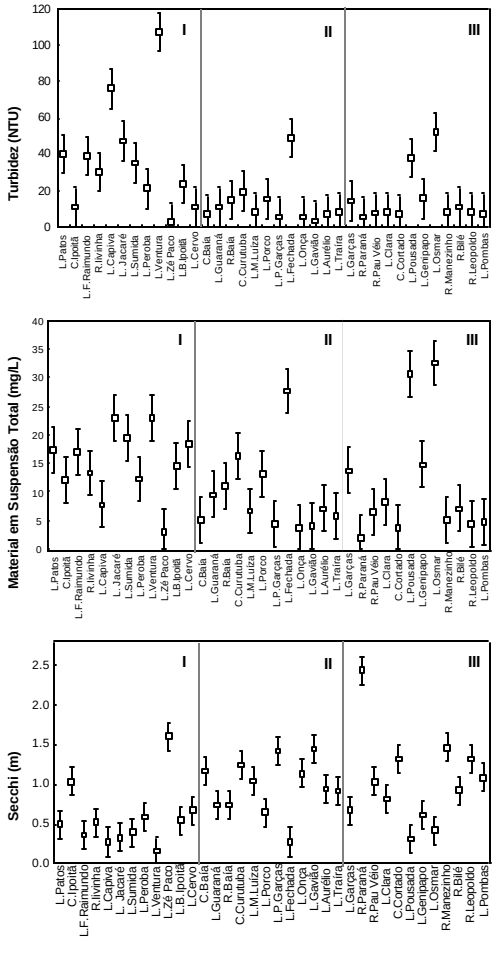

Figura 2. Valores médios e erro padrão da turbidez, material em suspensão total e profundidade do disco de Secchi nos sistemas Ivinheima (I), Baía (II) e Paraná (III).

Os valores de pH oscilaram entre 5,68 no canal do Baía em fevereiro e 8,85 na lagoa Fechada em agosto (Fig. 3). Espacialmente, pode-se observar a estreita relação dos valores aqui observados com o grau de tamponamento de cada ambiente e os valores de oxigênio dissolvido dos mesmos. Em outras palavras, os valores de pH apresentaram um padrão de oscilação bastante similar aos padrões de oxigênio dissolvido naqueles ambientes menos tamponados, ou seja, com baixos valores da alcalinidade total.

A condutividade elétrica apresentou os menores valores em fevereiro de 2000 na lagoa do Cervo (22µS/cm) e os maiores na lagoa Pousada em agosto (107µS/cm) (Fig. 3). De maneira geral, os maiores valores anuais médios foram observados nos ambientes conectados ao rio Paraná e os menores ao rio Baía.

Cabe ressaltar que, dentre os ambientes ligados ao rio Baía, os maiores valores médios foram observados no Canal Corutuba, que conecta os rios Ivinheima e Paraná, tornando evidente a influência deste último nos valores de condutividade elétrica aqui observados.

Historicamente o rio Paraná tem apresentado altos valores de condutividade elétrica devido à elevada carga de íons de suas água, depositando parte deste material sobre a várzea, nos períodos de alagamento. Dentre os íons, destacam-se o cálcio e bicarbonato (Agostinho et al., 1995).

Os resultados da alcalinidade total variaram desde valores próximos a zero, na lagoa Capivara, e 877mEq/L, na lagoa Pousada, em agosto (Fig. 3).

Como mencionado anteriormente, os ambientes com maior tamponamento são os mais diretamente relacionados ao rio Paraná, enquanto os menos tamponados são aqueles conectados ao rio Baía. A característica ácida, com águas ricas em compostos húmicos, contribui para a redução da capacidade de tamponamento desses ambientes.

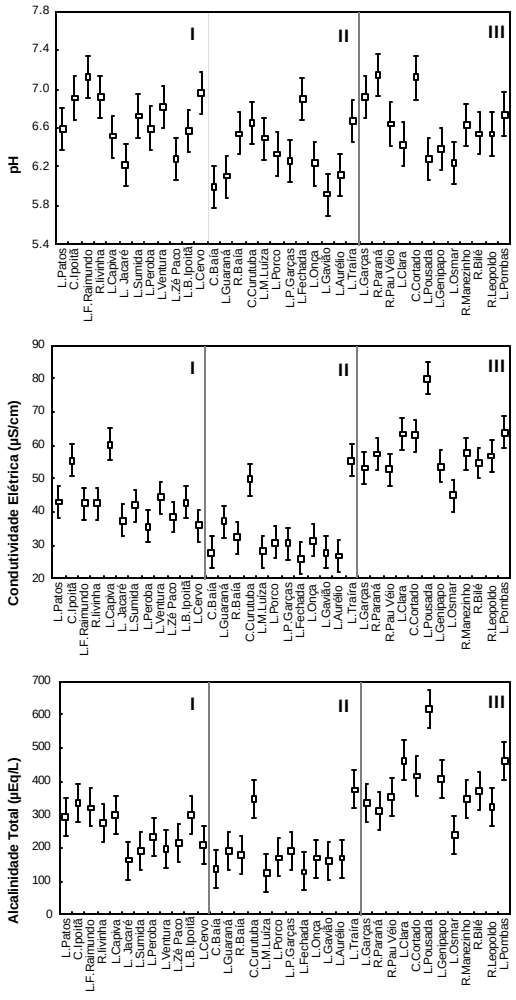

Figura 3. Valores médios e erro padrão do pH, condutividade elétrica e alcalinidade total nos sistemas Ivinheima (I), Baía (II) e Paraná (III).

As concentrações de oxigênio dissolvido oscilaram acentuadamente entre os ambientes estudados, e os resultados variaram desde próximos à anoxia, na lagoa Pousada em fevereiro (0,3mg/L), até valores de 12,1mg/L, no Canal Ipoitã em maio (Fig. 4). Em ambientes de Planície de Inundação, caracterizados por uma reduzida lâmina de água e muitas vezes ausência de vegetação marginal de grande porte, além da oxigenação da água através da produtividade primária, fatores físicos como o vento e a formação de ondas são bastante importantes para o aumento das concentrações deste gás na coluna de água. Porém, em geral predominaram valores médios inferiores a 7,0 mg/L, o que indica que a maioria dos hábitats investigados apresentam-se sub-saturados quanto a este gás. Esta tendência atesta a característica heterotrófica dos ambientes aquáticos de planícies de inundação (Carvalho et al., 2001).

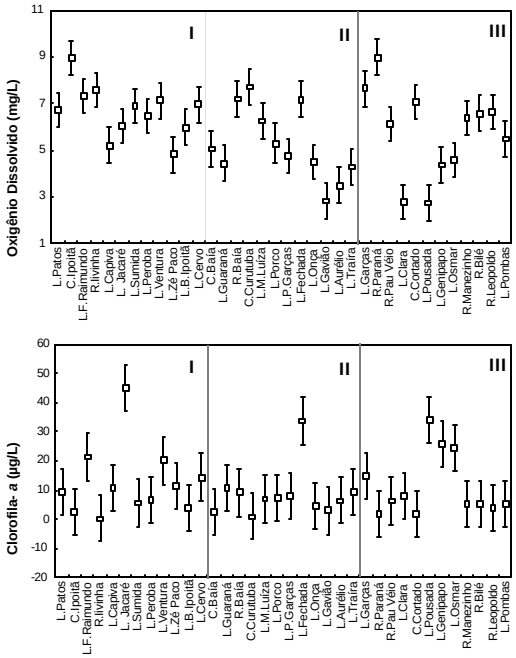

Figura 4. Valores médios e erro padrão do oxigênio dissolvido e da Clorofila-*a* nos sistemas Ivinheima (I), Baía (II) e Paraná (III).

Os valores de clorofila-*a* nos ambientes da planície de inundação do alto Rio Paraná oscilaram desde valores não detectáveis até 143µg/L na lagoa do Jacaré em agosto (Fig. 4), estes últimos assinalando a ocorrência de uma floração de algas. Picos de clorofila-*a* durante períodos de águas baixas em lagoas de planícies de inundação constituem-se em um padrão

recorrente em várias planícies sul-americanas, como demonstrado em um recente levantamento sobre esse assunto (Carvalho et al., 2001). Os incrementos da biomassa algal, indicados pelos valores de clorofila-*a*, estão associados às reduzidas profundidades, elevada transparência da coluna de água e freqüente ressuspensão de nutrientes do sedimento ou aporte de nutrientes marginais causadas por chuvas locais, que podem propiciar condições ideais para esses florescimentos. Estes fatores, em conjunto, parecem ter sido os responsáveis pelas elevadas concentrações médias de clorofila-*a* observadas nas lagoas do Jacaré, Fechada, Pousada, Jenipapo e do Osmar.

Os resultados de N-nitrato, N-amoniacal e N-total estão apresentados na Figura 5. Para o N-nitrato, os valores oscilaram desde não detectáveis até 486µg/L, na lagoa Traíra em maio. As concentrações de N-amoniacal também variaram desde valores não detectáveis até 88,3µg/L, na lagoa das Pombas em agosto. Em relação às concentrações de N-total, os valores oscilaram entre 152µg/L no Ressaco do Leopoldo em novembro e 922 na lagoa Pousada em fevereiro. Tanto para o N-nitrato, quanto para o N-amoniacal e N-total, não foram observados padrões espaciais que os correlacionassem aos subsistemas aos quais os hábitats amostrados estão interligados, a exceção do N-nitrato que apresentou valores médios levemente mais elevados nos ambientes do rio Ivinheima. Elevados valores de N-nitrato também foram observados no corpo principal do Rio Paraná e no Canal Cortado, ambientes lóticos sempre providos de alta concentração de oxigênio dissolvido.

Os resultados obtidos sugerem que os rios Ivinheima e Paraná constituem-se em importantes fontes de nitrogênio inorgânico, na forma de nitrato, para os ambientes da várzea. A despeito da complexidade da dinâmica do nitrogênio, pode-se inferir que em geral predominam processos de redução e incorporação por produtores primários (macrófitas aquáticas, algas fitoplanctônicas e perifíticas) nos ambientes lênticos da planície, o que explica os valores consideravelmente reduzidos de nitrato nesses locais. Além da incorporação do nitrogênio inorgânico por produtores primários, sua utilização por microorganismos decompositores associados aos detritos da vegetação aquática e anfíbia tem sido também considerado um potencial "sumidouro" ("sink") deste elemento da coluna de água em planícies de inundação (Carignan & Neiff, 1992; Pagioro & Thomaz, 1999; Villar et al., 2001).

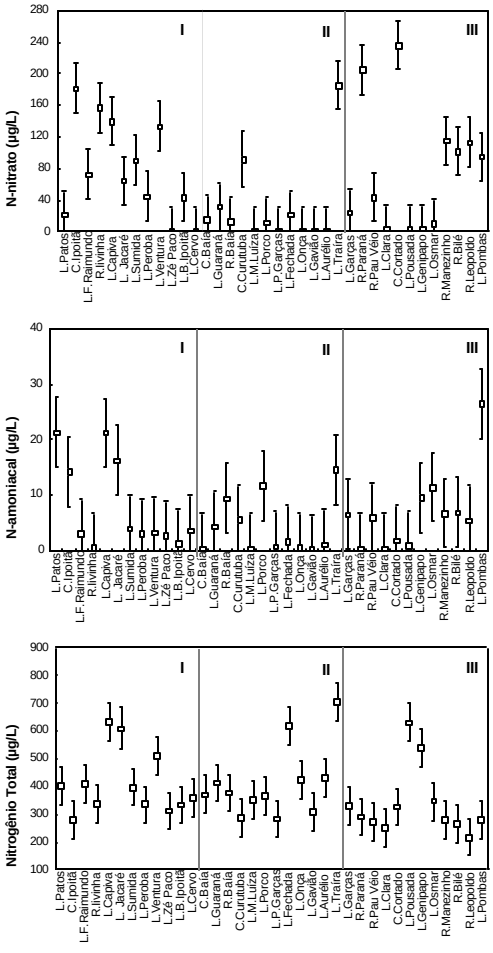

Figura 5. Valores médios e erro padrão do N-nitrato, N-amoniacal e do nitrogênio total nos sistemas Ivinheima (I), Baía (II) e Paraná (III).

Os valores de fósforo reativo oscilaram desde valores abaixo dos limites de detecção do método até 48µg/L na lagoa Capivara em maio (Fig. 6). Para o fósforo total dissolvido, observou-se o mesmo, ou seja, desde valores nulos até 144µg/L na lagoa Fechada (Fig. 6). Quanto ao fósforo total, os valores oscilaram entre 3µg/L no rio Paraná em novembro e 309 na lagoa do Jacaré em fevereiro (Fig. 6). Os maiores valores médios tanto para o ortofosfato quanto para o fósforo total dissolvido foram observados nos ambientes associados ao rio Ivinheima, mais precisamente no corpo principal do mesmo e nas lagoas Capivara e Jacaré, caracterizadas por serem isoladas do rio principal. Para o fósforo total, apenas as lagoas Capivara e Jacaré apresentaram elevados valores.

Quanto aos ambientes do subsistema rio Baía, apenas a lagoa Fechada apresentou elevados valores para todas as formas de fosfato. Em relação aos ambientes relacionados ao Rio Paraná, sobressaíram alguns apenas com relação ao fósforo total e foram eles as lagoas Pousada, Genipapo e Osmar. Cabe ressaltar que assim como observado para as lagoas do rio Ivinheima, as demais que apresentaram elevados valores desse nutriente também não apresentavam conecção direta com outros ambientes aquáticos, revelando que os processos autóctones de reciclagem têm grande importância para os ambientes de planície de inundação, especialmente os isolados. Como observado no período de coletas anterior a este (1999), as concentrações desse nutriente devem ser associada basicamente à fertilização interna, via ressuspensão do sedimento, como sugerido por Thomaz et al. (1997). Pagioro & Thomaz (1999) também observaram, em condições experimentais, um aumento de até 6 vezes nas concentrações de fósforo total da água de uma lagoa da mesma planície de inundação, derivada da decomposição da macrófita aquática *Eichhornia azurea*, demonstrando a grande importância dos processos autóctones para esses ambientes. Em relação aos ambientes que apresentam conecção com o rio principal, este último deve funcionar de forma a reduzir a ocorrência de extremos ambientais, ou seja, de forma a tamponar as lagoas a eles ligados.

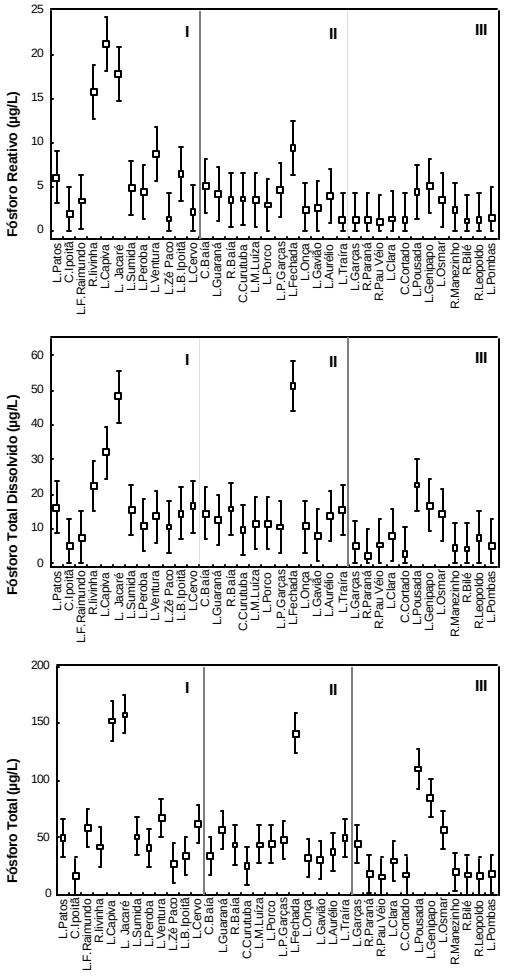

Figura 6. Valores médios e erro padrão do fósforo reativo, fósforo total dissolvido e fósforo total nos sistemas Ivinheima (I), Baía (II) e Paraná (III).

Análise multivariada

Uma análise de componentes principais foi utilizada com os objetivos de reduzir a dimensionalidade dos dados e ordenar as

estações amostradas. Para tanto, foram utilizados os dados do pH e os resultados log-transformados da profundidade do disco de Secchi, condutividade elétrica, alcalinidade total, turbidez, oxigênio dissolvido, N-nitrato, N-amoniacal, N-total e fósforo total.

Os dois primeiros componentes principais foram considerados na interpretação dos resultados, sendo que o primeiro componente explicou 29,1% e o segundo 19,1 % da variabilidade total dos dados. O primeiro componente esteve relacionado principalmente, e de forma positiva, com o fósforo total (r = 0,90), turbidez (r = 0,69) e N-total (r = 0,60) e de forma negativa com a profundidade do disco de Secchi (r = -0,83). O componente 2 foi afetado de forma positiva principalmente pelo nitrato (r = 0,73)(Fig. 7a).

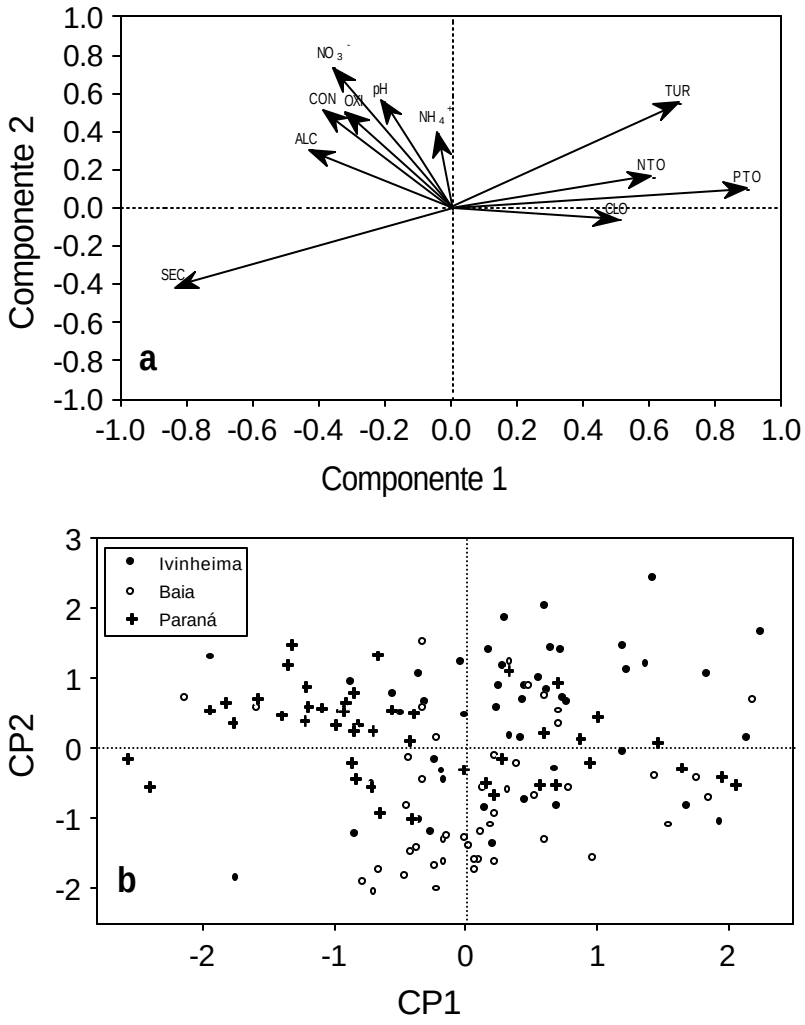

Figura 7. Correlação de Pearson entre as variáveis originais e os escores dos componentes principais dos locais/meses de coleta (a) e ordenação dos hábitats quanto ao rio ao qual estão associados.

A ordenação dos ambientes amostrados, utilizando-se os dois primeiros componentes principais evidenciou que os mesmos são fracamente discriminados quanto ao rio ao qual estão associados (Fig. 7b). Os ambientes conectados ao rio Ivinheima distribuíram-se predominantemente no lado direito do CP1, por apresentarem maiores concentrações de fósforo total, N-total e elevados valores de turbidez. Os ambientes conectados ao rio Paraná posicionaram-se predominantemente na porção esquerda da CP1, caracterizando-se pelas baixas concentrações de nitrogênio e fósforo total e elevada transparência. Por último, os ambientes conectados ao rio Baía apresentaram predominantemente baixos valores de N-nitrato, posicionando-se na porção inferior da figura, isto é, relacionando-se negativamente com a CP2.

Considerando-se os escores obtidos por época de coleta, constatou-se que os ambientes não foram discriminados quanto a este critério. Em outras palavras, considerando-se um enfoque multidimensional, a amplitude de variação dos escores para os ambientes amostrados, no que concerne ao conjunto das variáveis limnológicas, se sobrepõem amplamente em todos os períodos do ano. Muito provavelmente este fato não seria obtido caso ocorressem, no período amostrado, pulsos de inundação mais acentuados, pois estes provocam intensas alterações sazonais das características limnológicas dos hábitats de planícies de inundação (Thomaz et al., 1997; Carvalho et al., 2001). Deve ser destacado que mesmo um pequeno pulso observado no mês de abril (ver Fig. 1), não foi suficiente para alterar as características limnológicas no mês de maio. Assim, caso alterações nos ambientes amostrados tenham ocorrido, estas foram extremamente pontuais, em termos temporais.

Considerando-se somente as relações bivariadas, constatou-se que as concentrações de clororila-*a* estiveram relacionadas significativamente com as concentrações de P-total ($r=0,39$; $P<0,01$) e N-total ($r=0,26$; $P<0,01$). Embora significativas, estas correlações foram fracas, mas sugerem que estes elementos atuam ao menos parcialmente como limitantes ao desenvolvimento da biomassa do fitoplâncton. A biomassa fitoplanctônica, indicada pelas concentrações de clorofila-*a*, também relacionou-se negativamente com a transparência da água ($r=-0,36$; $P<0,01$). Este tipo de relação indica que o fitoplâncton constitui-se em um importante componente do seston, chegando a afetar a penetração de luz na coluna de água.

Considerando-se o nitrogênio e o fósforo, constatou-se relação significativa ($r=0,55$; $P<0,01$) entre as concentrações da forma total de ambos elementos. Estes resultados sugerem aportes semelhantes para esses elementos nos ambientes aquáticos amostrados.

Variação sazonal

Os resultados a seguir referem-se ao acompanhamento mensal das variáveis limnológicas do rio Paraná e da lagoa das Garças, lagoa com comunicação direta com o rio Paraná por intermédio de um estreito canal.

Considerando-se as características polimíticas das lagoas do rio Paraná (Thomaz et al., 1997) e que as diferenças entre a superfície e o fundo dos ambientes considerados foram praticamente inexistentes para todas as variáveis limnológicas, foram apresentados somente os dados de superfície, sempre comparando-se os valores do rio Paraná com os da lagoa das Garças.

Como já relatado anteriormente, as diferenças entre as estações de seca e de cheia neste período não foram potencializadas devido à ausência de pulsos de inundação pronunciados.

Observou-se, para a temperatura, uma nítida variação sazonal, com valores entre 18,7 e 31 ^{o}C na lagoa e entre 19,7 e 29,2 ^{o}C no rio Paraná (Fig. 8). Desta forma, a despeito da ausência de pulsos de inundação conspícuos, amplitudes

sazonais dessa amplitude na temperatura da água (13^{o} C) são suficientes para provocar alterações sazonais em processos ecológicos e comunidades aquáticas.

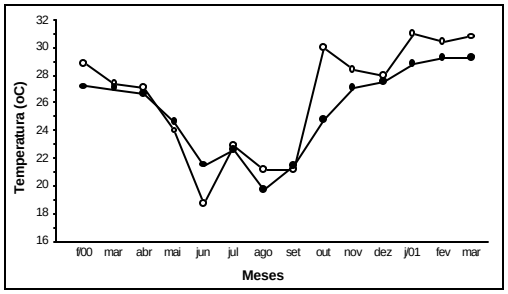

Figura 8. Variação sazonal da temperatura da água na lagoa das Garças ( ) e rio Paraná ( ).

Pode-se notar que os valores de turbidez oscilaram entre 8 e 23 NTU na lagoa das Garças e valores menores no rio Paraná (Fig. 9a) entre 1 e 15 NTU. De forma similar, os valores de material em suspensão total foram maiores para a lagoa das Garças (entre 7,8 e 24,7 mg/L), quando comparados com o rio Paraná (entre 1 e 7,4 mg/L)(Fig. 9b). Inversamente proporcional a estes dois parâmetros, a profundidade do disco de Secchi variou entre 0,45 e 0,85m na lagoa das Garças e entre 0,90 e 3,85m no rio Paraná (Fig. 9c). De certa forma, os maiores valores da transparência obtidos no rio, que apresentou os maiores valores de turbidez e material em suspensão, parecem contraditórios. No entanto, esses resultados apontam para a importância de substâncias dissolvidas (compostos húmicos, por exemplo), como importantes na determinação do regime de radiação subaquática nos ambientes aquáticos da várzea. Este fato já havia sido evidenciado anteriormente para lagoas não conectadas com o rio, como é o caso da lagoa do Guaraná, ligada ao rio Baía (Thomaz et al., 1992).

Outro fato que merece ser destacado é que os ambientes analisados responderam de forma diversa ao pequeno pulso de inundação que ocorreu em março/abril, pois as respostas a este pulso foram imediatamente constatadas no aumento da turbidez e das concentrações de material em suspensão do rio Paraná, o mesmo não sendo constatado na lagoa das Garças. Provavelmente o material se sedimenta no canal que conecta o rio à lagoa ou no interior da mesma e assim, mesmo que ambos sistemas se mantenham conectados, o regime de luz da lagoa não se altera na mesma proporção daquele do rio.

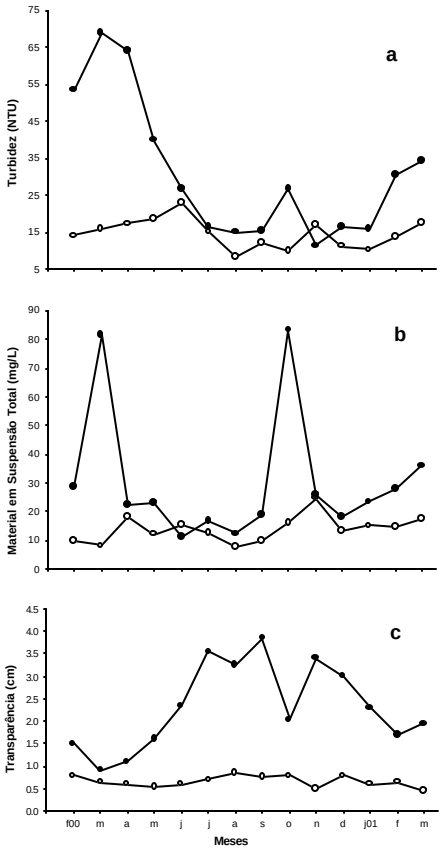

Figura 9. Variação sazonal da turbidez (a) (NTU), material em suspensão total (b) (mg/L) e trnansparência da coluna de água (c) na lagoa das Garças ( ) e rio Paraná ( ).

Apesar de o rio Paraná ser um sistema de

transporte, diferentemente da lagoa das Garças, estes resultados são explicados pelo fato de que o rio possui inúmeras barragens a montante, funcionando como decantadores de parte do material em suspensão. Esta característica foi constatada também em ampla escala espacial, considerando-se as coletas realizadas nos demais hábitats conectados ao rio Paraná.

Os registros de pH na lagoa das Garças oscilaram entre 6,28 e 8,13 enquanto no rio Paraná estiveram entre 6,55 e 7,53 (Fig. 10a). Os maiores valores do pH na lagoa foram registrados nos meses de inverno, quando também ocorreram maiores valores da clorofila-*a*, demonstrando que esta variável responde prontamente à atividade fotossintética do fitoplâncton.

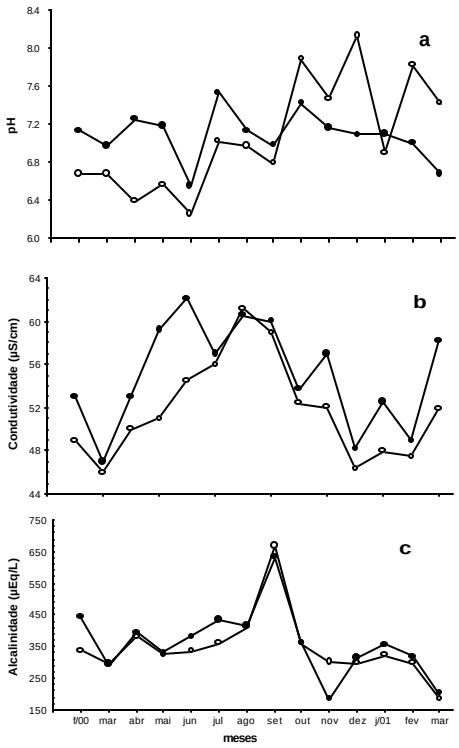

Figura 10. Variação sazonal do pH (a), da condutividade elétrica (ìS/cm) (b) e da da alcalinidade total (c) (mEq/L) na lagoa das Garças ( ) e rio Paraná ( ).

Para a condutividade elétrica os valores variaram entre 46 e 61µS/cm na lagoa das Garças e entre 47 e 62,1µS/cm no rio Paraná (Fig. 10b). Cabe ressaltar que os picos de condutividade na lagoa foram registrados nos meses de seca, ou seja, no inverno. Este padrão é inverso ao obtido em várias outras lagoas com menor grau de conexão com este rio (Thomaz et al., 1992, 1997). Assim, além dos pulsos de inundação, estes resultados apontam para o grau de conexão como sendo um importante fator na determinação da dinâmica limnológica dos ambientes da planície em questão.

A baixa variabilidade sazonal do pH e da condutividade também podem ser atribuídas à baixa definição das estações de seca e cheia, ou seja, à ausência de pulsos de inundação pronunciados. E ainda, o rio Paraná tem como característica uma alta estabilidade de seus parâmetros limnológicos, conferindo assim, resultados similares à lagoa das Garças, uma vez que estes ambientes apresentaram alto grau de conectividade ao longo do período amostrado.

Os valores da alcalinidade total da lagoa das Garças oscilaram entre 185 e 997µEq/L e no rio Paraná entre 137 e 663µEq/L (Fig. 10c). Pode-se observar através destes resultados que a alcalinidade total da lagoa apresentou a mesma amplitude de variação quando comparada com o rio, conseqüência também atribuída ao alto grau de conectividade entre os dois ambientes. A variação temporal dos valores da alcalinidade total foi semelhante à observada para a condutividade elétrica, o que evidenciou a importância quantitativa dos íons cálcio e bicarbonato neste sistema.

As concentrações de oxigênio dissolvido na lagoa das Garças oscilaram entre 5,8 e 9,7mg/L (Fig. 11a), enquanto no rio Paraná oscilaram entre 7,5 e 10,8mg/L (Fig. 11a). Menores concentrações deste gás foram constatadas invariavelmente na lagoa. Esta variável respondeu rapidamente à elevação dos níveis de água em março-abril, quando foram registradas as menores concentrações de oxigênio na lagoa.

Os resultados de clorofila-*a* oscilaram entre valores não detectáveis e 26,4µg/L na lagoa das Garças e entre não detectáveis e 3,7µg/L no rio Paraná (Fig. 11b). Essa diferenciação é comum em ambientes distintos, um lêntico e outro lótico, como os aqui investigados. O maior valor de clorofila-*a* (26,4µg/L) foi constatado em novembro de 2000. Este pico foi precedido por elevadas concentrações de N-nitrato nos meses de setembro e outubro. Por outro lado, entre dezembro de 2000 e março de 2001, as concentrações de clorofila-*a* foram não detectáveis, o mesmo sendo constatado para o N-nitrato (ver Fig. 12). Esta seqüência de eventos indica que a escassez de nitrogênio inorgânico causou a redução da densidade da assembléia fitoplanctônica. Por outro lado, em novembro, a lagoa das Garças apresentou o menor valor de profundidade ao longo de todo período amostrado (0,90m). Esta característica de um ambiente raso, somada ao longo "fetch" durante todo o período de amostragem, possivelmente permitiu a maior circulação da coluna de água e aumento da biomassa fitoplanctônica, representada pela clorofila-*a*, na lagoa das Garças.

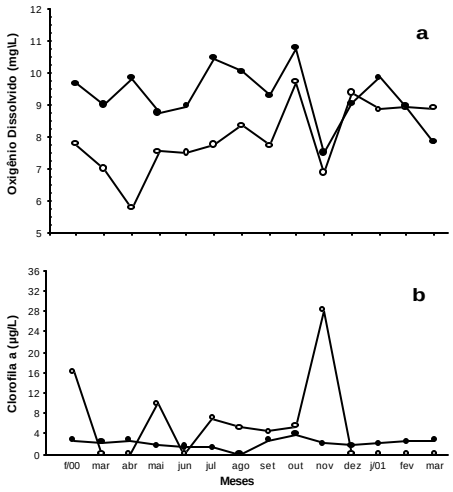

Figura 11. Variação sazonal do oxigênio dissolvido (a) (mg/L) e clorofila-*a* (b) na lagoa das Garças ( ) e rio Paraná ( ).

Foram registrados valores menores de N-nitrato na lagoa das Garças, entre não detectáveis e 96µg/L (Fig. 12a). Em períodos quentes (acima de 28°C) a taxa de decomposição da matéria orgânica aumenta, elevando também o requerimento de nitrogênio pela microbiota associada aos detritos. Este fato é mais pronunciado quando a matéria orgânica em decomposição possui elevada razão C:N, como é o caso das lagoas do rio Paraná (Pagioro & Thomaz, 1999). Assim, além da absorção por produtores primários e redução à Namoniacal, a incorporação por organismos heterotróficos também explica as baixas concentrações de N-nitrato na lagoa das Garças.

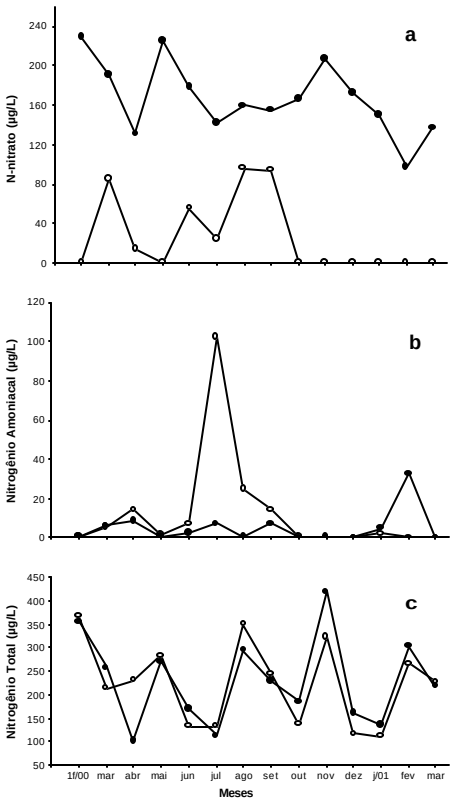

Figura 12. Variação sazonal do N-nitrato (a) (µg/L), N-amoniacal (b) (µg/L) do nitrogênio total (c) (µg/L) na lagoa das Garças ( ) e rio Paraná ( ).

As concentrações do íon amônio na lagoa das Garças oscilaram entre não detectados e 102µg/L (Fig. 12b). As baixas concentrações de N-amoniacal em ambos ambientes podem ser associadas à predominância de um ambiente oxidante, isto é, com elevadas concentrações de oxigênio, durante o ano todo. Esta situação não seria esperada durante pulsos de inundação pronunciados, quando a ocorrência de ambientes anóxicos leva ao aumento acentuado das concentrações de N-amoniacal.

Os valores de N-total na lagoa das Garças oscilaram entre 111 e 366µg/L e no rio Paraná entre 151 e 342µg/L (Fig. 12c). Nenhum padrão de variação sazonal foi constatado para esta forma de nitrogênio. As elevadas concentrações de N-total, comparativamente às formas inorgânicas deste elemento, evidenciam o predomínio de N-orgânico nos ambientes amostrados.

Observou-se que as concentrações de fósforo reativo no rio Paraná foram quase sempre não detectáveis, com exceção do mês de fevereiro de 2000 (5µg/L)(Fig. 13a). Seguindo o mesmo padrão, os valores de fósforo total dissolvido foram nulos ou próximos a nulidade com exceção dos meses de fevereiro e março de 2000, com 9 e 7µg/L, respectivamente (Fig. 13b).

Na lagoa das Garças os valores de fósforo reativo também foram baixos, entre valores nulos e 7µg/L, em virtude da assimilação pelo fitoplâncton. Quanto ao fósforo total dissolvido foram registrados valores entre não detectáveis e 9 µg/L.

Valores maiores de fósforo total foram encontrados na lagoa das Garças, entre 26 e 88 µg/L, quando comparados com o rio Paraná, entre 2 e 47 µg/L (Fig. 13c). Durante todo o período amostrado, a lagoa das Garças apresentou ampla cobertura de macrófitas aquáticas, cujos detritos em decomposição, liberam fósforo e nitrogênio diretamente para a água.

A permanência de baixos valores de fósforo nas águas do rio Paraná durante todo o período amostrado reforça o importante papel de sumidouro de nutrientes desempenhado pelos reservatórios de montante e aponta para análises futuras sobre os possíveis impactos potenciais desta redução sobre a planície de inundação do rio Paraná.

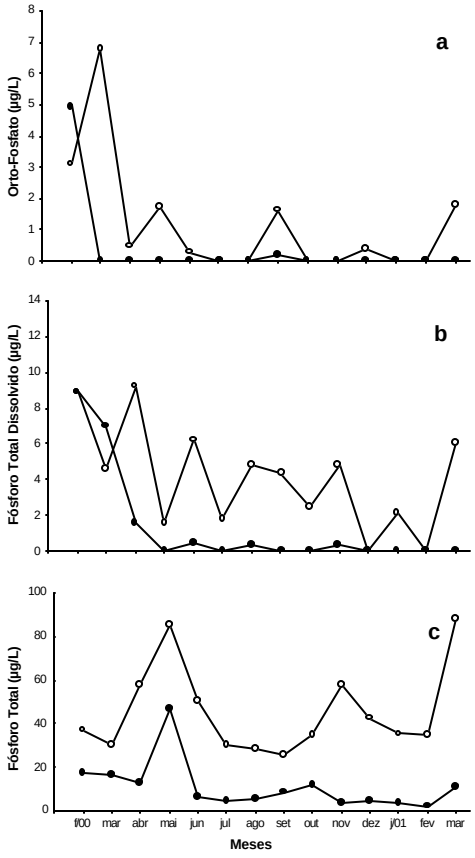

Figura 13. Variação sazonal do fósforo reativo (a) (µg/L), fósforo total dissolvido (b) (µg/L) e do fósforo total (c) (µg/L) na lagoa das Garças ( ) e rio Paraná ( ).

Referências

AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A. DE M. E THOMAZ, S.M. 1995. The high Paraná river basin: Limnological and ichthyological aspects. pp. 59-

104, In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M. and Matsumura-Tundisi, T. (Editors) Limnology in Brazil. Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro.

CARIGNAN, R. & NEIFF, J.J. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. – *Biogeochemistry* 17: 85-121.

CARMOUZE, J. P. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos:* fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo : Edgar Blucher : FAPESP. 253 p.

CARVALHO, P; BINI, L.M.; THOMAZ, S.M.; OLIVEIRA, L.G.; ROBERTSON, B.; TAVECHIO, W.L.G. E DARWISCH, A.J. 2001 Comparative limnology of South American Floodplain Lakes and Lagoons. *Acta Sci*., 23 (2): 265-273.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. 2nd ed. Oxford : Blackwell Scientific. 214p. (IBP Handbook; n.8).

GINÉ, M.F.; BERGAMIN F., H.; ZAGATTO, E. A. G. E REIS, B. F. 1980. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by Flow Injection Analysis. *Anal. Chim. Acta,* 114:191-197.

MACKERETH, F.Y.H; HERON, J.G.; TALLING, J.J. 1978. *Water analysis some revised methods for limnologist*. Ambleside : Freshwater Biological Association. 120p. (Freshwater Biological Association. Scientific Publication; v.36)

PAGIORO, T. A., ROBERTO, M. C., LANSAC-TÔHA, F. A. 1997. Comparative limnological analyses of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. - Internat. J. Ecol. Eviron. Sci. 23: 229-239.

PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M. 1999: Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the upper Paraná river floodplain. –*Hydrobiologia* 411: 45-51.

ROHLF, F.J. .1989. *NTSYS-pc. Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System.* Exerter Publishing, New York, Version 1-50.

THOMAZ, S. M., ROBERTO, M. C. & BINI, L. M. 1997: Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. - In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (eds.): A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos. - Eduem, Maringá, pp.73-102.

THOMAZ, S.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; ROBERTO, M.C.; ESTEVES, F.A. AND LIMA, A.F. 1992a. 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. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale* 25: 269-276.

THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C.; LANSAC-TÔHA, F.A.; LIMA, A.F. AND ESTEVES, F.A. 1992b. Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima (PR, MS-Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 4: 32-51.

VILLAR, C.A., DE CABO, L., VAITHIYANATHAN, P. & BONETTO, C. 2001. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Aquatic Botany* 70: 105-116.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. 1991. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, New York, 391pp.

ZAGATTO, E.A.G.; JACINTHO, A.O.; REIS, B.F.; KRUG, F.J.; BERGAMIN, H.; PESSENDA, L.C.R.; MORTATTI, J.; GINÉ, M.F. 1982. *Manual de análises de plantas empregando sistemas de injeção em fluxo*. Piracicaba : Universidade de São Paulo. 45p.