

FATORES LIMNOLÓGICOS

RESPONSÁVEIS: SIDINEI MAGELA THOMAZ (COORDENADOR), RENATA RIBEIRO DE ARAÚJO ROCHA, ANDERSON MEDEIROS DOS SANTOS, THOMAZ AURÉLIO PAGIORO, MARIA DO CARMO ROBERTO E SANDRA PIERINI (PÓS-GRADUANDOS) E GABRIELI PEREIRA (ESTAGIÁRIA)

Resumo

Os resultados dos fatores limnológicos básicos evidenciaram uma grande variabilidade dos 36 habitats investigados. A amplitude de variação da maioria dos fatores limnológicos obtida em um único mês (fevereiro de 1999) foi da mesma ordem de magnitude da variação obtida em pesquisas que enfocaram as variações temporais de características limnológicas até então executadas na planície do alto rio Paraná. A título de exemplo, pode-se citar a grande variação dos valores da alcalinidade total (200 e 2.109 mEq/L) e das concentrações de N-total (282 e 922 µg/L), Ptotal (15 a 309 µg/L) e clorofila-a (0 a 56 µg/L). Os resultados corroboram os dados obtidos anteriormente que demonstram ser o rio Paraná um ambiente consideravelmente pobre em relação às concentrações de fósforo, mas com altas concentrações de N-nitrato. Por outro lado, as águas do rio Ivinheima possuem altas concentrações de ambos os elementos. Este padrão também foi demonstrado pela aplicação de uma Análise de Componentes Principais, que indicou que os ambientes conectados ao rio Ivinheima foram caracterizados pelos maiores valores de turbidez e das diferentes formas de nitrogênio e fósforo, enquanto os ambientes conectados ao rio Paraná, especialmente os ressacos, foram os que apresentaram os maiores valores da profundidade do disco de Secchi..

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 conexão (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.

Métodos

As coletas foram realizadas no mês de fevereiro de 2000 nas regiões superficial e profunda da coluna de água na região pelágica e na porção superficial da região marginal de cada ambiente.

Em campo, foram obtidos o perfil térmico da coluna da água ($^{\circ}\text{C}$), utilizando-se um termômetro de cabo acoplado ao oxímetro; oxigênio dissolvido através de um oxímetro digital portátil marca YSI; transparência da coluna da água (m), com disco de Secchi de 0,30m de diâmetro; o pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), através de potenciômetros digitais portáteis e a radiação sub-aquática

fotossinteticamente ativa (PAR, $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), com radiômetro marca LiCor. O coeficiente de extinção de luz foi calculado utilizando a radiação fotossinteticamente ativa, segundo Wetzel & Likens (1990). Ainda em campo foram medidas a alcalinidade total (mEq/l) determinada através do método “Gran” (Carmouze, 1994), utilizando H_2SO_4 0,01N como redutor do tamponamento da amostra. As concentrações de dióxido de carbono livre (CO_2 livre, mg/l) e bicarbonato (HCO_3^- , mg/l) foram estimadas através dos resultados da temperatura, alcalinidade e pH, utilizando-se o programa Carbdoce (Carmouze, 1994). Os dados são apresentados como carbono inorgânico dissolvido total ($\mu\text{M/l}$).

Para a análise laboratorial, as amostras foram obtidas com uma garrafa do tipo Van Dorn. A turbidez (NTU) foi estimada utilizando-se um turbidímetro digital portátil marca LaMotte-2008.

Uma alíquota de 500 ml da amostra foi acondicionada em frasco de polietileno e resfriada a -20°C , para posterior determinação do nitrogênio total segundo o método proposto por Giné *et al.* (1980, in Zagatto *et al.*, 1981) e fósforo total ($\mu\text{g/l}$), determinado por espectrofotometria após digestão em autoclave e reação com molibdato de amônia (Mackereth *et al.*, 1978). Outra alíquota foi filtrada em filtros de fibra 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), enquanto do filtrado foram determinados o ortofosfato ($\mu\text{g/l}$), após reação com molibdato de amônia (Mackereth *et al.*, 1978), o nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/l}$), por espectrofotometria utilizando nitroprussiato de sódio e fenol como reagentes (Mackereth *et al.*, 1978), e o nitrato ($\mu\text{g/l}$), 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 Teixeira *et al.* (1965). As concentrações de carbono orgânico dissolvido (mg/l) foram obtidas também das amostras filtradas e preservadas em HCl através de um Analisador de Carbono TOC 5000 Shimadzu.

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). Os resultados utilizados nas análises descritas, exceto os do pH, foram log transformados.

Resultados

VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS DE CAMPO

Os dados apresentados resumem as amostragens nas 36 estações em fevereiro de 2000, e constitui a maior variabilidade de ambientes até então amostrados, quanto às características limnológicas abióticas, na planície do alto rio Paraná. Apesar de a amostragem ter sido realizada em fevereiro, os ambientes amostrados encontravam-se desconectados ou com diferentes graus de conectividade entre si e com os rios Paraná, Ivinheima e Baía, devido à predominância de baixos níveis hidrométricos neste mês. Assim, as características limnológicas provavelmente estavam sendo afetadas por funções de força locais, que atuam de maneira mais acentuada durante as águas baixas, potencializando as diferenças limnológicas entre os ambientes aquáticos da planície (Thomaz *et al.*, 1997). De fato, tais diferenças podem ser constatadas pelos dados limnológicos obtidos, que serão discutidos a seguir. Somente como exemplo, os valores de P-total variaram entre 17 e 309 µg/L, os de N-total entre 211 e 922 µg/L e os de clorofila-*a* entre 0 e 56 µg/L. Essas variações encontram-se dentro da mesma ordem de

magnitude das obtidas em coletas mensais realizadas durante 4 anos em vários ambientes da planície (Thomaz *et al.*, 1997), demonstrando, assim, a grande variabilidade ambiental constatada em um único período de coleta. Knowlton & Jonnes (1997), estudando 12 lagos da planície de inundação do rio Missouri em relação ao tipo de conectividade que apresentavam, obteve valores equivalentes.

Em geral, os ambientes amostrados encontravam-se relativamente rasos (profundidades inferiores a 2,5 m) durante o período de amostragem. Nessas circunstâncias, as interações com o sedimento tornam-se mais intensas e, como resultado da ação do vento, constata-se com frequência, entradas de material em suspensão e auto fertilização por fósforo e nitrogênio a partir deste compartimento (Thomaz *et al.*, 1992a; Pagioro *et al.*, 1998). Os efeitos do vento devem ser mais acentuados em lagoas com menor profundidade e maior área de atuação do vento (fetch). Tributários locais e presença de compostos húmicos em algumas lagoas mais isoladas, também são fatores importantes locais que determinam diferenças marcantes das características limnológicas.

A transparência da coluna de água foi relativamente baixa na maioria dos ambientes amostrados, predominando valores inferiores a 1,0 m (Fig. 1a). Os menores valores de profundidade do disco de Secchi foram registrados nas lagoas do Patos, Capivara, Jacaré e Ventura (Secchi < 0,2 m), ligadas ao rio Ivinheima. Os baixos valores da transparência podem ser atribuídos ao seston biogênico, representado basicamente pelo fitoplâncton, e abiogênico. A relação negativa obtida entre os valores do material em suspensão total e a profundidade do disco de Secchi ($R = -0,92$; $N = 36$; $P < 0,001$) denotam esta afirmação. Porém, em algumas lagoas, os baixos valores do disco de Secchi estão relacionados à presença de águas escuras, devido às elevadas concentrações de compostos orgânicos dissolvidos (substâncias húmicas).

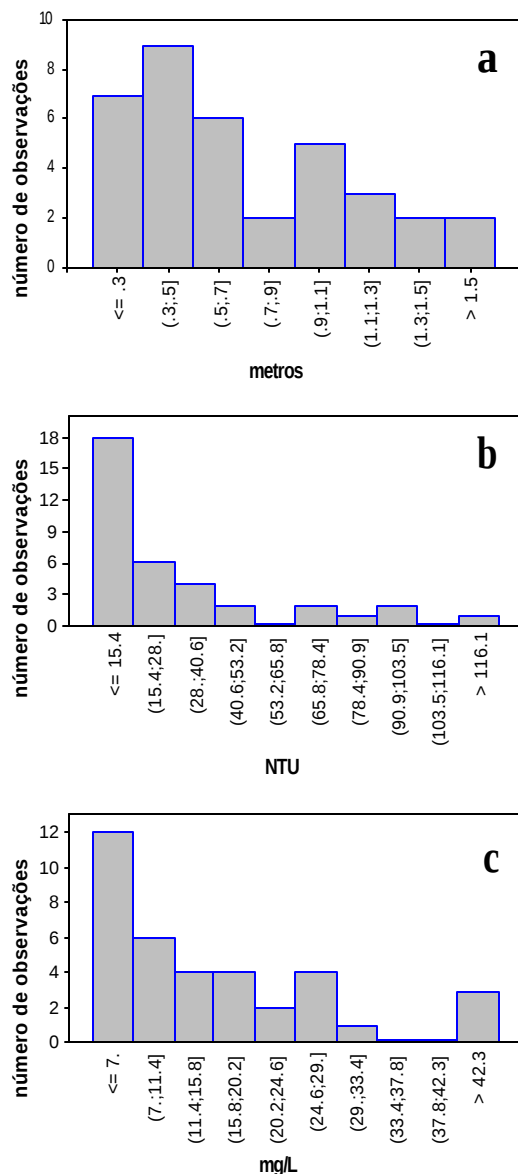


Figura 1: Histograma dos resultados da profundidade do disco de Secchi (a), turbidez (b) e material em suspensão total (c) obtidos em fevereiro de 2000 nas 36 estações de amostragem

Os valores da turbidez e as concentrações de material em suspensão também oscilaram consideravelmente, a primeira entre 4 e 129

NTU e o último entre 3 e 47 mg/L. No entanto, para a turbidez, predominaram valores inferiores a 30 NTU e para o material em suspensão, valores menores que 11 mg/L (Fig. 1b, c). Os maiores valores destas variáveis foram obtidos nas lagoas ligadas ao rio Ivinheima, corroborando, assim, os baixos valores de penetração de luz na coluna de água indicados pela profundidade do disco de Secchi.

A maioria dos ambientes investigados possui águas levemente ácidas (pH entre 6 e 7) e valores de alcalinidade que variaram entre 200 e 600 $\mu\text{Eq/L}$ (Fig. 2a). Valores mais ácidos de pH foram registrados nas lagoas Capivara, Onça e Jacaré (5,7), com águas escuras.

Os valores mais elevados foram constatados no rio Paraná (7,3) e na lagoa do Cervo (8,6), marginal ao rio Ivinheima. O alto valor obtido neste último ambiente está associado à presença de elevada biomassa fitoplanctônica, o que pode ser constatado pela concentração de clorofila-*a* desta lagoa (33 $\mu\text{g/L}$).

A condutividade elétrica oscilou entre 22 $\mu\text{S/cm}$, na lagoa do Cervo, e 89 $\mu\text{S/cm}$, na lagoa Pousada. Os resultados desta variável, em sua maioria, mantiveram-se entre 20 e 52 $\mu\text{S/cm}$ (Fig. 2b).

Os menores valores da condutividade elétrica foram constatados em lagoas isoladas e conectadas aos rios Ivinheima e Baía. A redução da salinidade em lagoas da várzea do rio Paraná ocorre usualmente quando estes ambientes encontram-se desconectados deste rio e de outros tributários, devido à contribuição de água da chuva e de lençol freático (Thomaz *et al.*, 1992b). Por outro lado, elevados valores da condutividade foram detectados nos ambientes conectados ao rio Paraná, que carrega uma maior concentração de bicarbonatos, e em lagoas temporárias localizadas em ilhas deste rio. Neste último caso, devido à reduzida profundidade destas lagoas, a grande influência das margens e os aportes do sedimento contribuem para o incremento dos íons na

coluna de água (Pagioro *et al.*, 1994, 1997 e 1998).

Os valores da alcalinidade estiveram predominantemente entre 200 e 600 $\mu\text{Eq/L}$ (Fig. 2c). Uma grande amplitude de variação foi detectada para esta variável, cujos resultados oscilaram entre 22 $\mu\text{Eq/L}$, na lagoa Capivara, a 2109 $\mu\text{Eq/L}$, na lagoa Pousada.

Os baixos valores foram encontrados em lagoas ricas em compostos húmicos, mais ácidas. A alcalinidade esteve altamente correlacionada com a condutividade elétrica ($r = 0,68$; $P < 0,001$; $N = 35$), sugerindo que o bicarbonato de cálcio e de magnésio encontra-se entre os principais íons que determinam a condutividade.

Também para o oxigênio dissolvido, uma ampla variação foi detectada, predominando valores entre 5,0 e 8,0 mg/L (Fig. 2d). A menor concentração foi registrada na lagoa Pousada (0,3 mg/L) e a maior no rio Paraná (9,7 mg/L). Nos ambientes em questão, usualmente predomina, em termos quantitativos, o processo de produção primária durante as águas baixas, resultando em valores supersaturados de oxigênio, enquanto nas águas altas, a decomposição provoca um decréscimo das concentrações deste gás (Thomaz *et al.*, 1992a; 1997). Porém, torna-se difícil associar as grandes oscilações das concentrações de oxigênio dissolvido, obtidas em um único período, a um ou poucos fatores. Uma vez mais, fatores chaves locais diferenciados atuaram para que esta variabilidade nas concentrações de oxigênio seja observada.

Assim, aportes de matéria orgânica do sedimento e das margens e a presença de águas escuras poderiam ser alguns dos fatores determinantes do decréscimo das concentrações de oxigênio, enquanto a presença de fitoplâncton, macrófitas submersas e perífiton podem ser considerados fatores locais que incrementam as concentrações deste gás nos ambientes considerados.

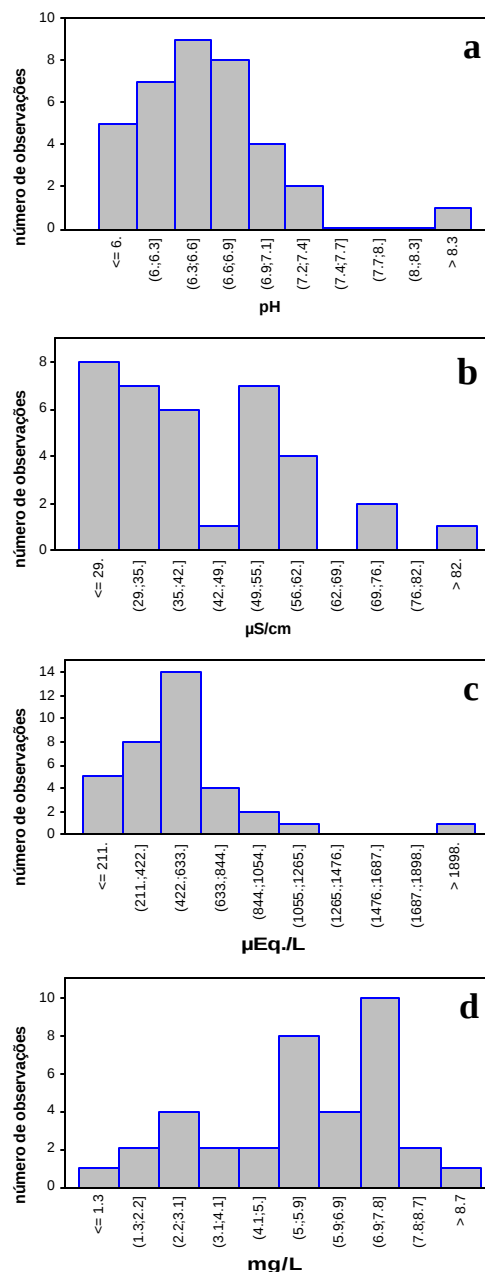


Figura 2: Histograma dos resultados do pH (a), condutividade elétrica (b), alcalinidade total (c) e oxigênio dissolvido (d) obtidos em fevereiro de 1999 nas 36 estações de amostragem

NÚTRIENTES E CLOROFILA-A

Embora a dinâmica temporal do nitrogênio e do fósforo tenha sido relativamente bem estudada nos ambientes aquáticos desta planície (Thomaz et al., 1992b; Agostinho et al., 1995; Paes da Silva & Thomaz, 1997; Thomaz et al., 1997), os dados disponíveis resumem, em sua maior parte, os resultados do nitrogênio total Kjeldahl e do fósforo total, havendo ainda poucas informações acerca das formas dissolvidas de ambos os elementos.

Em dezenove dos trinta e seis ambientes amostrados, principalmente em lagoas e ambientes semi-lênticos, as concentrações de N-nitrato estiveram abaixo do limite de detecção do método utilizado ($<3 \mu\text{g/L}$) (Fig. 3a). Os rios Paraná e Ivinheima, assim como os ambientes mais diretamente a eles conectados, como os ressacos, por exemplo, apresentaram os maiores valores desta forma de nitrogênio (120 a $263 \mu\text{g/L}$), muito embora, concentrações elevadas também tenham sido detectadas em algumas lagoas ($206 \mu\text{g/L}$ na lagoa Sumida e $355 \mu\text{g/L}$ na lagoa Capivara, ambas conectadas ao rio Ivinheima). Por ser um íon oxidado, o N-nitrato ocorre essencialmente em ambientes bem oxigenados, o que é sugerido pela alta correlação desta variável com as concentrações de oxigênio dissolvido ($R = 0,49$; $N = 36$; $P < 0,001$). Por outro lado, sua absorção pelos produtores primários, especialmente o fitoplâncton, e por bactérias planctônicas e perifíticas, cuja densidade é maior nos ambientes lênticos e semi-lênticos, explicam os baixos valores de N-nitrato constatados nestes ambientes. A relação negativa com as concentrações de clorofila-*a* ($R = -0,35$; $N = 36$; $P < 0,01$), sugere o efeito aventado para o fitoplâncton.

Contrariamente ao N-nitrato, as concentrações de N-amoniaco foram consideravelmente reduzidas ($< 45 \mu\text{g/L}$; Fig. 3b), não sendo detectadas em quinze dos trinta e seis ambientes amostrados. A alta correlação do N-amoniaco com o material em suspensão total

($R = 0,45$; $N = 36$; $P < 0,01$), indica que este íon provavelmente esteja sendo liberado pela decomposição da matéria orgânica, cujo aporte para os ambientes em questão deve estar ocorrendo principalmente por via autóctone (ressuspensão do sedimento).

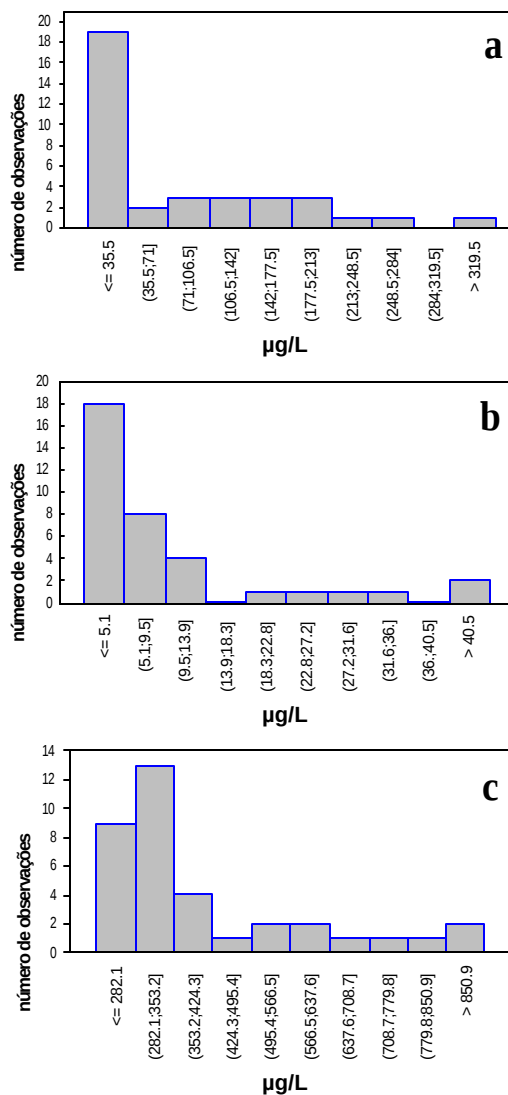


Figura 3: Histograma das concentrações de N-nitrato (a), N-amoniaco (b) e N-total (c) obtidas em fevereiro de 2000 nas 36 estações de amostragem

As concentrações de N-total foram consideravelmente superiores às de N-nitrato e N-amoniacal, predominando valores entre 282 e 424 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 3c). As baixas concentrações destes íons, que representam as formas inorgânicas de nitrogênio, indicam que substâncias orgânicas, tanto dissolvidas como particuladas, constituem a maior fração dos compostos nitrogenados nos ambientes amostrados. Elevados valores de N-total (922 e 901 $\mu\text{g/L}$) foram registrados nas lagoas temporárias Pousada e Genipapo, ligadas ao rio Paraná (Fig. 3c). As concentrações de N-total podem ser explicadas parcialmente pelo material em suspensão total ($R = 0,52$; $N = 36$; $P < 0,001$) e pela clorofila-*a* ($R = 0,36$; $N = 36$; $P < 0,01$), sugerindo que este elemento deve estar associado aos detritos orgânicos e à biomassa fitoplancônica.

Com base nos valores de fósforo, os ambientes amostrados podem ser considerados desde oligotróficos até hiper-eutróficos (Fig. 4). As concentrações de fósforo total oscilaram entre 15 $\mu\text{g/L}$, no Canal Cortado, e 309 $\mu\text{g/L}$, na lagoa do Jacaré, conectada ao rio Ivinheima. As concentrações de fósforo total dissolvido, variaram entre 8 $\mu\text{g/L}$ no Canal Cortado e 144 $\mu\text{g/L}$ na lagoa Fechada, conectada ao rio Baía, e as de fosfato reativo dissolvido, entre 2 $\mu\text{g/L}$ e 36 $\mu\text{g/L}$, também no Canal Cortado e lagoa do Jacaré, respectivamente. Em 26 ambientes amostrados, o fósforo foi representado predominantemente (>50%) pela fração particulada, ou seja, o “pool” de fósforo da maioria dos ambientes amostrados encontra-se associado ao seston biogênico ou abiogênico. As concentrações de fósforo total estiveram altamente correlacionadas com as de N-total ($R = 0,74$; $N = 36$; $P < 0,001$), indicando uma origem comum para ambos os elementos. Em praticamente todos os ambientes lênticos e semi-lênticos, no período amostrado, esta origem deve ser associada basicamente à fertilização interna, via ressuspensão do sedimento (Thomaz et al., 1997).

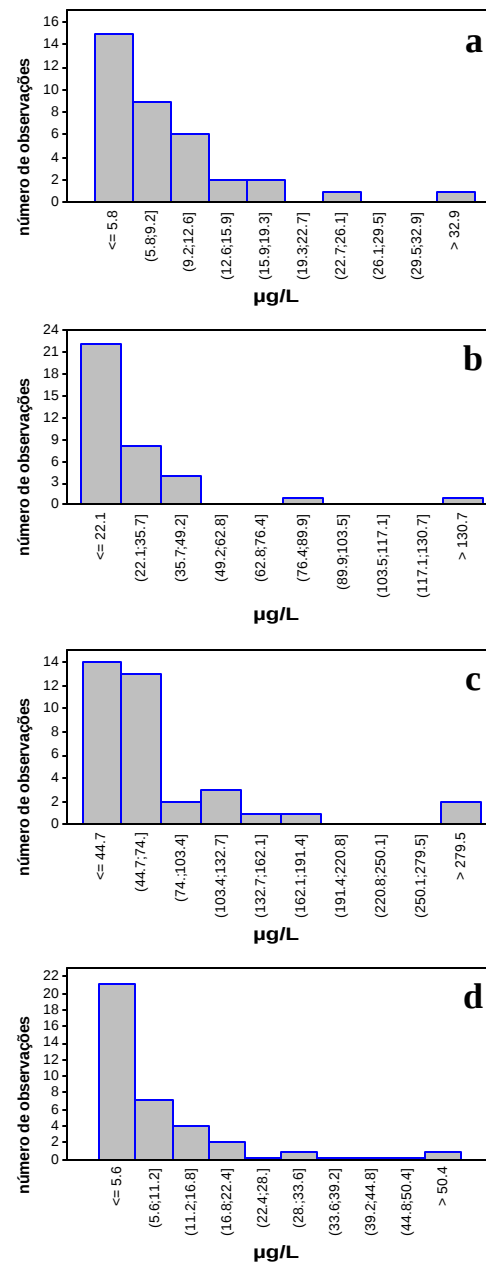


Figura 4: Histograma das concentrações de fosfato reativo dissolvido (a), fosfato dissolvido total (b), fosfato total (c) e clorofila-*a* (d) obtidas em fevereiro de 1999 nas 36 estações de amostragem

Pagioro & Thomaz (1999) 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 média, as concentrações de fósforo total foram maiores nos ambientes conectados ao rio Ivinheima (média = 88 µg/L; DP = 84 µg/L) e menores nos conectados ao rio Paraná (média = 49 µg/L; DP = 46 µg/L). Esta tendência, com baixos valores de fósforo no rio Paraná, comparativamente ao Ivinheima, tem sido constatada nas pesquisas anteriores, podendo ser atribuída à cascata de reservatórios situada a montante da planície de inundação, que funciona como retentores de sedimento e nutrientes, particularmente fósforo (Thomaz et al., 1992, Agostinho et al., 1995).

Síntese dos padrões de variação espacial dos fatores limnológicos:

Com o objetivo de sintetizar os resultados das variáveis limnológicas obtidos nas 36 estações de amostragem, estes foram ordenados através de uma Análise de Componentes Principais. Os Componentes 1 e 2 explicaram 39,6% e 20,4%, respectivamente, da variabilidade total dos dados.

Os escores do Componente Principal 1 estiveram altamente correlacionados com os valores originais da turbidez, material em suspensão total e com as diferentes frações de fósforo da água, e negativamente correlacionados com a profundidade do disco de Secchi (Fig. 5a). Assim, o primeiro componente representa um gradiente de radiação subaquática, que reflete as alterações das variáveis associadas à penetração de luz na água, e também um gradiente de trofia potencial, representado pelo aumento das concentrações de fósforo. Deve-se ressaltar que ambos os gradientes ocorrem simultaneamente, ou seja, os

ambientes com maiores concentrações de fósforo também são aqueles com menor penetração de radiação subaquática. Esta combinação de fatores indica que, no período considerado, a radiação subaquática seja, provavelmente, um dos fatores limitantes da produção primária fitoplanctônica nos ambientes estudados. Em outras palavras, ambientes ricos em fósforo poderiam apresentar baixos valores da produção primária ou de biomassa fitoplanctônica em decorrência da reduzida penetração de radiação na coluna de água. De fato, a correlação entre as concentrações de clorofila-*a* e de fósforo total, usualmente elevada em vários ecossistemas aquáticos tropicais (Talling & Lemoalle, 1998), foi relativamente baixa nos ambientes amostrados ($r = 0,328$; $P = 0,051$; $N = 36$).

O Componente Principal 2, correlacionou-se positivamente com as concentrações de oxigênio dissolvido e N-nitrato e negativamente com as concentrações de clorofila-*a* (Fig. 5a). A correlação com esta última variável indica que este eixo representa um gradiente de biomassa fitoplanctônica.

A ordenação dos ambientes, considerando-se sua conexão com os diferentes rios, em função das variáveis limnológicas, é apresentada na Figura 5b. Como pode ser observado, o Componente Principal 1 separou os ambientes conectados ao rio Baía, que se posicionaram positivamente, dos ambientes conectados ao rio Paraná. Comparando-se esta figura com a estrutura de correlação das variáveis abióticas, apresentada na Figura 5a, observa-se que os ambientes conectados ao rio Ivinheima foram caracterizados pelos maiores valores das diferentes formas de nitrogênio e fósforo, enquanto os ambientes conectados ao rio Paraná foram os que apresentaram os maiores valores da profundidade do disco de Secchi. Estes ambientes são representados basicamente pelas estações de amostragem na calha do rio Paraná e pelos ressacos ligados a este rio (Fig. 5c). As lagoas conectadas aos rios Paraná e Baía, posicionadas na parte negativa do Componente

Principal 2, apresentaram situação intermediária quanto às concentrações de nutrientes e radiação subaquática, mas nesses ambientes detectou-se as maiores concentrações de clorofila-*a*.

Em resumo, os resultados evidenciados pela Análise de Componentes Principais confirmam diferenças já demonstradas entre os ambientes conectados ao rio Paraná e Ivinheima (Thomaz et al., 1992b; Agostinho et al., 1995). Essas diferenças, que se potencializam quanto às concentrações de nutrientes e penetração de radiação subaquática podem ser atribuídas basicamente à ampla cadeia de reservatórios situada à montante do primeiro, que funciona como retentora de sedimento e nutrientes. Por outro lado, o rio Ivinheima é um rio ainda não represado e com uma extensiva atividade agrícola em sua bacia, o que resulta no carreamento de elevadas cargas de material em suspensão e nutrientes.

Com base nas considerações acima, pode-se hipotetizar que o rio Ivinheima representa uma importante fonte de fosfato e material particulado para a várzea e para as lagoas a ele conectadas. Por outro lado, as baixas concentrações de nutrientes e seston transportados pelo rio Paraná, sugerem que este rio apresenta um papel de diluição nos ambientes a ele diretamente conectados. Parte dos nutrientes das lagoas situadas em ilhas, cuja conexão ocorre somente durante o período de águas altas, deve ser proveniente da ciclagem interna. No entanto, a longo prazo, as inundações podem funcionar como fator de empobrecimento destes ambientes, contrariando a hipótese mais geral de que os pulsos de inundação resultam na fertilização da várzea. Assim, o Programa Ecológico de Longa Duração constitui-se em uma oportunidade impar para avaliar esta tendência em uma escala temporal até agora não considerada.

Referências

AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A. de M.; THOMAZ, S.M. The high Paraná river

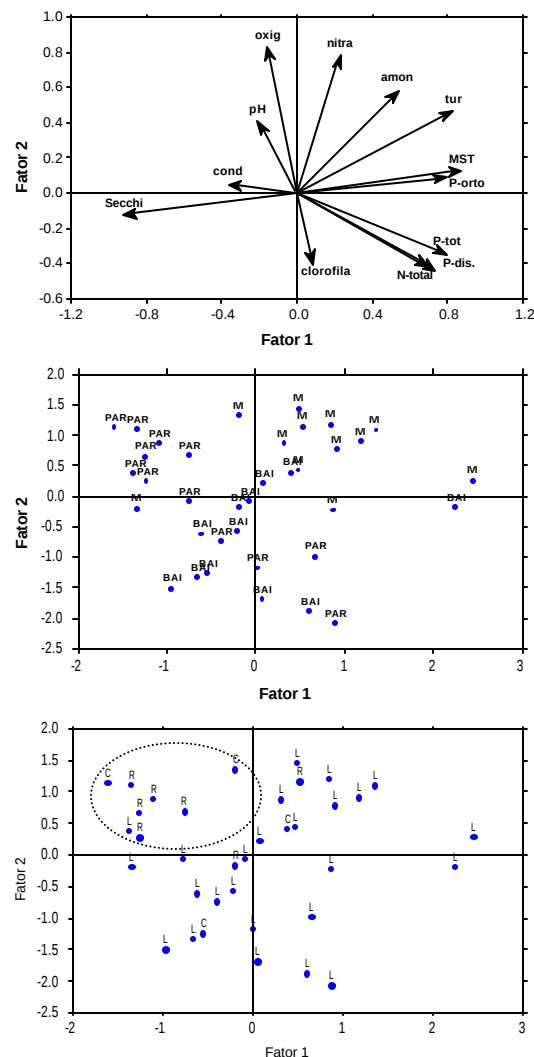


Figura 5: Relação entre os fatores limnológicos abióticos e os dois primeiros componentes principais (a), ordenação das estações quanto ao rio ao qual estão conectadas (b) e ordenação das estações quanto ao tipo de ambiente (c). R = rio ou resaca; L = lagoa; C = canal.

basinlimnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, 1995. p. 59-104.

- CARMOUZE, J. P. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. São Paulo: Edgar Blucher: FAPESP, 1994. 253 p.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific, 1978. 214p. (IBP Handbook, no. 8).
- KNOWLTON, M.F.; JONES, J.R. Trophic status of Missouri River floodplain lakes in relation to basin type and connectivity. *Wetlands*, v. 17, no. 4, p. 468-475, 1997.
- MACKERETH, F.Y.H; HERON, J.G.; TALLING, J.J. *Water analysis some revised methods for limnologist*. Ambleside: Freshwater Biological Association, 1978. 120p. (Freshwater Biological Association. Scientific Publication, v. 36).
- PAES DA SILVA, L.; THOMAZ, S.M. 1997. Diel variation of some limnological parameters and metabolism of a lagoon the high Paraná River floodplain, MS. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997. *Anais...* p. 169-189.
- PAGIORO, T. A., ROBERTO, M. C., LANSAC-TÔHA, F. A. Comparative limnological analyses of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. *International Journal of Ecological Environmental Science*, v. 23, p. 229-239, 1997.
- PAGIORO, T.A.; THOMAZ, S.M. 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. Lost of weight and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 4, p. 603-608, 1998.
- PAGIORO, T.A.; THOMAZ, S.M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the upper Paraná river floodplain. *Hydrobiologia*, v. 411, p. 45-51, 1999.
- ROHLF, F.J. *NTSYS-pc. Numerical taxonomy and multivariate analysis system. Version 1-50*. New York: Exeter Publishing, 1989.
- TALLING, J.F.; LEMOALLE, J. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. Melbourne: Cambridge University Press, 1998. 441 p.
- THOMAZ, S. M., ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. - In: VAZZOLER, A. E. A. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 1997. p.73-102.
- THOMAZ, S.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; ROBERTO, M.C.; ESTEVES, F.A.; LIMA, A.F. 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*, v. 25, p. 269-276, 1992a.
- THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C.; LANSAC-TÔHA, F.A.; LIMA, A.F.; ESTEVES, F.A. Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima (PR, MS Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 4, p. 32-51, 1992b.
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. *Limnological analyses*. New York: Springer-Verlag, 1990. 391 p.
- 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 1982*.