

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**NÍVEIS DE OCORRÊNCIA DE Hg TOTAL EM PEIXES
CARNÍVOROS DAS REPRESAS DE BARRA BONITA E BARIRI, EM
FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DE PARÂMETROS BIOLÓGICOS E DA
PRESENÇA DE SELÊNIO**

Aluna: Mônica Accai Marcondes de Moura e Mello

Orientador: José Roberto Ferreira

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração Ecologia e Recursos Naturais.

SÃO CARLOS

2004

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

M929no

Moura, Mônica Accaui Marcondes de.

Níveis de ocorrência de Hg total em peixes carnívoros das represas de Barra Bonita e Bariri, em função da variação de parâmetros biológicos e da presença de selênio / Mônica Accaui Marcondes de Moura e Mello. -- São Carlos : UFSCar, 2004.

154 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2004.

1. Ostariophysi. 2. Mercúrio. 3. Selênio. 4. Represas. 5. Tietê, Rio (SP). I. Título.

CDD: 597.52 (20^a)

“Não há experimento final. A Natureza, como um milagre, constantemente desafia nossa percepção.

A Ciência, na melhor das hipóteses, é uma arte de verdades parciais”.

*Rajendra Raghow (1978)
em "Perspectivas em
Biologia e Medicina".*

(There is no final experiment. Nature, like a miracle, constantly challenges our perception. Science, at best, is really an art of partial truths".)

Aos meus pais e ao meu marido, pelo empenho e amor incondicional, pelo exemplo de fidelidade ao trabalho e pela paciência infinita, dedico esta tese.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de São Carlos e ao Instituto de Pesca, pela oportunidade de aperfeiçoamento profissional e aquisição de novos conhecimentos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento do projeto e concessão da Bolsa de Estudos (Processo nº 00/04015-2), sem os quais este trabalho não seria possível.

Ao Dr. José Roberto Ferreira, PqC-VI do Instituto de Pesca/APTA e Pesquisador Colaborador do CENA/USP, pela orientação durante o doutorado e por me mostrar a importância do meu trabalho.

Ao Prof. Dr. Geraldo Barbieri, PqC-VI do Instituto de Pesca/APTA, pela orientação e por dividir comigo seus conhecimentos, trabalhos e livros, suas alegrias, conquistas e sua família.

Ao Prof. Dr. Antônio Aparecido Mozeto, pelo apoio no início do doutorado.

Ao Dr. Jener Fernando Leite de Moraes, Pesquisador do IAC - Instituto Agrônomo de Campinas/APTA, pela digitalização do mapa dos pontos de coleta.

Ao Prof. Dr. Luciano Martins Verdade, da “Gloriosa” Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/USP, que acreditou no meu potencial e me incentivou a trabalhar com a problemática ambiental.

Aos Profs. Drs. José Roberto Verani e Nelsy Fenerich-Verani, pelo auxílio nos trabalhos estatísticos e por manterem a porta sempre aberta para os alunos.

À minha querida amiga Martiniana da Silva Vieira, “Rosinha”, Pesquisadora do Instituto de Pesca/APTA, certamente minha conquista mais valorosa durante o estágio no IPesca. Talvez eu não encontre aqui palavras para expressar minha gratidão por todas as vezes que ela me “segurou no colo”, dividiu suas alegrias e tristezas comigo, compreendeu meu temperamento difícil e intempestivo e por ter aberto mão de seu tempo para que fosse possível a finalização desta tese.

À amiga Dra. Francisca Gil Gil, que me “adotou” e dispôs de seu tempo para compartilhar comigo seus conhecimentos e sua experiência em Limnologia.

Ao Comandante Sgto. Paulo Sérgio LUCAS e aos Soldados do 2º Pelotão da Polícia Militar Ambiental de Barra Bonita, Valdeci Francisco Santos DIAS, Rinaldo CORDEIRO, Valtenison OLIVEIRA dos Santos, Luiz dos SANTOS, Márcio Mendes PIO e seus demais companheiros, pelo auxílio indispensável nos trabalhos de campo, cavalheirismo impecável e senso de humor maravilhoso, fizesse chuva ou sol, sempre dispostos a nos ajudar.

Às amigas Pesquisadoras do Instituto de Pesca/APTA, Elaine Fender de Andrade Talmelli e Patrícia de Paiva, pelo companheirismo, interesse permanente e mãos sempre estendidas em meu auxílio.

Aos Pesquisadores do Instituto de Pesca/APTA, São Paulo, Cláudia Maris Ferreira, Eduardo de Medeiros Ferraz, Elisabeth Romagosa, Júlio Vicente Lombardi, Katharina Eichbaum Esteves, Maria José Tavares Ranzani de Paiva, Massuka Yamane Narahara, Maurício Keniti Nagata, Neusa Sumico Takahashi, Nilton Eduardo Torres Rojas, Paula Maria de Gênova Castro, pela acolhida calorosa no Instituto e pelo convívio nestes últimos anos, em muitos casos, muito além do profissional.

Aos amigos Dra. Rosemary Vieira e Dr. Luís Fernando Fávoro, sempre presentes e companheiros, não importando a distância nem o tempo.

Aos estagiários do IPesca/APTA, Annis Neme Bassith Jr., Bruna Meireles, Daniele Scarpim Rosa, Filipe Caetano Marcassi Alves, Jaqueline Regina de Souza e Rosângela Bloes, cujo auxílio nos experimentos e amizade foram imprescindíveis; e Ana Valéria Pinto Lobo e Lídia Sumile Maruyama pelo alegre convívio.

Aos pescadores Sr. Luis Afonso Cardeliquio e Sra. Leni Aparecida de Oliveira, pelo apoio e interesse pelo nosso trabalho.

Aos funcionários do IPesca/APTA e do PPG-ERN da UFSCar, pelo auxílio nos trabalhos práticos e pelo apoio burocrático.

Ao meu querido Ricardo por seu amor e carinho, pelo constante incentivo profissional e pessoal e por generosamente deixar tudo para “depois da tese”.

SUMÁRIO

Abstract	1
Resumo	2
Introdução Geral.....	3
Objetivos	6
Materiais e Métodos	6
Resultados e Discussão.....	17
Conclusão	19
Referências	20
CAPÍTULO 1: Nível de contaminação por mercúrio e selênio em traíras (<u>Hoplias malabaricus</u>) capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo, Brasil.	23
CAPÍTULO 2: Nível de contaminação por mercúrio e selênio em pirambebas (<u>Serrasalmus spilopleura</u>) capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo, Brasil.....	51
CAPÍTULO 3: Avaliação da qualidade da água das represas de Barra Bonita e Bariri (Médio rio Tietê, SP) em função de variáveis limnológicas e da presença de Hg e Se.	81
CAPÍTULO 4: Mercúrio e Selênio no sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo.....	111
ANEXO	132

ABSTRACT

The Barra Bonita and Bariri reservoirs, Medium river Tietê, São Paulo, Brazil, are used with several purposes as transport, provisioning, electric power generation, professional fishery and leisure. The region is surrounded by an industrial developed pole, receiving sewer of domestic and industrial origin, as well as the effluents of agricultural activities. Not only the pollution for organic pollutants, but also for the inorganic ones, among them heavy metals, are getting the civil society and the scientific community attention, because they mean a hopeless loss of the natural resources. Among heavy metals, mercury is considered one of the more toxics, causing neurological, reproductive and teratogenic disturbances. Before this panorama and because it was certain the mercury presence in these aquatic ecosystems, the present work had as objective quantifies the tenor of Hg in fish, water and sediment. For that, two carnivorous fish species were analyzed *Hoplias malabaricus* and *Serrasalmus spilopleura* for a period of one year. Along two years, water and bottom sediment were collected in four different times, in an attempt of determining the seasonal variation. Limnologic parameters and selenium concentration were quantified in an attempt of determining their influence on Hg availability. The medium levels of Hg found in the fish were below the established limit for the human consumption ($0.5 \text{ mg Hg.Kg}^{-1}$), however, it was above that established for the conservation of the aquatic life ($0.01 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$), and they can represent a risk, due to the bioaccumulation. It was not possible to establish a correlation among Hg and Se present in both fish species. The values of Hg and Se in the water stayed below the detection limit of the method (2.0 ng Hg.L^{-1} and 5.0 ng Se.L^{-1}). In relation to the sediment, although, only in some points of the two reservoirs Hg has state above the allowed limit ($1.0 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$), the fact should be analyzed with caution, once the sediment is accumulative and potential source of pollutants. In this way, public politics seeking the permanent water quality monitoring, as well as the prohibition of antropic pollutant activities, are essential for balance and sustainability maintenance of Barra Bonita and Bariri reservoirs.

RESUMO

As represas de Barra Bonita e Bariri, localizadas no Médio rio Tietê, SP, são utilizadas com diversas finalidades como transporte, abastecimento, geração de energia elétrica, pesca profissional e lazer. São circundadas por um pólo industrial bem desenvolvido, recebendo esgoto de origem doméstica e industrial, bem como os efluentes de atividades agrícolas. Não somente a poluição por contaminantes orgânicos, mas também pelos inorgânicos, entre eles os metais pesados, vêm chamando a atenção da sociedade civil e da comunidade científica, pois significam uma perda irremediável dos recursos naturais. Dentre os metais pesados, o mercúrio é considerado um dos mais tóxicos, causando distúrbios neurológicos, reprodutivos e teratogênicos. Diante deste panorama e por já ter sido determinada a presença de mercúrio nestes ecossistemas aquáticos, o presente trabalho teve como objetivo quantificar o teor do referido metal nos peixes, na água e no sedimento. Para tanto, foram analisadas duas espécies de peixes carnívoros, traíra (*Hoplias malabaricus*) e pirambeba (*Serrasalmus spilopleura*), por um período de um ano. Ao longo de dois anos, coletas de amostras de água e de sedimento de fundo foram efetuadas em quatro épocas distintas do comportamento da hidrógrafa. Parâmetros limnológicos e a presença de selênio foram avaliados, com o intuito de se determinar a influência dos mesmos sobre a disponibilidade do Hg. Os níveis médios de Hg encontrados nos peixes estiveram abaixo do limite estabelecido para o consumo humano (0,5 mg Hg.Kg⁻¹), porém, estiveram acima daquele estabelecido para a conservação da vida aquática (0,01 mg Hg.kg⁻¹), e podem representar um risco, devido à bioacumulação. Não foi possível estabelecer-se uma correlação entre Hg e Se presentes nos peixes. Os valores de Hg e Se na água mantiveram-se abaixo do limite de detecção do método (2,0 ng Hg.L⁻¹ e 5,0 ng Se.L⁻¹). Em relação ao sedimento, ainda que, somente em alguns pontos das duas represas o Hg tenha estado acima do limite permitido (1,0 mg Hg.kg⁻¹), o fato deve ser analisado com cautela, uma vez que o sedimento é acumulador e fonte potencial de contaminantes. Assim sendo, políticas públicas que visem o permanente monitoramento da qualidade d'água, bem como a proibição de atividades antrópicas poluidoras, são essenciais para a manutenção do equilíbrio e da sustentabilidade das represas de Barra Bonita e Bariri.

INTRODUÇÃO GERAL

O mercúrio vem sendo utilizado desde a pré-história pelo homem, na execução de desenhos rupestres, na ornamentação de utensílios domésticos e da própria pele. Antigas civilizações orientais e ocidentais também fizeram uso deste elemento como pigmento para decoração e como agente amalgamador, já determinado em tumbas datadas de mais de 1.500 anos e empregado até o século XX. Também utilizado terapeuticamente, seu efeito tóxico permaneceu desconhecido até o século XVIII, quando a classe médica associou sintomas psicóticos de intoxicação com o emprego de pomadas mercuriais empregadas no tratamento da sífilis. Manifestações do mercurialismo crônico ocupacional foram descritas ainda no século XVII, nos trabalhadores de minas de mercúrio e de indústrias de chapéus de feltro, na Europa. No século XX, foi detectada a intoxicação de trabalhadores de indústrias produtoras de cloro e soda, de cloreto de vinila e acetileno (Taylor, 1978) e de fungicidas organomercuriais, quando se correlacionou este processo a lesões neuronais e atrofia cerebral com lesão cortical (American Conference Of Governmental Industrial Hygienists Inc, 1986; Azevedo, 2003).

Após os acidentes de Minamata e Niigata, no Japão, durante as décadas de 1950 e 1960, o uso e efeitos do mercúrio (Hg) constituíram-se em uma preocupação, tanto do ponto de vista de saúde humana, quanto do aspecto ambiental. Distúrbios neurológicos e teratogênicos foram identificados nos consumidores do pescado contaminado por este metal. Dessa forma, foram

estabelecidos limites de ocorrência para Hg, para compartimentos de ecossistemas aquáticos, entre $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $1,0 \text{mg.kg}^{-1}$, respectivamente, para águas e sedimento (EPA, 1972; Eysink *et al.*, 1988; Jardim, 1988); e, para organismos aquáticos destinados ao consumo humano, devido à biomagnificação (CETESB, 1985), em $0,5 \text{mg Hg.kg}^{-1}$ (OMS, 1978).

Para se ter uma idéia dos vários aspectos envolvidos com a contaminação por Hg e como esta é permanente, após os lançamentos deste metal na Baía de Minamata, na década de 1960, foi criado, em 1977, o Projeto de Prevenção à Poluição na Baía de Minamata, cuja finalidade era descartar o lodo contaminado com níveis superiores a $25,0 \text{mg Hg.kg}^{-1}$. O projeto foi finalizado na década de 1990 e numa avaliação recente (2002), foram determinadas as maiores concentrações de Hg entre 0 e 12,0 cm de profundidade do solo, com uma variação de 0,34 a $8,85 \text{mgHg.kg}^{-1}$ (média = $4,58 \text{mgHg.kg}^{-1}$) e uma diminuição dos teores de acordo com a profundidade do sedimento (core). A concentração natural de Hg, que pode ser considerada como ausência de influência antropogênica, foi determinada como $0,067 \pm 0,012 \text{mg.kg}^{-1}$. Deste modo, a concentração determinada na superfície do sedimento (média = $3,24 \text{mg.kg}^{-1}$), foi estimada como sendo cinco vezes maior do que a concentração natural de Hg (Tomiyasu *et al.*, 2004).

Em trabalhos realizados nos rios Piracicaba (Fostier *et al.*, 1999) e Tietê (CETESB, 1985), formadores das represas de Barra Bonita e Bariri, o Hg já foi identificado, algumas vezes acima dos níveis máximos estabelecidos, em todos os compartimentos, ou seja, água, sedimento e biota. Este fato motivou a realização

da presente pesquisa, no intuito de determinar o estágio atual da concentração de Hg total na água, no sedimento e em peixes pertencentes ao topo da cadeia alimentar, avaliando-se esses níveis em função de parâmetros bióticos e abióticos, como a presença de selênio (Se).

Dentro do organismo, a biodisponibilidade do Hg é afetada pela ação do selênio, que parece liberar o mercúrio do complexo formado com o grupo sulfidril das proteínas, a causa principal de sua toxicidade (Stoewsand *et al.*, 1974), ou ainda, juntamente com a vitamina E, contra-atacar o efeito dos radicais livres produzidos pela toxicidade do mercúrio nas membranas celulares (Welsh & Soares, 1976). O selênio pode formar, ainda, um complexo equimolar com o Hg: [(Hg-Se)_n]_m-Selênio proteína P, que diminui a biodisponibilidade do Hg no organismo (Soares *et al.*, 2002).

Por ser um forte doador de elétrons, o selênio desaloja o mercúrio quando este se encontra complexado com o enxofre nos tecidos, promovendo o seu transporte (Craig, 1986). De acordo com Chang (1979) cada molécula de selênio pode induzir a formação de um grande complexo selenioprotéico que pode ligar vários átomos de mercúrio. O Se representa um paradoxo no domínio da toxicologia aquática, pois passa de nutriente a contaminante numa pequena variação de concentração. Para a dieta dos peixes ele é empregado entre 0,1 a 0,5 µg/g de peso seco. Já, acima de 3,0 µg/g causa má formação de proteínas e enzimas celulares (Lemly, 1998).

OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho foram:

- a) Determinar as concentrações de Hg no tecido muscular de peixes carnívoros das Represas de Barra Bonita e Bariri, S.P, em função do tamanho dos mesmos e da presença de Se;
- b) Determinar as concentrações de Hg na água e no sedimento das Represas de Barra Bonita e Bariri, SP, em função da influência de variáveis do meio físico e da presença de Se, como fatores determinantes da disponibilidade deste elemento para a biota;
- c) Fornecer subsídios para a implementação de leis e portarias que versem sobre o uso e manejo destes ecossistemas aquáticos.

MATERIAL E MÉTODOS

Durante o período de maio de 2001 a abril de 2002 foram coletados, em meses alternados nas represas de Barra Bonita e Bariri, 129 traíras (Hoplias malabaricus) e 253 pirambebas (Serrasalmus spilopleura) (Figura I), capturadas por pescadores profissionais. Foram empregadas redes de espera e tarrafas. Os indivíduos foram divididos em classes de 3,0 em 3,0 cm de comprimento padrão, pois alguns exemplares apresentaram lesões na nadadeira caudal, o que impossibilitou o emprego do comprimento total nestas medições. Para a análise de Hg e Se, foram separados dois exemplares de cada classe, sendo selecionados, sempre que possível, os menores e maiores indivíduos, estabelecendo-se um total de 59 amostras para a primeira espécie e 79, para a segunda. As características

biológicas analisadas em todos os organismos coletados foram: sexo, comprimento padrão; peso total; peso das gônadas, peso do estômago, peso do fígado, estádios de maturação gonadal, determinados macroscopicamente segundo metodologia descrita por Barbieri & Barbieri (1984) e estádios de repleção estomacal, considerados em relação à quantidade de alimento presente, segundo metodologia descrita por Barbieri *et al.*, 1982.



Figura I. Exemplares de traíra (H. malabaricus) ($L \cong 35,0$ cm) (**A**) e pirambebas (S. spilopleura) ($L \cong 25,0$ cm) (**B**).

Amostras do tecido muscular úmido com, aproximadamente, 250,0mg foram solubilizadas em sistema aberto (bloco digestor) através do uso de 5,0mL ácido nítrico concentrado, em temperatura de 140°C, por duas horas. A seguir foram adicionados 2,0 mL de peróxido de hidrogênio, aquecendo-se novamente por duas horas. Em ambos os procedimentos, os tubos foram cobertos com “dedo frio” para permitir a condensação do solvente volatilizado e para evitar perda do analíto. O volume final foi completado a 25,0mL e determinou-se a concentração de Hg total (Hornung *et al.*, 1993, Romeo *et al.*, 1999). O Se total, ou seja, o somatório do Se⁴⁺ e do Se⁶⁺, foi determinado em uma alíquota de 10,0 mL do extrato digerido, adicionando-se 7,5mL de HCl concentrado, com aquecimento por 40 minutos a 90°C. O volume final foi completado a 25,0mL (Quevauviller *et al.*, 1993). Os extratos foram obtidos em duplicata, com subsequente determinação do analíto por espectrofotometria de fluorescência atômica (AFS). A exatidão dos resultados foi verificada pela observação dos teores obtidos e esperados para o Material Certificado de Referência DORM-2, que passou pelo mesmo processo das amostras. A porcentagem de recuperação deste material foi considerada no cálculo final da concentração do metal no tecido úmido.



Figura II. Sistema aberto - bloco digestor – utilizado na abertura de amostras musculares de traíras (H. malabaricus) e pirambebas (S. spilopleura) capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, SP.

Os teores de Hg no tecido muscular foram avaliados em função de características biológicas da espécie, como o comprimento padrão, o fator de condição relativo (Kn) e os índices gonado e hepatossomático e de repleção dos indivíduos, e abióticas, como o teor de Se. O fator de condição relativo (Kn) foi obtido através da seguinte equação:

$$Kn = Wt \text{ observado} / Wt \text{ teórico}$$

Trabalhando num intervalo de comprimento padrão próximo ao observado, o W_t teórico foi obtido substituindo-se o L_s teórico nas equações $W = \phi L^\theta$, altamente significativas para as espécies estudadas.

Como o fator de condição (K) é um indicador quantitativo do bem estar do peixe (Vazzoler, 1996), trabalhando com um $Kn = 1,0$, pode-se concluir que os peixes apresentaram um bom crescimento. Entretanto, se este valor foi inferior a 1,0, houve prejuízo do mesmo. Assim, verificou-se a correlação entre o Kn e a concentração de Hg, a fim de se determinar se esta estaria influenciando o crescimento dos peixes.

A fim de se verificar possíveis correlações entre o teor de Hg e o comprimento padrão dos peixes e, entre o teor de Se e o de Hg, tentou-se determinar uma relação linear entre as variáveis. Para a comparação dos valores de Kn dos peixes de Barra Bonita e Bariri, foi empregado o teste Mann-Whitney. Para a comparação dos valores de Kn para peixes e a concentração de Hg, foi utilizado o teste de Knuskal-Wallis. E, finalmente, a fim de se determinar se houve associação entre a concentração de Hg, o Kn dos peixes e o local de estudo, foi empregado o teste do Qui-Quadrado (X^2).

Para verificar as variações espaciais e temporais da presença de Hg no sedimento e na água dos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, foram realizadas seis amostragens no período de julho de 2001 a março de 2004, em quatro pontos distribuídos em cada um dos reservatórios (Tabela I). Em Barra Bonita os pontos foram distribuídos desde a desembocadura do Rio Piracicaba até próximo à barragem de Barra Bonita. Em Bariri, por sua vez, estes foram distribuídos desde

a jusante da barragem de Barra Bonita até à montante da barragem de Bariri (Figura III).

Tabela I. Localização dos pontos de coleta de água e sedimento nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, São Paulo.

Represa	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Barra Bonita	22°36'43.7" S	22°38'09.1" S	22°34'07.9" S	22°31'41.3" S
	48°12'33.8" WO	48°21'11.5" WO	48°24'17.8" WO	48°31'26.2" WO
	distância entre pontos	1 a 2 = 15,0km	2 a 3 = 9,16km	3 a 4 = 13,0km
Bariri	22°25'29.1" S	22°24'24.3" S	22°20'12.6" S	22°10'22.6" S
	48°39'34.4" WO	48°40'18.5" WO	48°43'04.8" WO	48°43'27.0" WO
	distância entre pontos	1 a 2 = 2,37km	2 a 3 = 9,12km	3 a 4 = 18,3km

Tentou-se fazer uma distribuição equidistante dos quatro pontos amostrais em cada represa, abrangendo toda a extensão das mesmas. Porém, esta distribuição nem sempre obedeceu ao critério estabelecido, pois muitas vezes não foi possível coletar o sedimento, que é constantemente dragado por empresas que fazem extração de argila nas duas represas, tornando o fundo das mesmas, extremamente compactado. Assim, foi necessário estabelecer novo local em que fosse possível coletar amostras dos dois compartimentos, água e sedimento.

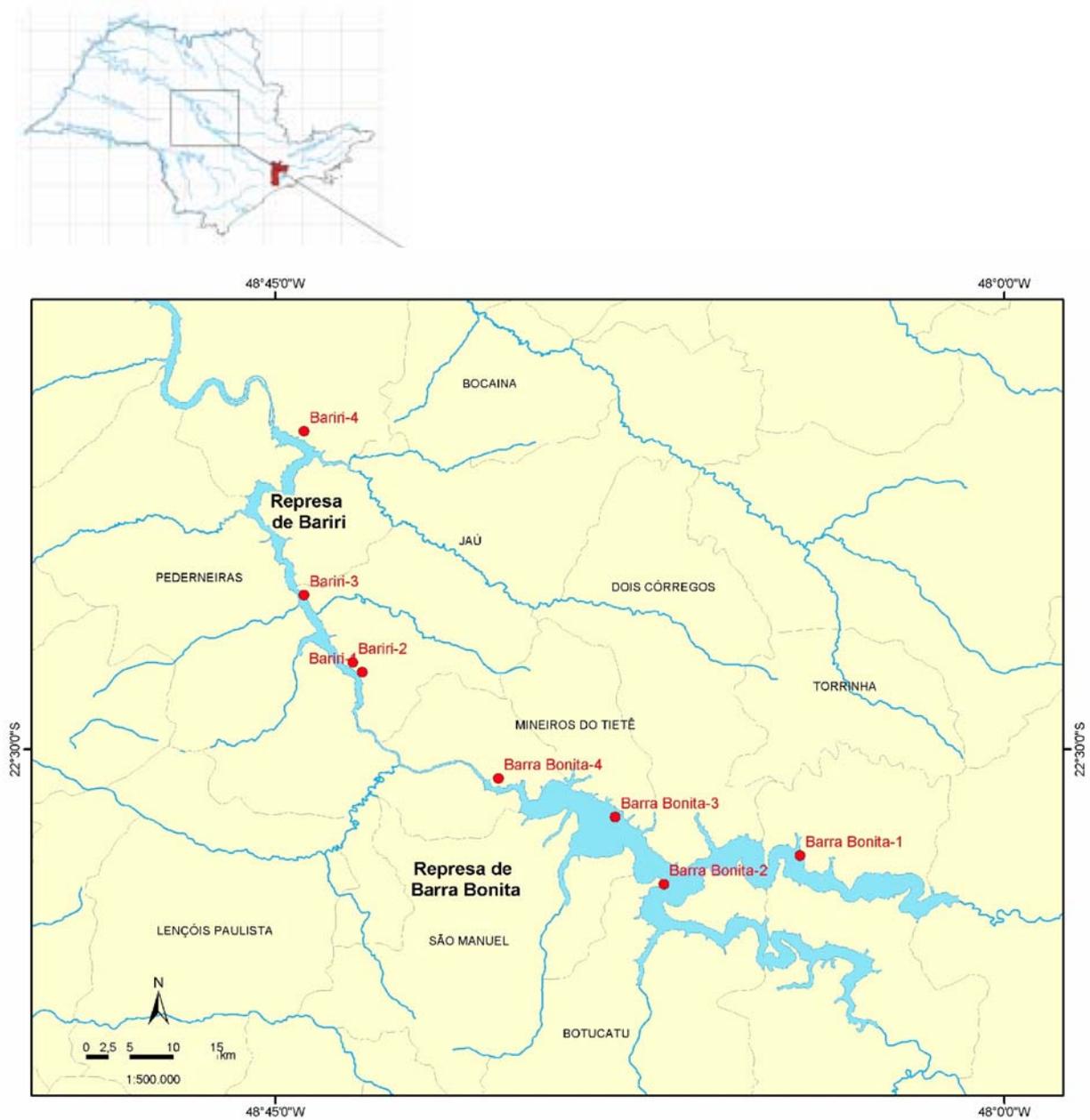


Figura III. Mapa dos Reservatórios das UHE de Barra Bonita e Bariri, rio Tietê/SP, com detalhe de seus tributários e com indicação das estações de coleta limnológica (J.F. Moraes, 2004).

O sedimento foi coletado com o auxílio de uma draga de Ekman, acondicionado em potes de polietileno e preservados sob refrigeração. O teor de Hg foi analisado em função da concentração de selênio, da granulometria, da relação carbono/nitrogênio (C/N), do pH e do potencial redox, a fim de se determinar qual variável ou grupo de variáveis tem maior influência sobre a concentração de mercúrio.

Os teores totais de Hg e Se foram determinados por meio de digestão ácida, seguindo a metodologia proposta por AGEMIAN & CHAU, (1975). E os valores de Eh (potencial redox) foram medidos, no momento da coleta, na água em contato com o sedimento, através do Horiba U-22 (Sistema de monitoramento de multiparâmetros de qualidade de água), munido de cabo com 30,0m de extensão.

Simultaneamente à coleta de sedimento, foi realizada a coleta de água junto à superfície dos reservatórios, a fim de se determinar os sólidos totais em suspensão, Hg e Se totais. As variáveis limnológicas determinadas foram pH, condutividade elétrica, turbidez, temperatura, potencial redox e sólidos totais solúveis. Estas variáveis e a profundidade dos pontos de coleta foram determinadas eletronicamente através do Horiba U-22. As tomadas de resultados foram realizadas de metro em metro, desde o a superfície até o fundo das represas. Nas Figuras IV e V podem ser observados, o acesso à represa de Barra Bonita e o entorno de alguns pontos de coleta.



Figura IV. Acesso à represa de Barra Bonita, para coleta de amostras de água e sedimento utilizadas nas análises de Hg e Se.



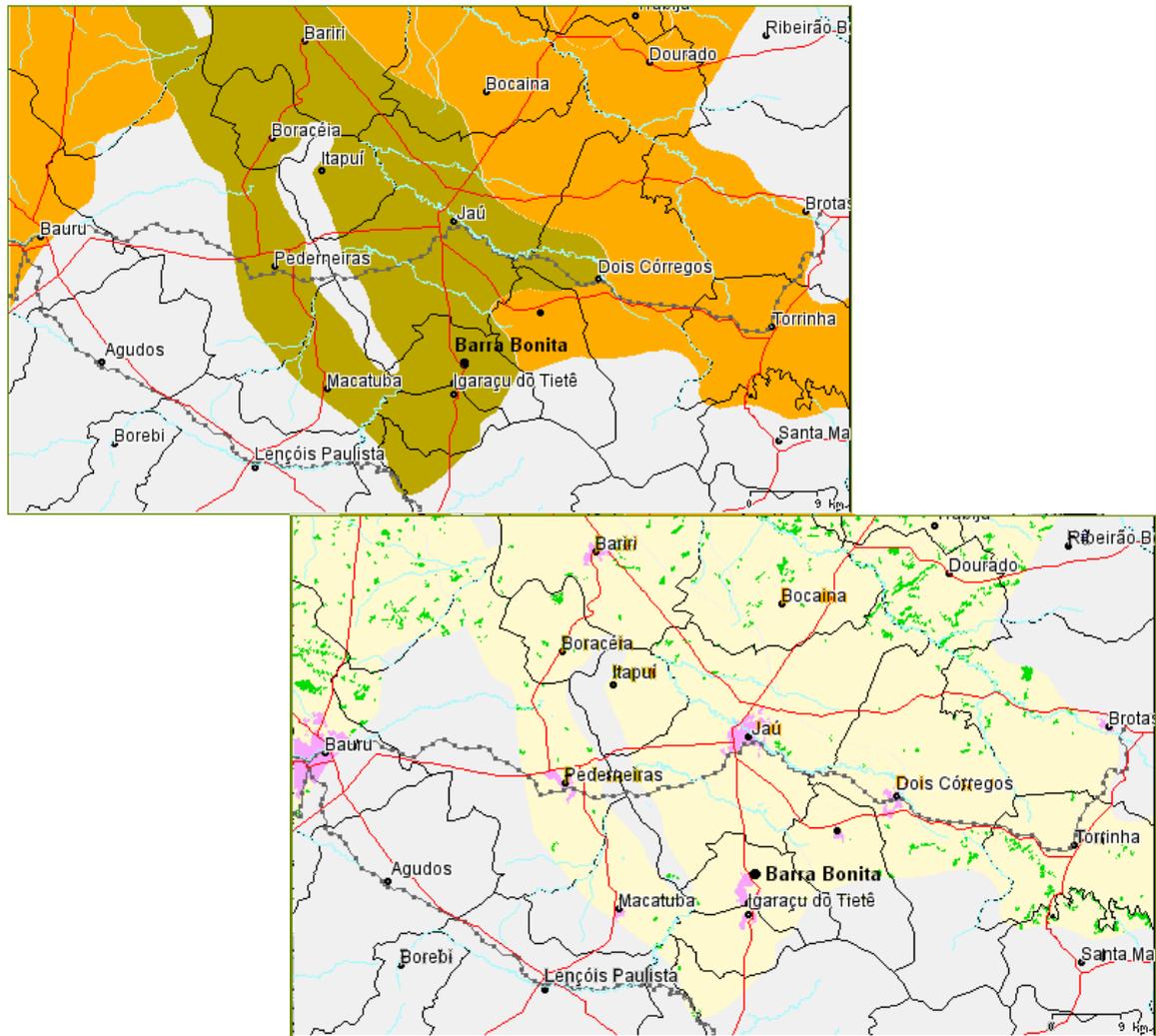
A



B

Figura V. Margens da represa de Barra Bonita – ponto 2 (A) e Bariri – ponto 3 (B), mostrando o entorno dos pontos de coleta de água e sedimento.

Todos os pontos de coleta apresentaram entornos semelhantes aos observados acima, ou seja, com pouca ou nenhuma mata ciliar. A lei número 4.711, de 15 de setembro de 1965 do Código Florestal brasileiro, estabelece como de preservação permanente a vegetação ao redor de reservatórios naturais ou artificiais, devendo-se respeitar uma faixa marginal de largura mínima igual a 500,0m, para os cursos d'água com largura superior a 600,0m, como acontece em vários pontos das duas represas visitadas. Entretanto, o que se observa é que o cultivo de cana de açúcar e os pastos formados para pecuária extensiva chegam até as margens dos corpos d'água. Porém, há de se fazer referência aos recentes esforços feitos pela AES, antiga CESP, responsável pelo gerenciamento destas UHE, no sentido de reverter este quadro. Na figura a seguir podem ser observadas as condições originais e atuais da cobertura vegetal de Mata Atlântica, nas áreas estudadas (Figura VI). De uma área original superior a 1,3 milhão de km², distribuída ao longo de 17 estados brasileiros, resta hoje apenas 7,3% de Mata Atlântica desse total (SOS Mata Atlântica, 2004).



LEGENDA

- Limites Interestaduais
- Estradas Principais
- +++ Ferrovias
- Drenagem Principal
- Limites Municipais
- Formações Pioneiras
- Flor. Ombrófila Mista
- Flor. Ombrófila Densa
- Flor. Ombrófila Aberta
- Flor. Estacional Semidecidual
- Flor. Estacional Decidual
- Campos de Altitude, encraves de cerrado
- zonas de tensão ecológica, contatos.
- Domínio da Mata Atlântica
- Brasil

(Fonte: SOS Mata Atlântica, 2004)

Figura VI. Carta geográfica dos municípios de Barra Bonita e Bariri, com a situação original e atual da cobertura vegetal de Mata Atlântica. (Modificado de SOS Mata Atlântica, 2004).

RESULTADOS e DISCUSSÃO

Com os resultados obtidos para a concentração de Hg e Se para as traíras de Barra Bonita e Bariri (Tabelas II e III – ANEXO), constatou-se que o teor de Hg na musculatura da maior parte dos peixes esteve abaixo do limite estabelecido para consumo de pescado ($0,5 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$). Nas concentrações determinadas, não houve comprometimento do crescimento dos indivíduos e as variações dos índices gonado e hepatossomáticos parecem estar mais relacionada às variações fisiológicas do que à presença de Hg. Não foi possível estabelecer-se correlações lineares entre a concentração de Hg e o comprimento dos indivíduos ou entre a concentração de Hg e de Se na musculatura dos peixes.

Para as pirambebas, cujos dados biométricos e as concentrações de Hg e de Se podem ser observados nas Tabelas IV e V (ANEXO), relativas a Barra Bonita e Bariri, respectivamente, não houve correlação entre a concentração de Hg e o comprimento dos indivíduos, o mesmo acontecendo para a concentração de Se. Também não foi possível estabelecer-se correlações lineares entre a concentração de Hg e de Se na musculatura dos peixes. Os teores de Hg estiveram abaixo do limite permitido ($0,5 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$) para todos os peixes analisados. As variações dos índices gonado e hepatossomático e de repleção, apresentaram-se dentro do esperado para os peixes de Barra Bonita (Caramaschi, 1979; Barbieri *et al.*, 1982; Barbieri & Barbieri, 1984; Barbieri & Marins, 1990). Entretanto, houve uma grande variação do índice hepatossomático das pirambebas de Bariri, o que pode ser um reflexo de um processo de detoxificação por contaminantes.

Para todas as campanhas de coleta em ambas as represas, os teores de Hg e Se totais na água estiveram abaixo do limite de detecção do método ($2,0 \text{ ng Hg.L}^{-1}$ e $5,0 \text{ ng Se.L}^{-1}$). As alterações das variáveis limnológicas podem ser observadas nas Figuras VII a XXIV (ANEXO), através das isolíneas construídas com o auxílio do software Surfer 6.0.

As frações orgânica e mineral dos STS, as condições de pH, Eh e o oxigênio dissolvido podem ter favorecido a remoção do Hg e do Se da água nas duas represas. A ausência de Hg e Se na água das represas, entretanto, não deve ser compreendida como a ausência desses metais no ambiente, mas sim como a transferência desses para os outros compartimentos do ecossistema aquático, tais como sedimento e/ou biota.

Em relação ao sedimento, para ambas as represas, observou-se que nos meses de chuva os valores de pH e Eh foram baixos (pH Barra Bonita: 4,9 a 6,3; Bariri: 5,7 a 6,5; Eh Barra Bonita: -158,0 a 39,0 mV; Bariri: -171,0 a 11,0 mV) e as concentrações de Hg e Se, elevadas (Hg Barra Bonita: $8,0$ a $538,0 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$; Bariri: $24,0$ a $654,0 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$; Se Barra Bonita: $61,0$ a $2908,5 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$; Bariri: $109,4$ a $1531,5 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$). Para os meses de seca, ocorreu o oposto, ou seja, pH e Eh altos (pH Barra Bonita: 5,2 a 6,9; Bariri: 5,5 a 7,0; Eh Barra Bonita: 109,0 a 336,0 mV; Bariri: 284,0 a 310,0 mV) e as concentrações de Hg e Se, mais baixas (Hg Barra Bonita: $126,0$ a $370,6 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$; Bariri: $32,3$ a $455,9 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$; Se Barra Bonita: $34,6$ a $339,3 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$; Bariri: $57,5$ a $236,0 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$). Tais condições favoreceram a precipitação dos metais para o sedimento no período de chuvas e a liberação dos mesmos no período de seca.

As maiores concentrações de Hg foram observadas nos pontos argilosos, em ambas as represas, não importando a época de coleta (chuva Hg médio Barra Bonita, Ponto 1: 136,25 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e Ponto 2: 270,17 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; Bariri, Ponto 3: 276,47 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e Ponto 4: 247,27 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; seca Hg médio Barra Bonita, Ponto 1: 226,35 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e Ponto 2: 160,10 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; Bariri, Ponto 3: 161,40 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e Ponto 4: 150,55 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Os valores obtidos para a relação C/N possibilitaram afirmar que estes reservatórios possuem sedimentos pouco enriquecidos com matéria orgânica. Ainda assim, não foi possível verificar qualquer relação entre as concentrações de Hg e Se e as demais variáveis analisadas no sedimento.

CONCLUSÃO

Segundo os resultados obtidos no presente trabalho, conclui-se que, de um modo geral, para as condições praticadas nestes experimentos, existe baixa contaminação por Hg nos três compartimentos do ecossistema aquático das duas represas. Entretanto, as propriedades de bioacumulação e biomagnificação do Hg na cadeia trófica e, o fato dos sedimentos se apresentarem como fontes de acúmulo de metais, mesmo após muito tempo de interrupção de novas entradas do contaminante no ecossistema, não podem ser ignorados. Assim sendo, políticas públicas que visem o permanente monitoramento da qualidade dos corpos d'água, bem como a proibição de atividades antrópicas poluidoras, são essenciais para a manutenção do equilíbrio e da sustentabilidade das represas de Barra Bonita e Bariri.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL INDUSTRIAL HYGIENISTS INC. 1986, Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. 5 ed. Cincinnati. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. 360p.
- AGEMIAM, A. & CHAU, A.S.Y. 1975 An atomic absorption method for the determination of 20 elements in lake sediments after acid digestion. Analytica Chimica Acta. 80, p. 61-66.
- AZEVEDO, F.A. 2003, Toxicologia do mercúrio. São Carlos: RIMA. São Paulo: InterTox, 2003. 292p.
- BARBIERI, M.C. & BARBIERI, G.B. 1984, Observation on the morphology and histology of the testes of Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae), from the Lobo Reservoir (Brotas, Itirapina – SP). An. Sem. Reg. Ecol., IV: 203-215. São Carlos.
- BARBIERI, G.B. & MARINS, M.A. 1990, Aspectos da Dinâmica da Reprodução e Crescimento de Hoplias cf malababaricus (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), da represa do Lobo, SP/Brasil. Arq. Bras. Méd. Vet. Zoot., 42 (3): 169-81.
- BARBIERI, G.B., VERANI, J.R. & BARBIERI, M.C. & 1982, Dinâmica quantitativa da Nutrição de Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae), na represa do Lobo (Brotas, Itirapina – SP). Rev. Brasil. Biol., Rio de Janeiro, 42(2): 295-302.
- CESP. 1998, Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. (Série Divulgação e Informação, 220). São Paulo. 166p.
- CETESB. 1985, Avaliação do níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê. São Paulo. CETESB. 115 p.

- CHANG, L.W. 1979, Pathological effects of mercury poisoning. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Elsevier North Holland Biomedical Press, Amsterdam. 519-80.
- CRAIG, P.J. 1986, Organometallic compounds in the environment: principles and reactions. John Wiley & Sons, New York. 386p.
- EPA. 1972, Water quality criteria. Washington. 594p.
- EYSINK, G.G.J.L; PÁDUA, H.B. & MARTINS, M.C. 1988, Presença do mercúrio no ambiente. Ambiente. 2 (1): 43-50.
- FOSTIER, A.H.; FALÓTICO M.H.B.; MARTINELLI, L.A.; CASEIRO, A.C. & CYRINO. J.E.P. 1999, Mercury accumulation in fish from the human impacted Piracicaba river basin (São Paulo State, Brazil): comparison between a lotic and a lentic system. *In*: MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT - 5TH INTERNATIONAL CONFERENCE. Rio de Janeiro – Brasil. Transactions. p. 338.
- HORNUNG, H, KROM, M.D., COHEN, Y. & BERNHARD, M. 1993, Trace metal content in deep-water sgarjs from the eastern Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 115: 331-338.
- JARDIM, W.F. 1988, Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. Ciência Hoje, 7(41): p. 78-9.
- LEMLY, A. D. 1998, Patology of Selenium Poisoning in Fish. p. 281-96. *In*: Frankenberger, W.T. & Engberg, R.A. (ed.), Environmental Chemistry of Selenium. 713p.
- OMS. 1978, Mecúrio. Critérios de Salud Ambiental - 1. OMS. 148p.
- QUEVAUVILLER, P., VERCOUTERE, K., MUNTAU, H. & GRIEPINK, B. 1993, Certified reference material (CRM414) for the quality control of trace element analysis in plankton. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 345(1): 12-7.
- ROMEO, M, SIAU, Y., SIDOUMOU, Z. GNASSIA-BARELLI, M. 1999, Heavy metal distribution in different fish species from Maurîtânia coast. Sci. Total Environ., 232: 169-75.

- SOARES, D.; SARKIS, J.; MULLER, R.; BRABO, E. & SANTOS, E. 2002, Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondônia State, Amazon region, Brazil. Sci Total Environ, 287 (15): p.155 – 161.
- SOS Mata Atlântica 2004, Atlas dos Municípios de Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.sosmataatlantica.org.br/?secao=atlas>
- STOEWSAND, G.S.; BACHE, C.A. & LISK, D.J. 1974, Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 152-6.
- TAYLOR. G.R. 1978, A ameaça ecológica. São Paulo, USP. 298p.
- TOMIYASU, T., MATSUYAMA, A., EGUCHI, E., FUCHIGAMI, Y., OKI, K, HORVAT, M., RAJAR, R. & AKAGI, H. 2004, Spatial variations of mercury in the sediments of Minamata Bay, ten years later from Minamata Bay Pollution Prevention Project. In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p. 233.pdf.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EUEM; São Paulo, SBI. 169p.
- WELSH, S.O.; SOARES, J.H. Jr. 1976, The protective effect of vitamin E and selenium against methylmercury toxicity in the Japanese quail. Nutr. Rep. Int. 13: 43-51.

Capítulo 1

Nível de contaminação por mercúrio e selênio em traíras (Hoplias malabaricus) capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo, Brasil.

¹M. A. M. Moura¹, G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}. Mercury and Selenium contamination in *Hoplias malabaricus*, from Medium Tiete river, São Paulo, Brazil. *Rev. Bras. Biol.* (em preparação).

Nível de contaminação por mercúrio e selênio em traíras (Hoplias malabaricus) capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo, Brasil.

M. A. M. Moura¹, G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}.

¹ PPG-ERN (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), UFSCar, Rodovia Washington Luiz Km 235, São Carlos, SP, Brazil, CEP 13565-905, Caixa Postal 676 (mammello@yahoo.com.br);

² Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos - Instituto de Pesca/APTA. Av. Francisco Matarazzo, 455, São Paulo, SP, Brazil. CEP 05001-900;

³ Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP – Laboratório de Ecotoxicologia. Av. Centenário, 303, Piracicaba, SP, Brazil, CEP 13400-961.

Número de figuras: 08 (oito)

PALAVRAS-CHAVE: traíra, mercúrio, selênio, fator de condição.

KEY WORDS: Hoplias malabaricus, mercury, selenium, condition factor.

Título abreviado: Mercúrio e Selênio em Hoplias malabaricus do médio Tietê, SP.

Rodapé: autor correspondente M. A. M. Moura.

ABSTRACT

At Barra Bonita and Bariri Reservoirs, Medium Tietê River, Brazil, it was earlier determined total Hg in fishes, over the limit established by the WHO and the U.S. EPA (over than 500.0 $\mu\text{gHg/kg}$). This work evaluated the actual Hg concentration in Hoplias malabaricus, a carnivorous fish specie, according to the fish length, the relative condition factor and the concentration of Se, which effect is antagonist to Hg. The level of Hg and Se was determined in the muscular tissue of 59 fishes. The muscles samples were acid digested in an open system and determined by atomic fluorescence spectrometry (AFS). Simultaneously, DORM-2 was analyzed in order to guarantee the accuracy of the analysis. Hg concentrations found in muscles' fish from Barra Bonita reservoir varied from 72.40 to 1,145.96 $\mu\text{gHg/kg}$ (wet weight) and from Bariri reservoir, from 45.3 to 792.1 $\mu\text{gHg/kg}$ (w.w.). The Se concentrations determined in fishes' muscle from Barra Bonita reservoir varied from 23.64 to 3,487.17 $\mu\text{gSe/kg}$ (w.w.), and from Bariri reservoir, from 14.0 to 3,672.1 $\mu\text{gSe/kg}$ (w.w.). No relationship between mercury concentrations and fish length ($\alpha=0.05$), and between Se and Hg concentrations ($\alpha=0.05$) in the muscular tissues were observed. The condition factor didn't vary significantly between fish from the two reservoirs or between lower or upper Hg concentration ($\alpha=0.05$). In relation to biometric index, GSI increased as HSI decreased, as a response to changes in gonadal development, due to the liver's role in vitellogenesis. Hg levels increased as GSI decreased, but this fact seems to be related more to the gonadal development, than to the Hg level. In spite of almost all Hg levels are under the current limits to human food consumption (0.5 mg Hg.kg^{-1}), these levels are over the limits established to the aquatic life conservation (0.01 mg Hg.kg^{-1}) and can represent a problem due to the bioaccumulation.

RESUMO

Nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, no médio rio Tietê, Brasil, já foi identificada a presença de Hg acima dos limites estabelecidos para consumo de pescado (500,0 $\mu\text{gHg/kg}$) pela OMS e pela U.S. EPA. Neste trabalho avaliou-se a concentração de Hg no tecido muscular de 59 exemplares de traíra (H. malabaricus), de acordo com o comprimento, o fator de condição relativo e a concentração de selênio (Se), que supostamente apresenta efeito antagônico ao Hg. As amostras de músculo foram digeridas com solução ácida em sistema aberto. Todas as amostras foram analisadas por espectrofotometria de fluorescência atômica (AFS), juntamente com o material certificado DORM-2, a fim de se garantir a exatidão dos resultados. As concentrações de Hg no músculo variaram entre 72,40 e 1.145,96 $\mu\text{gHg/kg}$ nos peixes de Barra Bonita e entre 45,3 e 792,1 $\mu\text{gHg/kg}$, para os de Bariri. A concentração de Se variou entre 23,64 e 3.487,17 $\mu\text{gHg/kg}$ para os indivíduos de Barra Bonita, e entre 14,0 e 3.672,1 $\mu\text{gHg/kg}$ para aqueles de Bariri. Entretanto, não foi possível estabelecer-se uma correlação entre o comprimento e a concentração de Hg ou entre a concentração de Hg e Se no músculo das traíras ($\alpha=0,05$). O fator de condição não variou entre os peixes dos dois reservatórios ou entre os indivíduos com alta ou baixa concentração de Hg ($\alpha=0,05$). Em relação aos índices biométricos, o IGS aumentou ao mesmo tempo em que o IHS diminuiu, como uma resposta às variações do desenvolvimento gonadal, devido ao papel do fígado na vitelogênese das fêmeas. O valor de IGS diminuiu com o aumento da concentração de Hg, mas este fato parece estar mais relacionado ao desenvolvimento gonadal, do que com o nível do metal. Apesar dos níveis médios de Hg encontrados estarem abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano (0,5 mg Hg.kg^{-1}), estão acima daqueles estabelecidos para a conservação da vida aquática (0,01 mg Hg.kg^{-1}), e podem representar um risco, devido à bioacumulação.

INTRODUÇÃO

O mercúrio é considerado um dos metais mais tóxicos aos organismos aquáticos, tendo sua ação influenciada por sua concentração na água, por variáveis abióticas, pela presença de outros contaminantes no meio, pelo estado metabólico da espécie afetada e pela eficiência de absorção, ou seja, pela biodisponibilidade. Dessa forma, foram estabelecidos limites de ocorrência para o Hg, para compartimentos de ecossistemas aquáticos, entre $0,5\mu\text{g.L}^{-1}$ e $1,0\text{mg.kg}^{-1}$, respectivamente, para águas e sedimento (EPA, 1972; Eysink *et al.*, 1988; Jardim, 1988); e, para organismos aquáticos destinados ao consumo humano, devido à biomagnificação (CETESB, 1985), em $0,5\text{ mg Hg.kg}^{-1}$ (OMS, 1978).

Impactos negativos sobre o desenvolvimento gonadal e redução da fertilidade já foram observados em peixes contaminados pelo Hg. Experimentos sobre toxicidade crônica do Hg inorgânico e orgânico demonstraram haver um acúmulo progressivo deste metal na musculatura dos peixes, sendo que as alterações histopatológicas mais pronunciadas foram observadas nas brânquias e no fígado (Kirubagaran & Joy, 1988; Castro, 1991; Eysink, 1995; Azevedo, 2003).

Dentro do organismo, a biodisponibilidade do Hg é afetada pela ação do selênio, que parece liberar o mercúrio do complexo formado com o grupo sulfidril das proteínas, a causa principal de sua toxicidade (Stoewsand *et al.*, 1974), ou ainda, juntamente com a vitamina E, contra-atacar o efeito dos radicais livres produzidos pela toxicidade do mercúrio nas membranas celulares (Welsh & Soares, 1976). O selênio pode formar, ainda, um complexo equimolar com o Hg:

[(Hg-Se)_n]_m-Selênio proteína P, que diminui a biodisponibilidade do Hg no organismo (Soares *et al.*, 2002).

Por ser um forte doador de elétrons, o selênio desaloja o mercúrio quando este se encontra complexado com o enxofre nos tecidos, promovendo o seu transporte (Craig, 1986). De acordo com Chang (1979) cada molécula de selênio pode induzir à formação de um grande complexo selenioprotéico que pode ligar vários átomos de mercúrio. O Se representa um paradoxo no domínio da toxicologia aquática, pois passa de nutriente a contaminante numa pequena variação de concentração. Para a dieta dos peixes ele é empregado entre 0,1 a 0,5 µg/g de peso seco. Já, acima de 3,0µg/g causa má formação de proteínas e enzimas celulares (Lemly, 1998).

Muitos trabalhos têm utilizado a relação concentração de Hg em função do comprimento total e o fator de condição relativo dos peixes para avaliar a influência do metal sobre o crescimento dos mesmos. O fator de condição relativo (Kn) e alguns índices organo-somáticos indicam quantitativamente o bem estar do peixe, refletindo condições alimentares recentes e a influência dos fatores ambientais, que é mais rapidamente observada pela variação dos índices do que na variação de peso/comprimento dos peixes (Vazzoler, 1996; Schmitt & Dethloff, 2003). Tanto o fator de condição quanto os índices organo-somáticos devem ser utilizados com cautela, devendo ser empregados apenas quando se comparam indivíduos da mesma espécie ou de espécies similares (Schmitt & Dethloff, 2003).

Os índices gonado e hepatossomático e o de repleção, possibilitam visualizar a influência do peso das gônadas, fígado e estômago, respectivamente, sobre o

peso total dos indivíduos (Santos, 1978; Vazzoler, 1996). Deste modo, é possível monitorar quanto de energia é deslocado para gônadas e fígado durante o ciclo de vida e quanto alimento está sendo ingerido pelo peixe, o que, no caso dos carnívoros, será a principal fonte contaminante por mercúrio (Schmitt & Detholff, 2003). Segundo os mesmos autores, os índices organo-somáticos são úteis não somente no monitoramento do estado geral do indivíduo, como também no processo de previsão das mudanças decorrentes das variações sazonais e da presença de substâncias estressantes como, por exemplo, os contaminantes químicos.

Trabalhos realizados no estado de São Paulo já demonstraram a presença de Hg em ambientes aquáticos continentais, acima dos níveis estipulados para a preservação da vida aquática ($0,01 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$) (CETESB, 1985; Eysink *et al.*, 1988; Eysink, 1995; Azevedo, 2003). Este fato contraria antigas teorias de que o processo de metilação do mercúrio ocorreria apenas em ambientes aquáticos marinhos (Castro, 1991; Azevedo, 2003).

Em trabalhos realizados nos rios Piracicaba (Fostier *et al.*, 1999) e Tietê (CETESB, 1985), formadores das represas de Barra Bonita e Bariri, este metal já foi identificado, algumas vezes acima dos níveis máximos estabelecidos, em todos os compartimentos, ou seja, água, sedimento e biota. Deste modo, o objetivo deste trabalho foi determinar o estágio atual de contaminação da traíra, (Hoplias malabaricus), uma espécie de peixe pertencente ao topo da cadeia alimentar, avaliando-se os níveis de mercúrio em função de parâmetros bióticos, como o comprimento padrão dos peixes, o fator de condição relativo e os índices gonado e hepatossomáticos; e abióticos, como a presença de selênio (Se).

MATERIAL E MÉTODOS

No período de maio de 2001 a abril de 2002 foram coletados, em meses alternados para as represas de Barra Bonita e Bariri, 129 traíras (H. malabaricus) capturadas por pescadores profissionais. Foram empregadas redes de espera e tarrafas. Os indivíduos foram divididos em classes de 3,0 em 3,0 cm de comprimento padrão, pois alguns exemplares apresentaram lesões na nadadeira caudal, o que impossibilitou o emprego do comprimento total nestas medições. Para a análise de Hg e Se, foram separados dois exemplares de cada classe, sendo selecionados, sempre que possível, os menores e maiores indivíduos, estabelecendo-se um total de 59 amostras. As características biológicas analisadas foram: sexo, comprimento padrão; peso total; peso das gônadas, peso do estômago, peso do fígado, estádios de maturação gonadal, determinados macroscopicamente segundo metodologia descrita por Barbieri & Barbieri (1984) e estádios de repleção estomacal, considerados em relação à quantidade de alimento presente, segundo metodologia descrita por Barbieri *et al.*, 1982.

Amostras do tecido muscular úmido com, aproximadamente, 250,0mg foram solubilizadas em sistema aberto (bloco digestor) através do uso de 5,0mL ácido nítrico concentrado, em temperatura de 140°C, por duas horas. A seguir foram adicionados 2,0 mL de peróxido de hidrogênio, aquecendo-se novamente por duas horas. Em ambos os procedimentos, os tubos foram cobertos com “dedo frio” para permitir a condensação do solvente volatilizado e para evitar perda do analíto. O volume final foi completado a 25,0mL e determinou-se a concentração de Hg total

(Hornung *et al.*, 1993, Romeo *et al.*, 1999). O Se total, ou seja, o somatório do Se^{4+} e do Se^{6+} , foi determinado em uma alíquota de 10,0 mL do extrato digerido, adicionando-se 7,5mL de HCl concentrado, com aquecimento por 40 minutos a 90°C . O volume final foi completado a 25,0mL (Quevauviller *et al.*, 1993). Os extratos foram obtidos em duplicata, com subsequente determinação do analíto por espectrofotometria de fluorescência atômica (AFS). A exatidão dos resultados foi verificada pela observação dos teores obtidos e esperados para o Material Certificado de Referência DORM-2, que passou pelo mesmo processo das amostras. A porcentagem de recuperação deste material foi considerada no cálculo final da concentração do metal no tecido úmido.

Os teores de Hg no tecido muscular foram avaliados em função de características biológicas da espécie, como o comprimento padrão, o fator de condição relativo (Kn) e os índices gonado e hepatossomático dos indivíduos, e abióticas, como o teor de Se. O Kn foi calculado da seguinte maneira: trabalhando num intervalo de comprimento padrão próximo ao observado, o Wt teórico foi obtido substituindo-se o Ls teórico nas equações $W = \phi L^{\theta}$. O Wt teórico foi, então, utilizado no cálculo do Kn, através da equação $\text{Kn} = \text{Wt observado} / \text{Wt teórico}$.

Com a finalidade de verificar se a concentração de Hg no músculo estaria afetando o Kn dos peixes, estes foram subdivididos em dois grupos: 1) até 250,0 $\mu\text{gHg/kg}$, que representa metade do limite permitido para pescado destinado ao consumo humano; e 2) acima de 250,0 $\mu\text{gHg/kg}$. Acima de 250,0 $\mu\text{gHg/kg}$, já se apresenta uma tendência a valores que podem ser considerados alarmantes. O ideal seria trabalhar-se com valores acima e abaixo de 500,0 $\mu\text{gHg/kg}$, entretanto,

como o número de indivíduos encontrados neste trabalho, acima do limite estabelecido, foi bastante reduzido, optou-se por esta agregação afim de tentar-se demonstrar a tendência dos dados.

Os dados bimestrais coletados foram analisados por população/represa, de forma independente. A fim de se verificar possíveis correlações entre o teor de Hg e o comprimento padrão dos peixes e, entre o teor de Se e o de Hg, determinou-se uma relação linear entre as variáveis. Para a comparação dos valores de Kn das traíras de Barra Bonita e Bariri, foi empregado o teste Mann-Whitney. Para a comparação dos valores de Kn para peixes que apresentaram baixa e alta concentração de Hg, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis. E, finalmente, a fim de se determinar se havia associação entre a concentração de Hg, o Kn dos peixes e o local de estudo, foi empregado o teste do Qui-Quadrado (X^2).

RESULTADOS

Os indivíduos estiveram distribuídos no intervalo de peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) de 109,7 a 1080,9 g e 17,3 a 36,8 cm, respectivamente, em Barra Bonita, e de 156,2 a 1724,0 g e 19,3 a 40,4 cm, respectivamente, em Bariri. A relação Ls x Wt, para as duas represas, pode ser observada na Figura I, mostrando alta correlação.

Tabela I.

Tabela II.

Figura I.

Os valores mínimo, médio e máximo de Hg total encontrados na musculatura dos peixes oriundos de Barra Bonita foram, respectivamente, 72,40, 259,07 e 1146,00 $\mu\text{g Hg/kg}$, cuja distribuição média mensal alternada encontra-se na Tabela I. Já para aqueles, oriundos de Bariri, estes valores foram 45,29, 294,71 e 792,14 $\mu\text{g Hg/kg}$ (Tabela II). Para as sub amostras analisadas, não existe correlação entre teor de Hg no músculo e comprimento dos indivíduos para os dois corpos d'água ($\alpha=0,05$) (Figura II), ou seja, a variação ocorreu de forma totalmente casual.

Figura II.

A concentração de Se no tecido muscular dos peixes das duas represas, não se associou de forma inversamente proporcional à concentração de Hg, não se podendo assim ajustar relações lineares ou não-lineares entre as concentrações dos dois metais ($\alpha=0,05$). As concentrações mínima, média e máxima de selênio foram, respectivamente, 23,64, 1525,97 e 3705,9 $\mu\text{g/kg}$, em Barra Bonita; e 14,01, 1348,53 e 3672,67 $\mu\text{g/kg}$, em Bariri (Figura III). Para as duas represas, as concentrações médias de Hg e de Se nos peixes são similares. Contudo, no caso de Barra Bonita, a concentração máxima encontrada para Hg (1146,00 $\mu\text{g Hg/kg}$), foi até uma ordem de magnitude mais elevada do que na Represa de Bariri (792,14 $\mu\text{g Hg/kg}$).

Figura III.

Quando comparado o fator de condição entre traíras das duas represas, observa-se que em Barra Bonita, aproximadamente, 43% dos indivíduos apresentaram $K_n > 1,0$; em oposição à, aproximadamente, 54% dos peixes de Bariri, nas mesmas condições (Figura IV). Entretanto, ao aplicar-se o teste de Mann-Witney, constatou-se não haver diferença significativa entre o K_n dos peixes das duas represas ($\alpha = 0,05$).

Figura IV.

Levando-se em consideração a concentração de Hg dos peixes de Barra Bonita, a maior parte dos indivíduos (42,86%) (Tabela III) apresenta $K_n < 1,0$ e baixa concentração deste metal (Figura V). Para os peixes de Bariri, somente 33,33% (Tabela III), comportou-se de forma semelhante (Figura VI). Ao aplicar-se o teste de Kruskal-Wallis para as traíras das duas represas, entretanto, não houve diferença significativa ($\alpha = 0,05$) entre o K_n dos peixes com baixa ou alta concentração de Hg total, ou seja, o fator não diferiu de 1,0.

Tabela III.

Figura V.

Figura VI.

Finalmente, ao aplicar-se o teste do X^2 , observou-se haver total independência entre os eventos, ou seja, quando se associou teor de Hg e K_n vs local de coleta ou teor de Hg vs local de coleta, observou-se que não houve associação entre estes eventos.

A observação da variação bimestral dos índices gonado e hepatossomático e da concentração de Hg no músculo das traíras de Barra Bonita permite concluir que os maiores valores de IGS foram observados entre os meses de setembro/2001 e janeiro/2002; em relação ao IHS, observa-se uma queda a partir de julho/2001 com elevação dos valores somente em janeiro/2002 (Figura VII). A concentração de Hg sofre uma elevação a partir de setembro/2001, sendo que os maiores valores foram observados entre os meses de janeiro e março/2002. Em relação ao Ir, foram observados valores elevados coincidindo com o período de aumento do IGS.

Figura VII.

Em relação às traíras de Bariri, observaram-se os maiores valores de IGS entre os meses de junho e outubro/2001; em relação ao IHS, observa-se uma queda a partir de outubro/2001 com elevação dos valores somente em fevereiro/2002 (Figura VIII). A concentração de Hg sofre uma elevação a partir de outubro/2001, sendo que os maiores valores foram observados entre os meses de fevereiro e abril/2002. Finalmente, em relação ao Ir, igualmente ao que ocorreu em Barra Bonita, foram observados valores elevados coincidindo com o período de aumento do IGS.

Figura VIII.

DISCUSSÃO

De modo geral, as concentrações de Hg para a maior parte das traíras de ambos os ecossistemas, estiveram abaixo dos limites estabelecidos para consumo

humano ($0,5 \text{ mgHg.kg}^{-1}$). Em Barra Bonita, apenas 5,71% dos indivíduos apresentaram concentrações superiores a $500,0 \text{ } \mu\text{gHg/kg}$ na musculatura. Em Bariri, 16,67% dos indivíduos apresentaram valores acima deste limite.

Já foi observado que quanto maior o comprimento e peso dos peixes, maior a concentração de mercúrio total no tecido muscular (CETESB, 1985; Castro, 1991; Thornton, *et al.*, 1996). Entretanto, no presente trabalho não foi possível estabelecer uma correlação entre o comprimento padrão das traíras e a concentração de Hg.

O mesmo padrão foi observado para duas espécies carnívoras, a truta do lago (Salvelinus namaycush) e o “smallmouth bass” (Micropterus dolomieu), sendo que para a primeira espécie, não houve correlação entre a taxa de crescimento dos peixes e o nível de Hg. Já para o smallmouth bass, houve relação inversamente proporcional entre estas duas variáveis. Segundo os autores, efeito de biodiluição pode justificar esta tendência (Stafford & Haines, 2001).

O selênio é conhecido como agente protetor contra o efeito tóxico de alguns metais pesados, como mercúrio (Goyer, 1997; Lemly, 1998). Em peixes carnívoros (Mullus barbatus) observou-se correlação linear positiva significativa entre a concentração de Hg-Se e a idade dos peixes, ou seja, quanto mais velhos, maior o número de receptores para selênio nesta espécie (Leonzio *et al.*, 1982).

Analisando o nível máximo do Se encontrado na musculatura das traíras das duas represas, observa-se que este esteve dentro do limite máximo recomendado para dietas destinadas aos peixes ($3,0 \text{ mgSe.kg}^{-1}$) (Lemly, 1998). No presente

trabalho, não foi possível observar correlação entre o teor de Hg e o de Se, nem entre o teor de Se e o comprimento dos indivíduos.

Mesmo com todas as teorias apresentadas, o mecanismo de interação Se-Hg ainda é desconhecido e, portanto, a maioria delas é especulativa (Craig, 1986). Inúmeros trabalhos foram feitos neste sentido e acredita-se que não apenas antagonismo, mas também sinergismo esteja relacionado à interação Hg-Se (Magos & Webb, 1979).

O fator de condição dos peixes, geralmente, varia com o estado nutricional dos mesmos. Decréscimos nos valores de Kn já foram observados em peixes que apresentaram doenças. O fator de condição pode variar em ambas as direções, a partir do valor normal, em resposta à exposição química (Schmitt & Dethloff, 2003).

A espécie Catostomus commersoni, um ciprinídeo da América do Norte, apresentou aumento de Kn quando exposto a efluentes de processadoras de grãos. Porém, ao ser exposto a altas concentrações de metais, verificou-se uma variação contrária de Kn, com decréscimo deste fator (Schmitt & Dethloff, 2003). No presente trabalho, independentemente do ambiente estudado, não houve diferença significativa entre o Kn de peixes que apresentaram baixo ($< 0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$) ou alto ($>0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$) teor de Hg.

O IHS é o índice organo-somático mais associado com exposição por contaminantes. O aumento relativo do tamanho do fígado, e por conseqüência do IHS, pode indicar exposição a produtos carcinogênicos ou substâncias químicas e conseqüente aumento do processo enzimático de detoxificação. Estudos de

laboratório, entretanto, já demonstraram diminuição do tamanho do fígado de percas (Perca fluviatilis) expostas a uma combinação de metais, o que pode significar perda do glicogênio do fígado, utilizado na reposição dos estoques energéticos (Schmitt & Dethloff, 2003).

A variação no IHS corresponde a alterações no peso do fígado, que podem refletir mudanças tanto no metabolismo, quanto nas reservas energéticas do peixe (Schmitt & Dethloff, 2003). Uma vez que o fígado tem papel fundamental no processo da vitelogênese, é de se esperar que a variação entre IGS, marcadamente no caso das fêmeas, e IHS seja inversamente proporcional (McDonald *et al.*, 2003), como o observado para a espécie estudada.

Neste trabalho, as traíras de Barra Bonita apresentaram valores de Hg no músculo entre 72,40 e 1145,96 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, e um valor médio de IHS igual a 0,014. Os maiores valores (0,018) foram observados nos meses de maio/2001 e março/2002. Nestes meses, há um concomitante aumento (maio a setembro/2001) e diminuição (janeiro a março/2002) do IGS. As traíras de Bariri, por sua vez, apresentaram uma variação menor nas concentrações de Hg, entre 45,3 e 792,1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Neste intervalo, o IHS médio foi igual a 0,013, com os maiores valores (0,016) sendo observados nos meses de agosto/2001 e abril/2002. Nestes meses, houve um concomitante aumento (junho a agosto/2001) e diminuição (outubro/2001 a abril/2002) do IGS.

Em relação aos IGS, existem evidências significativas de que a exposição a poluentes pode promover um decréscimo do mesmo, assim como alterar a morfologia e reduzir o crescimento das gônadas. Este processo foi observado em

juvenis do carnívoro “walleye” (Stizostedion vitreum), que receberam dietas contaminadas por mercúrio (McDonald *et al.*, 2003).

Neste trabalho, o IGS médio para as traíras de Barra Bonita foi de 1,695, enquanto que para as de Bariri, foi de 1,436. Os maiores valores para os peixes de Barra Bonita (4,303) e Bariri (3,436) ocorreram entre agosto e novembro/2001, o que sugere ser essa a época de reprodução. Barbieri *et al.*, (1982) e Barbieri & Marins (1990) determinaram que, na represa do Lobo, São Carlos/SP, a reprodução de traíras ocorre nos meses de setembro-outubro. Nestes meses, o IGS médio foi de 3,568 e 3,707 (Barbieri *et al.*, 1982). Já na represa do rio Pardo, Botucatu/SP, as desovas ocorrem dos meses de novembro até fevereiro/março (Caramaschi, 1979).

Como a reprodução apresenta grande plasticidade, ou seja, permite modificações fenotípicas influenciadas, principalmente, por fatores ambientais, o emprego do IGS para comparação entre populações deve ser feito com cautela (Barbieri & Marins, 1990; Vazzoler, 1996). Deste modo, uma observação mais prolongada, de um número maior de ciclos reprodutivos, seria necessária para se afirmar se os valores de IGS variaram ou não, em decorrência da presença de Hg.

Finalmente, em relação ao Ir, observou-se que tanto para Barra Bonita quanto para Bariri, este índice continua elevado durante o período reprodutivo, ou seja, mesmo em reprodução as traíras continuavam a se alimentar. O mesmo tendo sido observado para esta espécie nas represas do Lobo (Barbieri *et al.*, 1982) e do Monjolinho, São Carlos/SP (Barbieri, 1989), o que sugere que a traíra

apresenta as melhores condições alimentares no período que antecede a reprodução e durante este processo (Barbieri, 1989).

Pelo exposto, apesar dos níveis médios de Hg encontrados estarem abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano ($0,5 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$), estão acima daqueles estabelecidos para a conservação da vida aquática, ($0,01 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$) e podem representar um risco, devido à bioacumulação.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP (Processos n° 00/04015-2; n° 00/14460-3) pela concessão da Bolsa de estudos e recursos para o desenvolvimento dos trabalhos. Ao Instituto de Pesca/APTA e ao CENA/USP, pela permissão do uso das instalações para os trabalhos de laboratório e logística para a realização dos trabalhos de campo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AZEVEDO, F.A. 2003, Toxicologia do mercúrio. São Carlos: RIMA. São Paulo: InterTox, 2003. 292p.
- BARBIERI, G.B. 1989, Dinâmica da reprodução e crescimento de Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. Rev. Brasil. Zool., 6(2) 225-233.
- BARBIERI, M.C. & BARBIERI, G.B. 1984, Observation on the morphology and histology of the testes of Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae), from the Lobo Reservoir (Brotas, Itirapina – SP). An. Sem. Reg. Ecol., IV: 203-215. São Carlos.
- BARBIERI, G.B. & MARINS, M.A. 1990, Aspectos da Dinâmica da Reprodução e Crescimento de Hoplias cf malababaricus (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), da represa do Lobo, SP/Brasil. Arq. Bras. Méd. Vet. Zoot., 42 (3): 169-81.
- BARBIERI, G.B., VERANI, J.R. & BARBIERI, M.C. & 1982, Dinâmica quantitativa da Nutrição de Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae), na represa do Lobo (Brotas, Itirapina – SP). Rev. Brasil. Biol., Rio de Janeiro, 42(2): 295-302.
- CARAMASCHI, E.M.P. 1979, Reprodução e alimentação de Hoplias malabaricus (Boch, 1794) na represa do rio Pardo (Botucatu, SP) (Osteichtyes, Cypriniformes, Erythrinidae). Dissertação. UFSCar. São Carlos/SP. 144p.
- CASTRO, A.C.L. 1991, Quantificação de mercúrio total em tecido muscular do dourado (Salminus maxillosus) Valenciennes, 1849) do Rio Mogi-Guaçú - SP. São Carlos - SP. Tese (Doutorado). Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Universidade Federal de São Carlos. 83p.
- CETESB. 1985, Avaliação do níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê. São Paulo. CETESB. 115 p.

- CHANG, L.W. 1979, Pathological effects of mercury poisoning. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Elsevier North Holland Biomedical Press, Amsterdam. 519-80.
- CRAIG, P.J. 1986, Organometallic compounds in the environment: principles and reactions. John Wiley & Sons, New York. 386p.
- EPA. 1972, Water quality criteria. Washington. 594p.
- EYSINK, G.G.J.L., PÁDUA, H.B. & MARTINS, M.C. 1988, Presença do mercúrio no ambiente. Ambiente. 2 (1): 43-50.
- EYSINK, G.G.J. 1995, Subsídios para o manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Dissertação. USP. São Paulo. 177p.
- FOSTIER, A.H., FALÓTICO M.H.B., MARTINELLI, L.A., CASEIRO, A.C. & CYRINO. J.E.P. 1999, Mercury accumulation in fish from the human impacted Piracicaba river basin (São Paulo State, Brazil): comparison between a lotic and a lentic system. In: MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT - 5TH INTERNATIONAL CONFERENCE. Rio de Janeiro – Brasil. Transactions. p. 338.
- GOYER, R.A. 1997, Toxic and essential metal interactions. Ann. Rev. Nutr. 17: 37-50.
- HORNUNG, H, KROM, M.D., COHEN, Y. & BERNHARD, M. 1993, Trace metal content in deep-water sgarjs from the eastern Mediterranean Sea. Marine Biology, 115: 331-338.
- JARDIM, W.F. 1988, Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. Ciência Hoje, 7(41): p. 78-9.
- KIRUBAGARAN, R., JOY, K.P. 1988, Toxic effects of mercuric chloride, methylmercuric chloride, and emisan 6 (an organic mercurial fungicide) on ovarian recrudescence in the catfish Clarias batrachus (L.). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 41: 902-9.
- LEMLY, A. D. 1998, Patology of Selenium Poisoning in Fish. p. 281-96. In: Frankenberger, W.T. & Engberg, R.A. (ed.), Environmental Chemistry of Selenium. 713p.

- LEONZIO, C., FOCARDI, S. & BACCI, E. 1982, Complementary accumulation of selenium and mercury in fish muscle. Sci. Total Environ. 24 (3): 249-54.
- MAGOS, L. & WEBB, M. 1979, Synergism and antagonism in the toxicology of mercury. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Elsevier North Holland Biomedical Press, Amsterdam. p. 581-600
- McDONALD, K.K., GROSS, T.S., DENSLow, N.D. & BLAZER, V.S. 2003, Reproductive Indicators. pp – 30-41. In: Schmitt, C. J. & Dethloff, G. M. (ed.), Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Selected Methods for Monitoring Chemical Contaminants and their Effects in Aquatic Ecosystems. USGS/BRD-CERC. Columbia, MO USA. Disponível em: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/pubs.htm>
- OMS. 1978, Mecúrio. Critérios de Salud Ambiental - 1. OMS. 148p.
- QUEVAUVILLER, P., VERCOUTERE, K., MUNTAU, H. & GRIEPINK, B. 1993, Certified reference material (CRM414) for the quality control of trace element analysis in plankton. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 345(1): 12-7.
- ROMEO, M, SIAU, Y., SIDOUMOU, Z. GNASSIA-BARELLI, M. 1999, Heavy metal distribution in different fish species from Mauritània coast. Sci. Total Environ., 232: 169-75.
- SANTOS, E.P. 1978, Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura. São Paulo, HUCITEC, EDUSP. 129p.
- SOARES, D., SARKIS, J., MULLER, R., BRABO, E. & SANTOS, E. 2002, Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondônia State, Amazon region, Brazil. Sci Total Environ. 287 (15): p.155 – 161.
- SCHMITT, C. J. & DETHLOFF, G. M. 2003, Condition factor and Organo-Somatic Indices. pp – 13-17. In: Schmitt, C. J. & Dethloff, G. M. (ed.), Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Selected Methods for Monitoring Chemical Contaminants and their Effects in Aquatic Ecosystems. USGS/BRD-CERC. Columbia, MO USA. Disponível em: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/pubs.htm>

- STAFFORD, C.P. & HAINES, T.A. 2001, Mercury Contamination and Growth Rate in two Piscivore Populations. Environm. Toxic. Chem. 20: 2099-2101
- STOEWSAND, G.S., BACHE, C.A. & LISK, D.J. 1974, Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 152-6.
- THORNTON, K.W., PRICE, A., ARMSTRONG, M., NIX, J., GIESE, J. & TURMAN, D. 1996, Factors affecting fish mercury concentration in Arkansas lakes and streams, USA. In: 4th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Book of Abstracts. Congress Center Hamburg, Germany. p.185.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996, Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EUDEM; São Paulo, SBI. 169p.
- WELSH, S.O. & SOARES, J.H. Jr. 1976, The protective effect of vitamin E and selenium against methy mercury toxicity in the Japanese quail. Nutr. Rep. Int. 13: 43-51.

LEGENDA DAS TABELAS E FIGURAS

- Tabela I.** Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de traíras (H. malabaricus) capturadas na represa de Barra Bonita, Médio Tietê, São Paulo.
- Tabela II.** Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de traíras (H. malabaricus) capturadas na represa de Bariri, Médio Tietê, São Paulo.
- Tabela III.** Porcentagem de participação das traíras (H. malabaricus) das represas de Barra Bonita e Bariri em relação ao Kn e a concentração de Hg.
- Figura I.** Relação entre peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) para traíras de Barra Bonita e Bariri.
- Figura II.** Concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls) para traíras de Barra Bonita e Bariri.
- Figura III.** Concentração de mercúrio total (Hg) em função da concentração de selênio (Se), para traíra de Barra Bonita e Bariri.
- Figura IV.** Fator de condição relativo (Kn) para traíras de Barra Bonita e Bariri em função do comprimento padrão (Ls).
- Figura V.** Fator de condição relativo (Kn) para traíras de Barra Bonita com baixa e alta concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls).
- Figura VI.** Fator de condição relativo (Kn) para traíras de Bariri com baixa e alta concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls).
- Figura VII.** Variação bimestral dos índices gonado (IGS), hepatossomático (IHS) e de repleção (Ir) e da concentração de Hg e Se no músculo de traíras de Barra Bonita.
- Figura VIII.** Variação bimestral dos índices gonado (IGS), hepatossomático (IHS) e de repleção (Ir) e da concentração de Hg e Se no músculo de traíras de Bariri.

TABELAS E FIGURAS

Tabela I. Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de traíras (*H. malabaricus*) (n = 35) capturadas na represa de Barra Bonita, Médio Tietê, São Paulo.

Bimestre	IGS ¹ (%)		IR ² (%)		IHS ³ (%)		Mercúrio (µg/kg)		Selênio (µg/kg)	
	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x)	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b
mai/01	0,4±0,3	0,1 - 0,8	3,8±0,4	3,3 - 4,2	1,9±0,2	1,7 - 2,1	205,1±34,4	145,1-229,5	2188,1±1616,8	417,7-3705,9
jul/01	1,0±1,6	0,03 - 4,6	3,0±0,6	2,3 - 4,1	1,3±0,4	0,9 - 2,1	256,1±44,1	268,6 - 308,5	960,1±970,9	201,8- 2674,0
set/01	0,9±1,4	0,03- 3,6	3,3±1,0	2,2 - 4,9	1,1±0,2	0,8 - 1,4	253,8±117,0	171,6 - 484,0	2096,6±81,1	1431,5-3487,2
nov/01	4,3±3,9	0,1- 13,0	6,0±4,3	2,5-11,8	1,2±0,3	0,9 - 1,6	90,1±20,2	72,4- 131,4	940,7±551,8	280,6 - 1651,0
Jan/02	2,2±2,5	0,1 - 5,2	3,9±1,8	1,9 - 5,2	1,1±0,6	0,6 - 1,7	293,0±173,8	183,7 - 493,4	1434,1±1227,7	115,7 - 2544,5
mar/02	1,4±1,7	0,1 - 3,5	4,7±2,4	1,9 - 7,0	1,8±0,6	0,9 - 2,5	546,1±470,5	179,1- 1146,0	1621,8±1490,4	23,6 - 2957,5

¹IGS = Índice Gonadossomático; ²IR = Índice de Repleção; ³IHS = Índice Hepatosomático

^aX ± s = média ± desvio-padrão da média

^bA (x) = amplitude de variação (menor-maior)

Tabela II. Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de traíras (*H. malabaricus*) (n = 24) capturadas na represa de Bariri, Médio Tietê, São Paulo.

Bimestre	IGS ¹ (%)		IR ² (%)		IHS ³ (%)		Mercúrio (µg/kg)		Selênio (µg/kg)	
	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x)	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b
jun/01	0,2±0,03	0,16 - 0,2	3,4±0,3	3,2 - 3,6	0,9±0,2	0,8 - 1,1	164,6±25,7	146,4 - 182,7	2705,6±1044,4	1967,0 -3444,0
ago/01	3,3±2,9	0,2 - 5,8	5,6±3,1	3,5 - 9,1	1,6±0,7	1,0 - 2,4	167,3±50,6	111,0 - 209,2	1170,5	-
out/01	1,6±2,2	0,1 - 5,3	3,2±0,8	2,2 - 4,3	1,0±0,5	0,5 - 1,8	68,0±21,2	45,3 - 107,7	258,1±85,2	162,2 - 388,8
fev/02	2,4±1,6	0,2 - 4,4	3,9±1,7	2,7 - 7,2	1,4±0,6	0,9 - 2,5	369,3±68,6	248,8 - 456,0	1744,4±1893,2	14,01 - 3672,7
abr/02	0,4±0,5	0,1 - 1,4	3,3±2,1	0,6 - 4,0	1,6±0,6	0,9 - 2,6	516,9±280,1	199,6 - 791,5	1581,6±1181,8	24,7 - 3137,2

¹IGS = Índice Gonadossomático; ²IR = Índice de Repleção; ³IHS = Índice Hepatosomático

^aX ± s = média ± desvio-padrão da média

^bA (x) = amplitude de variação (menor-maior)

Tabela III. Porcentagem de participação das traíras (*H. malabaricus*) das represas de Barra Bonita e Bariri em relação ao fator de condição relativo (Kn) e a concentração de Hg.

Concentração Hg Total	Kn	Barra Bonita	%	Bariri	%	Totais marginais	Totais gerais
Alta	> 1,0	7	20,0	7	29,17	14	22
	< 1,0	5	14,29	3	12,5	8	
Baixa	> 1,0	8	22,86	6	25,0	14	37
	< 1,0	15	42,85	8	33,33	23	
Totais marginais		35	100,0	24	100,0		59

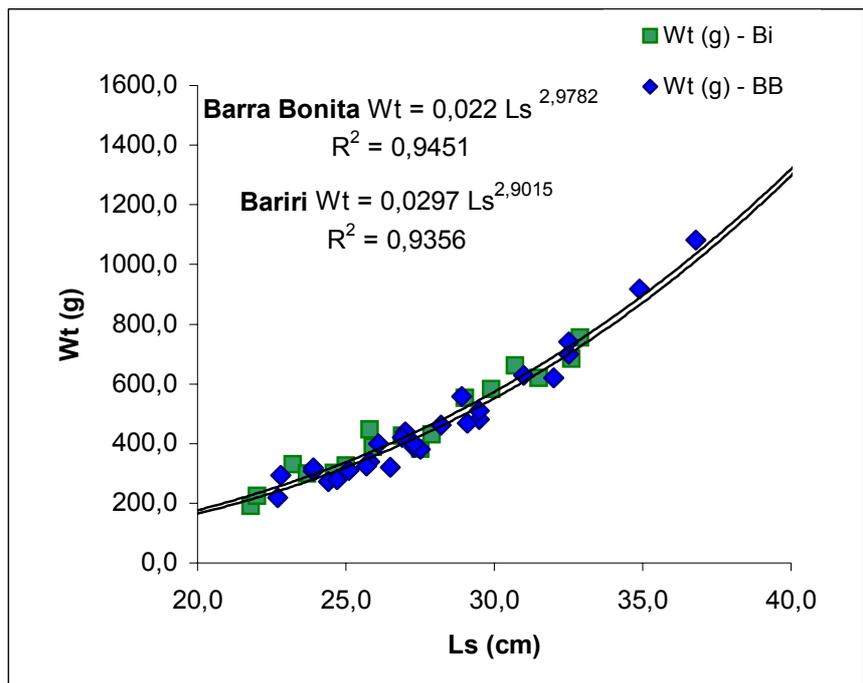


Figura I. Relação entre peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) para traíras (*H. malabaricus*) de Barra Bonita (BB) e Bariri (Bi).

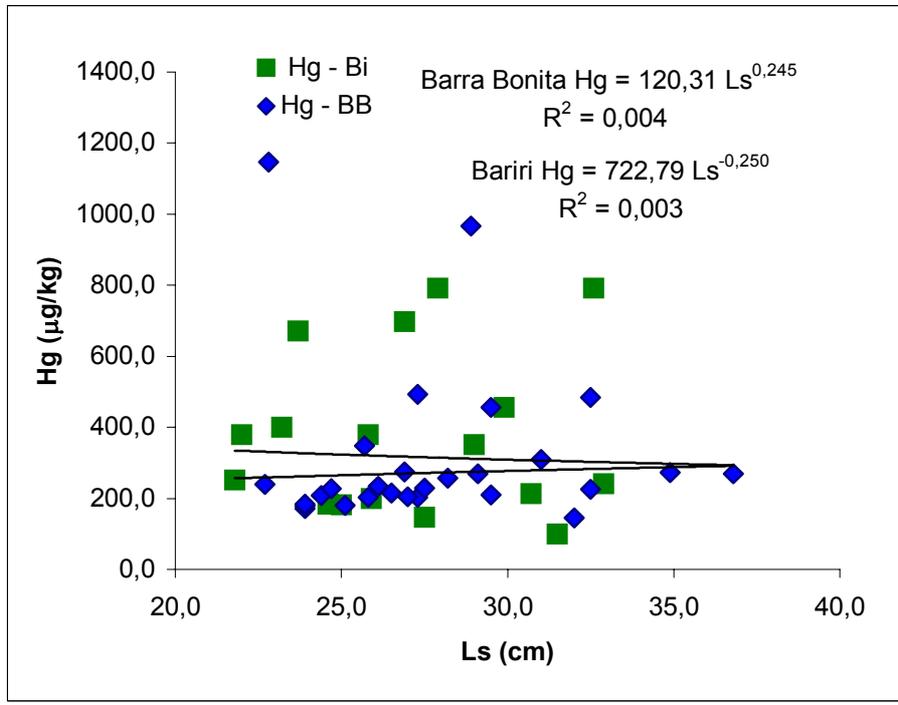


Figura II. Concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls) para traíras (*H. malabaricus*) de Barra Bonita (BB) e Bariri (Bi).

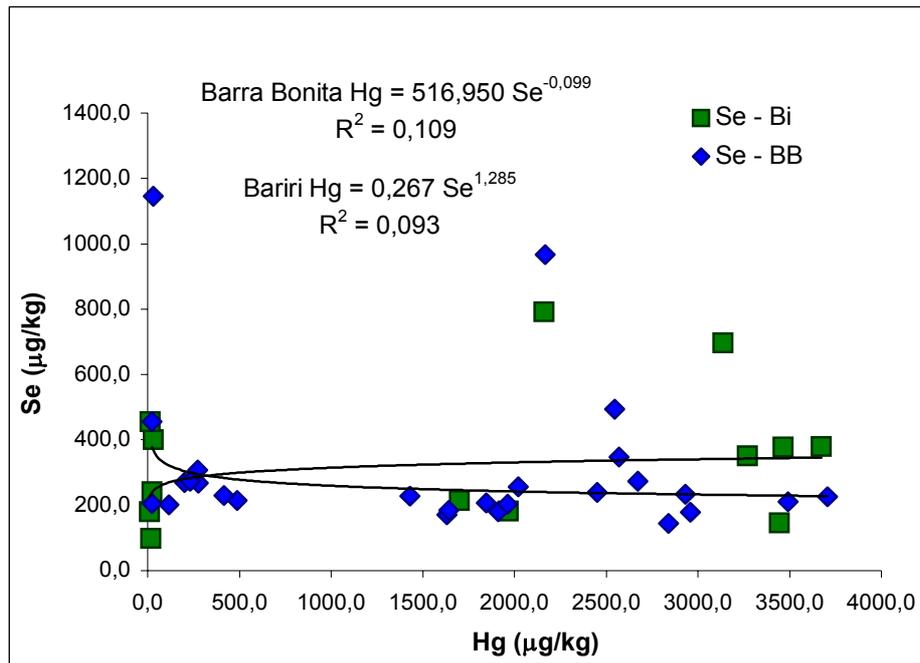


Figura III. Concentração de mercúrio total (Hg) em função da concentração de selênio (Se), para traíras (*H. malabaricus*) de Barra Bonita (BB) e Bariri (Bi).

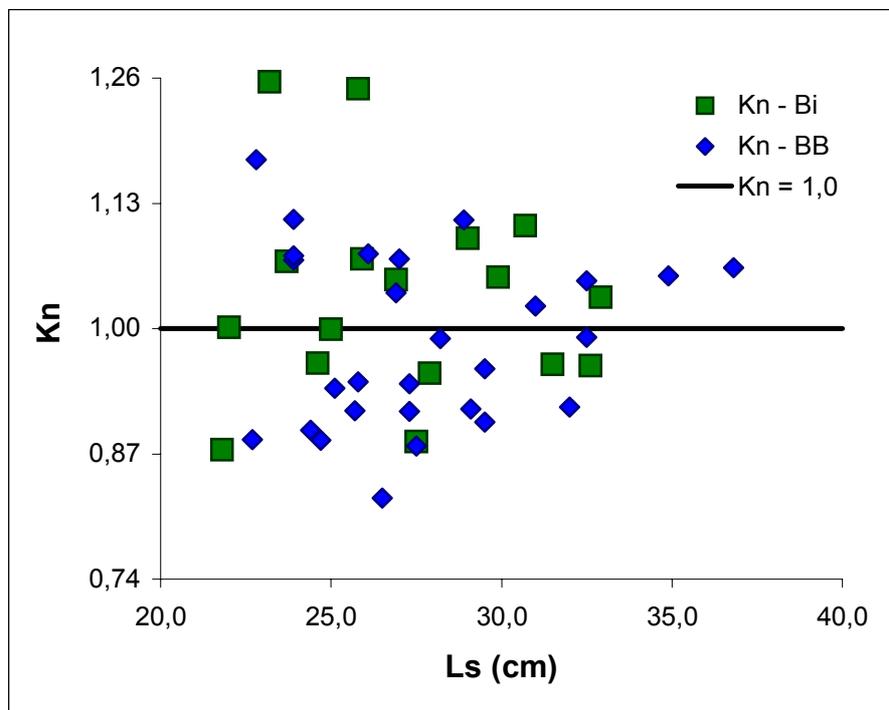


Figura IV. Fator de condição relativo (Kn) para traíras (*H. malabaricus*) de Barra Bonita (BB) e Bariri (Bi) em função do comprimento padrão (Ls).

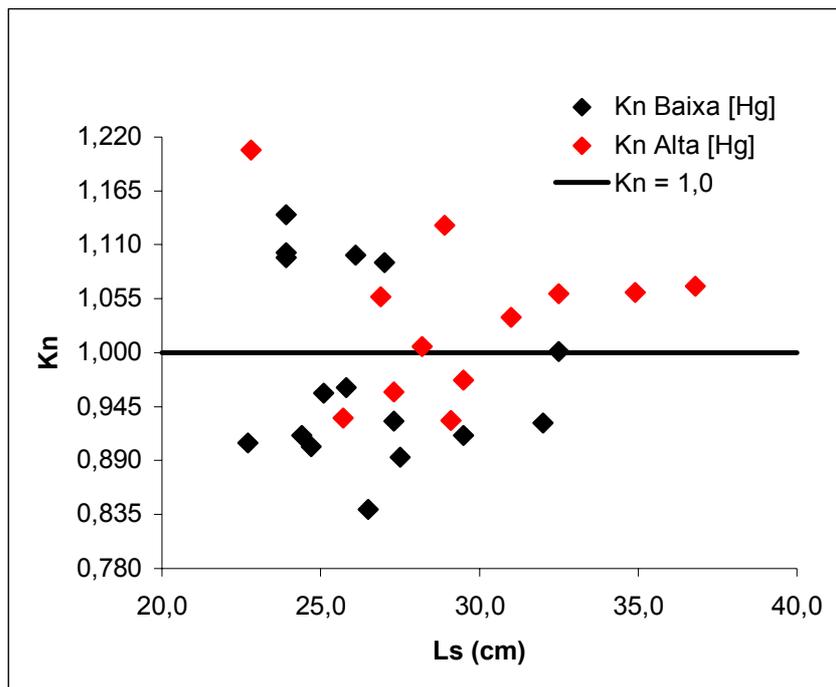


Figura V. Fator de condição relativo (Kn) para traíras (*H. malabaricus*) de Barra Bonita com baixa e alta concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls).

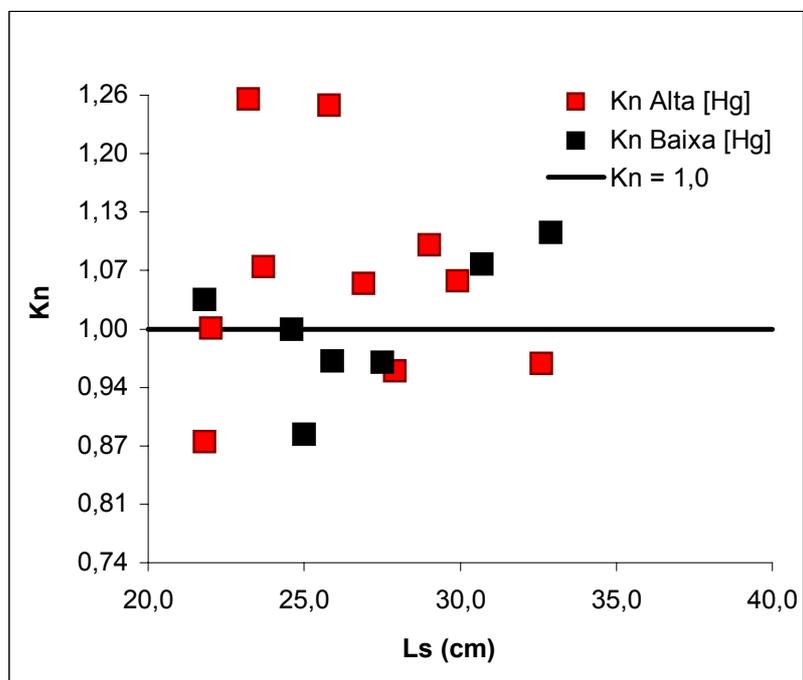


Figura VI. Fator de condição relativo (Kn) para traíras (*H. malabaricus*) Bariri com baixa e alta concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls).

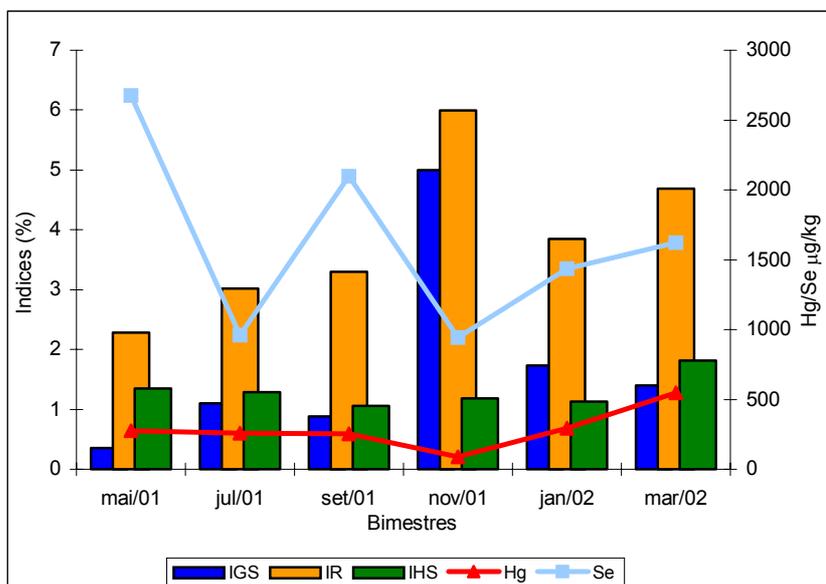


Figura VII. Variação bimestral dos índices gonado (IGS), hepatossomático (IHS) e de repleção (Ir) e da concentração de Hg e Se no músculo de traíras (*H. malabaricus*) de Barra Bonita.

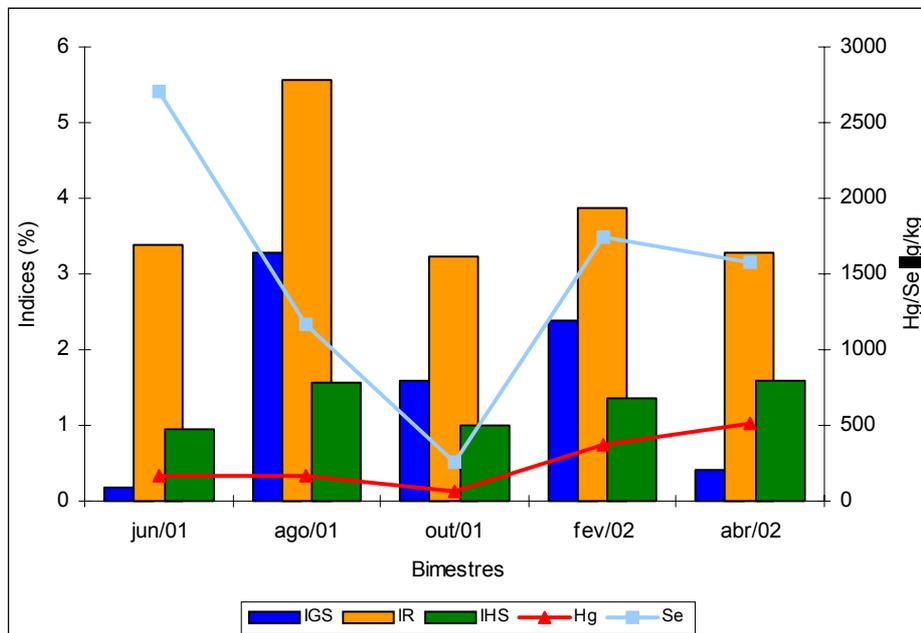


Figura VIII. Variação bimestral dos índices gonado (IGS), hepatossomático (IHS) e de repleção (Ir) e da concentração de Hg e Se no músculo de traíras (*H. malabaricus*) de Bariri.

Capítulo 2

**Nível de contaminação por mercúrio e selênio em pirambebas
(Serrasalmus spilopleura) capturadas nas represas de Barra
Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo, Brasil**

¹M. A. M. Moura¹, G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}. Mercury and Selenium contamination in *Serrasalmus spilopleura*, from Medium Tiete River, São Paulo, Brazil. *Rev. Bras. Biol.* (em preparação)

Nível de contaminação por mercúrio e selênio em pirambebas (Serrasalmus spilopleura) capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo, Brasil

M. A. M. Moura¹, G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}.

¹ PPG-ERN (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), UFSCar, Rodovia Washington Luiz Km 235, São Carlos, SP, Brazil, CEP 13565-905, Caixa Postal 676 (mammello@yahoo.com.br);

² Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos - Instituto de Pesca/APTA. Av. Francisco Matarazzo, 455, São Paulo, SP, Brazil. CEP 05001-900;

³ Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP – Laboratório de Ecotoxicologia. Av. Centenário, 303, Piracicaba, SP, Brazil, CEP 13400-961.

Número de figuras: 10 (dez)

PALAVRAS-CHAVE: pirambeba, mercúrio, selênio, fator de condição.

KEY WORDS: Serrasalmus spilopleura, mercury, selenium, condition factor.

Título abreviado: Mercúrio e Selênio em Serrasalmus spilopleura do médio Tietê, SP.

Rodapé: autor correspondente M. A. M. Moura.

ABSTRACT

At Barra Bonita and Bariri reservoirs, Medium Tietê river, Brazil, it was earlier determined total Hg in fishes, over the limit established by the WHO and the U.S. EPA (over than $500.0 \mu\text{gHg.kg}^{-1}$). This work evaluated the actual Hg concentration in Serrasalmus spilopleura, a carnivorous fish specie, according to the fish length, the condition factor and the concentration of Se, which effect is supposedly antagonist to Hg. The level of Hg and Se was determined in the muscular tissue of 79 fishes. The muscles samples were acid digested in an open system and determined by atomic fluorescence spectrometry (AFS). Simultaneously, DORM-2 was analyzed in order to guarantee the accuracy of the analysis. Hg concentrations found in muscles' fish from Barra Bonita reservoir varied from 14.66 to $186.25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (wet weight) and from Bariri reservoir, from 23.19 to $452.24 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (w.w.). The Se concentrations determined in fishes' muscle from Barra Bonita reservoir varied from 27.35 to $294.2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (w.w.), and from Bariri reservoir, from 29.86 to $110.62 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (w.w.). No relationship between mercury concentrations and fish length ($\alpha=0.05$), and between Hg and Se concentrations ($\alpha=0.05$) in the muscular tissues were observed. The condition factor didn't vary significantly between fish from the two reservoirs or between Hg concentration ($\alpha=0.05$). In relation to biometric index, GSI increased as HSI decreased, as a response to changes in gonadal development, due to the liver's role in vitellogenesis. Hg levels increased as GSI decreased, but this fact seems to be related more to the gonadal development, than to the Hg level. During the whole period, feed was not interrupted. In spite the medium Hg levels are under the current limits to human food consumption (0.5 mg.kg^{-1}), due to the biomagnification process, Barra Bonita's and Bariri's fish consumption should be made with caution.

RESUMO

Nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, SP, Brasil, o Hg total já foi determinado em peixes, acima do limite estabelecido pela OMS e pelo U.S. EPA (acima de $500,0 \mu\text{gHg.kg}^{-1}$). Este trabalho avaliou a concentração atual de Hg em pirambebas (Serrasalmus spilopleura), uma espécie de peixe carnívora, em relação ao comprimento total e o fator de condição dos peixes, e à concentração de Se, que supostamente apresenta efeito antagônico ao Hg. Os níveis de Hg e Se foram determinados no tecido muscular de 79 indivíduos. As amostras de músculos foram digeridas com solução ácida em sistema aberto e determinadas através de espectrômetro de fluorescência atômica (AFS). Simultaneamente, o material de referência DORM-2 foi analisado para garantir a precisão das determinações. As concentrações de Hg encontradas no tecido úmido dos peixes de Barra Bonita variaram de $14,66$ à $186,25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ e em Bariri, de $23,19$ à $452,24 \mu\text{g.kg}^{-1}$. As concentrações de Se nos peixes de Barra Bonita variaram de $27,35$ à $294,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$, e nos peixes de Bariri, de $29,86$ à $1110,62 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Não foi possível estabelecer-se uma correlação entre as concentrações de mercúrio e o comprimento de peixe ($\alpha=0.05$), ou entre a concentração de Hg e de Se ($\alpha=0.05$) nos tecidos musculares. O fator de condição não variou significativamente entre os peixes dos dois reservatórios ou entre indivíduos com diferentes concentrações de Hg ($\alpha=0.05$). Em relação aos índices biométricos, houve um aumento do IGS concomitantemente à diminuição do IHS, como uma resposta às variações do desenvolvimento gonadal, devido ao papel do fígado na vitelogênese, principalmente no caso das fêmeas. Houve um aumento dos níveis de Hg após o período reprodutivo, época em que a taxa metabólica dos peixes é mais elevada. Durante todo o período observado, os peixes não deixaram de se alimentar, o que pode ser observado pelos valores elevados do Ir. Ainda que os níveis médios de Hg estejam abaixo dos limites estabelecidos para o pescado destinado ao consumo humano ($0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), devido ao processo de biomagnificação, a ingestão de pirambebas de Barra Bonita e Bariri deve ser feita com cautela.

INTRODUÇÃO

O mercúrio está amplamente distribuído no meio ambiente e, por ser considerado não essencial e apresentar ações prejudiciais aos organismos vivos, como distúrbios citológicos, reprodutivos (principalmente teratogênicos) e neurológicos, é denominado como um poluente de alto risco. O mercúrio inorgânico é convertido a mercúrio orgânico, por ação de bactérias metanogênicas presentes no sedimento, sendo incorporado às cadeias tróficas através do processo de bioacumulação. A forma orgânica do metal, o metilmercúrio (MeHg), encontrado na água, sedimento e nos organismos aquáticos é a forma mais tóxica do contaminante. Deste modo, o consumo de peixes carnívoros, um dos últimos elos destas cadeias tróficas, quando contaminados pelo metal, representam sério risco à saúde humana (OMS, 1978; CETESB, 1985; Jardim, 1988; Blanchfield *et al.*, 2004; Kehrig *et al.*, 2004b).

Mesmo que as concentrações de Hg total (Hg) na água ou no sedimento não excedam os limites estabelecidos de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$, respectivamente, para cada um destes compartimentos do ecossistema aquático (EPA, 1972), o metal é bioconcentrado nas células dos peixes. Uma vez que a taxa de acúmulo é muito mais rápida que a de eliminação do Hg, pois a meia-vida do metal nos peixes é de cerca de dois anos, o processo de biomagnificação dentro da cadeia trófica pode possibilitar que o MeHg exceda o limite de $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ estabelecido para o consumo de pescado (CETESB, 1985; Eysink, 1995). Assim sendo, atenção especial deve ser dada ao consumo de peixes de áreas contaminadas, mesmo que em baixas concentrações.

Avaliações feitas do solo, sedimentos, água e biota no médio rio Tietê, já demonstraram a presença de Hg total acima dos níveis permitidos para a manutenção da vida, sobretudo nas áreas mais industrializadas e densamente povoadas, como é o caso das represas de Barra Bonita (22°36'43.7"S/48°12'33.8"WO) e Bariri (22°10'22.6"S/48°43'27.0"SO) (Eysink, 1995), pertencentes às sub-bacias de Piracicaba-Capivari-Jundiá e Tietê-Jacaré, respectivamente. Estes reservatórios são utilizados com diferentes finalidades recreativas, bem como para piscicultura, pesca profissional artesanal, irrigação e navegação. Com o desenvolvimento dos acordos políticos voltados à implementação do Projeto Mercosul, é de se esperar um significativo grau de impactação para a Bacia Hidrográfica do rio Tietê.

Barra Bonita apresenta volume de água de $200 \times 10^6 \text{m}^3$, superfície da bacia hidrográfica igual a 32.330km^2 e área inundada de 32.484 ha. A represa de Bariri, por sua vez, apresenta volume de água de $1.330 \times 10^6 \text{m}^3$, superfície da bacia hidrográfica igual a 35.430km^2 e área inundada de 5.420 ha (Tundisi, 1980). No trecho em questão, existem indústrias ligadas ao ramo de fiação e tecelagem, abatedouros, engenhos de cana de açúcar, papel e celulose e grandes usinas de cana de açúcar e álcool (Eysink, 1995). A afundamento e dragagem das calhas do Alto rio Tietê, dentro da cidade de São Paulo, contribuem, ainda, para maior aporte de material particulado em suspensão. Provavelmente este material já está chegando às duas represas em questão, trazendo não somente nutrientes, mas também contaminantes e podendo, assim, alterar a qualidade ambiental destes corpos d'água.

Eysink (1995) avaliou o nível de Hg em pirambebas (Serrasalmus spilopleura) de Barra Bonita, não somente por se tratar de uma espécie carnívora, no topo da cadeia trófica, mas também por ser uma das mais consumidas e freqüentes na região. Outro fator importante é a recente introdução desta espécie na represa, o que pode refletir impactos mais recentes sobre este ambiente. As concentrações mínima, média e máxima determinadas para esta espécie foram 0,21; 0,782 e 2,85 µg/g, respectivamente.

Pelo exposto, o objetivo deste trabalho foi determinar o estágio atual de contaminação da pirambebas, (Serrasalmus spilopleura), avaliando-se os níveis de mercúrio em função de parâmetros bióticos, como o comprimento padrão dos peixes, o fator de condição relativo e os índices gonado (IGS) e hepatossomáticos (IHS) e de repleção (I_r); e abióticos, como a presença de selênio (Se), responsável pela redução da biodisponibilidade, metilação e transferência trófica do mercúrio em ecossistemas aquáticos (Kehrig *et al.*, 2004a).

MATERIAL E MÉTODOS

No período de maio de 2001 a abril de 2002 foram coletados, em meses alternados para as represas de Barra Bonita e Bariri, 253 indivíduos capturados por pescadores profissionais, através de redes de espera e tarrafas. Os indivíduos foram divididos em classes de 3,0 em 3,0 cm de comprimento padrão, pois alguns exemplares apresentaram lesões na nadadeira caudal, o que impossibilitou o emprego do comprimento total nestas medições. Para a análise de Hg e Se, foram

separados dois exemplares de cada classe, sendo selecionados, sempre que possível, os menores e maiores indivíduos, estabelecendo-se um total de 79 amostras. As características biológicas analisadas foram: sexo, comprimento padrão; peso total; peso das gônadas, peso do estômago, peso do fígado, estádios de maturação gonadal, determinados macroscopicamente segundo metodologia descrita por Barbieri & Barbieri (1984) e estádios de repleção estomacal, considerados em relação à quantidade de alimento presente, segundo metodologia descrita por Barbieri *et al.*, 1982..

Amostras do tecido muscular úmido com, aproximadamente, 250,0mg foram solubilizadas em sistema aberto (bloco digestor) através do uso de 5,0mL ácido nítrico concentrado, em temperatura de 140°C, por duas horas. A seguir foram adicionados 2,0 mL de peróxido de hidrogênio, aquecendo-se novamente por duas horas. Em ambos os procedimentos, os tubos foram cobertos com “dedo frio” para permitir a condensação do solvente volatilizado e para evitar perda do analíto. O volume final foi completado a 25,0mL e determinou-se a concentração de Hg total (Hornung *et al.*, 1993, Romeo *et al.*, 1999). O Se total, ou seja, o somatório do Se⁴⁺ e do Se⁶⁺, foi determinado em uma alíquota de 10,0 mL do extrato digerido, adicionando-se 7,5mL de HCl concentrado, com aquecimento por 40 minutos a 90°C. O volume final foi completado a 25,0mL (Quevauviller *et al.*, 1993). Os extratos foram obtidos em duplicata, com subsequente determinação do analíto por espectrofotometria de fluorescência atômica (AFS). A exatidão dos resultados foi verificada pela observação dos teores obtidos e esperados para o Material Certificado de Referência DORM-2, que passou pelo mesmo processo das

amostras. A porcentagem de recuperação deste material foi considerada no cálculo final da concentração do metal no tecido úmido.

Os teores de Hg no tecido muscular foram avaliados em função de características biológicas da espécie, como o comprimento padrão, o fator de condição relativo (Kn) e os índices gonado e hepatossomático dos indivíduos, e abióticas, como o teor de Se. O Kn foi calculado da seguinte maneira: trabalhando num intervalo de comprimento padrão próximo ao observado, o Wt teórico foi obtido substituindo-se o Ls teórico nas equações $W = \phi L^\theta$. O Wt teórico foi, então, utilizado no cálculo do Kn, através da equação $Kn = Wt_{\text{observado}} / Wt_{\text{teórico}}$.

Com a finalidade de verificar se a concentração de Hg no músculo estaria afetando o Kn dos peixes, estes foram subdivididos em dois grupos: 1) até 100,0 $\mu\text{gHg/kg}$ e 2) acima de 100,0 $\mu\text{gHg/kg}$. Estes valores foram estipulados tomando-se como base a amplitude de variação encontrada para o Hg nos peixes das duas represas. O ideal seria trabalhar com valores acima e abaixo de 500,0 $\mu\text{gHg/kg}$, entretanto, como os indivíduos analisados neste trabalho não alcançaram o limite estabelecido pela OMS, optou-se por esta agregação afim de tentar demonstrar a tendência dos dados.

Os dados bimestrais coletados foram analisados por população/represa, de forma independente. A fim de se verificar possíveis correlações entre o teor de Hg e o comprimento padrão dos peixes e, entre o teor de Se e o de Hg, tentou-se determinar uma relação linear entre as variáveis. Para a comparação dos valores de Kn das pirambebas de Barra Bonita e Bariri, foi empregado o teste de Mann-Whitney. Para a comparação dos valores de Kn dos peixes que apresentaram

baixa ($< 100,0 \mu\text{gHg/kg}$) e alta ($> 100,0 \mu\text{gHg/kg}$) concentração de Hg, foi utilizado o teste de Knuskal-Wallis. E, finalmente, a fim de se determinar se houve associação entre a concentração de Hg, o Kn dos peixes e o local de estudo, foi empregado o teste do Qui-Quadrado (X^2). Em relação à variação dos índices biométricos em função da concentração de Hg, foi utilizado o teste de Kurskal-Wallis. O objetivo foi avaliar se a concentração do metal influenciou a variação destes índices.

RESULTADOS

Os indivíduos estiveram distribuídos no intervalo de peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) de 40,0 a 636,3 g e 10,9 a 24,0 cm, respectivamente, em Barra Bonita, e de 42,3 a 853,0 g e 10,0 a 25,0 cm, respectivamente, em Bariri. A relação Ls x Wt para os peixes das duas represas foi altamente significativa e pode ser observada na Figura I.

Tabela I.

Tabela II.

Figura I.

Os valores mínimo, médio e máximo de Hg total encontrados na musculatura dos peixes oriundos de Barra Bonita foram, respectivamente, 14,66, 63,67 e 186,25 $\mu\text{g Hg/kg}$ de tecido muscular úmido (Tabela I). Já para aqueles, oriundos de Bariri, estes valores foram 23,19, 146,01 e 452,24 $\mu\text{g Hg/kg}$ (Tabela II). Para as sub amostras analisadas, não existe correlação entre teor de Hg no músculo e

comprimento dos indivíduos para os dois corpos d'água ($\alpha=0,05$) (Figura II), ou seja, a variação ocorreu de forma totalmente casual.

Figura II.

A concentração de Se no tecido muscular dos peixes das duas represas, não se associou de forma inversamente proporcional à concentração de Hg, não se podendo, assim, ajustar relações lineares ou não-lineares entre as concentrações dos dois metais ($\alpha=0,05$) (Figura III). Da mesma forma, quando se comparou a variação da concentração de Se em função do comprimento padrão dos peixes das duas represas, não foi observada correlação entre as duas variáveis ($\alpha=0,05$) (Figura IV). As concentrações mínima, média e máxima de selênio foram, respectivamente, 27,35, 145,90 e 294,20 $\mu\text{g}/\text{kg}$, em Barra Bonita (Tabela I); e 29,86, 295,44 e 1110,62 $\mu\text{g}/\text{kg}$, em Bariri (Tabela II). As pirambebas provenientes de Bariri apresentaram concentrações superiores de Hg e Se, quando comparadas às de Barra Bonita. Pode-se observar, ainda, pelas Tabelas I e II que, bimestralmente, ocorreu uma grande amplitude de variação de concentração destes metais, mostrada pela alta variação do desvio-padrão da média.

Figura III.

Figura IV.

Quando comparado o fator de condição entre as pirambebas das duas represas, observa-se que a maior parte dos peixes apresentou $K_n < 1,0$, ou seja, 53% em Barra Bonita e 56% em Bariri (Figura V). Entretanto, ao aplicar-se o teste

de Mann-Witney, constatou-se não haver diferença significativa entre o Kn dos peixes das duas represas ($\alpha = 0,05$).

Figura V.

Levando-se em consideração a concentração de Hg dos peixes, tanto para Barra Bonita (39,5%) quanto para Bariri (29,3%), a maior parte dos indivíduos apresentou baixa concentração deste metal e $Kn < 1,0$ (Tabela III). Para as pirambebas de Barra Bonita, entretanto, foram observados valores muito próximos nos peixes que apresentaram baixa concentração de Hg, mas $Kn > 1,0$ (36,8%). No caso de Bariri, os valores mais próximos correspondem aos peixes que apresentaram alta concentração do metal e $Kn < 1,0$ (26,8%). Pela análise da Figura VI, parece haver um maior comprometimento do crescimento dos indivíduos menores ($Ls < 20,0$ cm), pois a maior parte destes, ainda que tenham apresentado baixa concentração de Hg, apresentaram $Kn < 1,0$. Ao aplicar-se o teste de Knuskal-Wallis para as pirambebas das duas represas, entretanto, não houve diferença significativa ($\alpha = 0,05$) entre o Kn dos peixes com baixa ou alta concentração de Hg total.

Tabela III.

Figura VI.

Finalmente, ao aplicar-se o teste do X^2 , observou-se haver total independência entre os eventos ($\alpha = 0,05$). Ou seja, não houve associação entre o teor de Hg, o Kn e o local de coleta.

A variação bimestral dos índices biométricos, IGS, IHS e Ir e da concentração de Hg e Se no músculo de pirambeba (Figuras VII a X), indica que, principalmente, na represa de Barra Bonita, as concentrações médias do Hg, tanto para machos como para fêmeas, estão relacionadas com o aumento do IGS, mostrando pouca relação com a variação do IHS e Ir. Para os exemplares capturados na represa de Bariri, talvez devido a uma amostragem menor, esta tendência não se mostra muito nítida. Pode-se observar em dezembro de 2001, um aumento bastante acentuado no valor do IHS, para os machos. Entretanto, este valor não é muito representativo, pois neste bimestre foi capturado somente um macho.

As maiores concentrações médias de Se foram detectadas nos exemplares de Barra Bonita em setembro de 2001, e as menores, em janeiro de 2002. Na represa de Bariri, estas concentrações foram observadas, respectivamente, em dezembro de 2001 e fevereiro de 2002, coincidindo os valores mais altos de Hg e do IGS.

Figura VII.

Figura VIII.

Figura IX.

Figura X.

DISCUSSÃO

As concentrações de mercúrio determinadas na musculatura da pirambeba (S. spilopleura) em Barra Bonita e Bariri estiveram abaixo do limite permitido para pescado carnívoro, destinado ao consumo humano (0,5 mgHg/kg). Os maiores valores foram observados na represa de Bariri (23,19 a 452,235 µgHg/kg). Em Barra Bonita, onde a concentração de Hg variou de 14,66 a 186,25 µg/kg, os valores foram menores e bastante inferiores aos já encontrados para esta espécie no mesmo reservatório (0,21 a 2,85 µgHg/g ou 210,0 a 2850,0 µgHg/g (Eysink, 1995)).

A concentração de Hg nos peixes geralmente apresenta correlação linear positiva com o comprimento dos mesmos, ou seja, indivíduos maiores apresentam os maiores teores do metal (Eysink, 1995; Thornton, *et al.*, 1996; Blanchfield *et al.*, 2004; Kehrig *et al.*, 2004b). Neste trabalho não foi possível estabelecer uma correlação entre a concentração de Hg e o comprimento padrão das pirambebas. O mesmo padrão já foi observado para a traíra (Hoplias malabaricus), outra espécie do topo da cadeia trófica, nestes mesmos reservatórios (Moura *et al.*, 2003; Moura *et al.*, 2004), e para alguns salmonídeos (Salmo marmoratus, S. trutta, Oncorhynchus mykiss) em rios da Europa (Horvat *et al.*, 2004). Alguns autores já relacionaram as variações das concentrações de Hg de forma não linear ao tamanho dos peixes, com o fator de biodiluição, que pode ser entendido como um crescimento mais rápido do que a taxa de acúmulo do metal no tecido muscular dos peixes (Stafford & Haines, 2001; Blanchfield *et al.*, 2004).

Outros fatores como variância populacional, diminuição da intensidade das atividades fisiológicas (por ex., envelhecimento), a dinâmica do ecossistema e a redução do aporte de contaminantes podem justificar um acúmulo não linear do Hg na musculatura dos peixes. Sendo assim, resultados contrastantes podem aparecer, sugerindo que a maneira como o crescimento é influenciado pelo nível de contaminação por mercúrio é variável e depende do ecossistema em que os indivíduos estão inseridos (Eysink, 1995; Blanchfield *et al.*, 2004).

Por ser um agente protetor contra o efeito tóxico do mercúrio, muitos autores têm investigado a ação do selênio total (Se) (Goyer, 1997; Lemly, 1998) nos três compartimentos dos ecossistemas aquáticos (Moura *et al.*, 2003; Belzile *et al.*, 2004; Horvat *et al.*, 2004; Hultberg, 2004; Kehrig *et al.*, 2004a; Mailman & Bodaly, 2004; Zhang *et al.*, 2004), na atmosfera (Freitas *et al.*, 2004), em mamíferos (Kehrig *et al.*, 2004b) e no próprio homem (Soares *et al.*, 2002; Falnoga *et al.*, 2004). Alguns autores citam, entretanto, que nos níveis inferiores da cadeia trófica este efeito não é tão claro, mas quando a concentração de Se é substituída pela relação Se/Hg, as correlações são significativas entre os dois elementos (Belzile *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2004). Este fato sugere que em altas concentrações este efeito antagônico pode ser mais facilmente observado.

A forma de interação entre Hg e Se não depende apenas de interações físicas e químicas, estados fisiológicos e funções biológicas dos elementos envolvidos, mas também do nível nutricional do elemento essencial (Se) e nível de exposição ao elemento tóxico (Hg) (Zhang *et al.*, 2004). No presente trabalho, o selênio esteve presente em intervalos compreendidos entre 27,35 e 294,2 µg/kg, em Barra Bonita; e 29,86 e 1110,62 µg/kg, em Bariri. Também não houve

correlação entre a concentração de Se e o comprimento padrão dos peixes, como já foi observado para a corvina (Micropogonias furnieri) na baía de Guanabara, na cidade do Rio de Janeiro/RJ (Kehring *et al.*, 2004). Provavelmente as concentrações de Se sejam muito baixas para se observar uma correlação linear significativa entre as variáveis.

O fator de condição relativo (Kn) e os índices biométricos ou organosomáticos – IGS (índice gonadossomático), IHS (índice hepatossomático) e Ir (índice de repleção) – foram utilizados neste trabalho a fim de investigar um possível comprometimento do crescimento dos peixes, devido à contaminação por Hg. O Kn, o IGS, o IHS e o Ir indicam quantitativamente o bem estar do peixe, refletindo condições alimentares recentes e a influência dos fatores ambientais, que é mais rapidamente observada pela variação destes índices do que na variação de peso/comprimento dos peixes (Vazzoler, 1996; Schmitt & Dethloff, 2003).

Para peixes carnívoros já foram observados resultados contrastantes de crescimento em função da concentração de Hg total. No caso da truta do lago (Salvelinus namaycush) não foi observada correlação entre estas duas variáveis. Já para o “smallmouth bass” (Micropterus dolomieu), foi observada uma correlação inversamente proporcional entre a taxa de crescimento e a concentração de Hg (Stafford & Haines, 2001).

No caso do “walleye” (Stizostedion vitreum) e do “sauger” (Stizostedion canadense) e da perca do Norte (Esox lucius), todos muito apreciados para pesca esportiva na América do Norte, já foi observado que peixes que apresentaram um

crescimento mais rápido, apresentavam as menores concentrações do metal. Mas ao se analisar a taxa de crescimento da truta do lago, os mesmos autores observaram que, independente da concentração de Hg, o crescimento dos peixes era similar (Blanchfield *et al.*, 2004; Garceau *et al.*, 2004). Neste experimento foi observado que, independente da concentração de Hg presente no músculo das pirambebas, não houve diferença significativa entre o Kn dos peixes das duas represas ($\alpha = 0,05$), ainda que pareça haver um maior comprometimento do crescimento dos indivíduos menores ($L_s < 20,0$ cm).

Em relação aos índices biométricos, observou-se para as pirambebas (machos e fêmeas) de Barra Bonita uma variação inversamente proporcional entre o IGS e o IHS, o que é de se esperar, uma vez que o fígado tem papel fundamental no processo da vitelogênese, marcadamente no caso das fêmeas (McDonald *et al.*, 2003). No caso dos machos de Bariri, entretanto, estes índices não se comportaram da mesma maneira, observando-se aumento concomitante dos IGS e do IHS no mês de dezembro.

Quando se analisaram os valores obtidos de Hg na musculatura dos peixes, constatou-se que a partir do mês de outubro de 2001 começam a aparecer os maiores valores do metal, ao mesmo tempo em que houve um aumento do IGS e do IHS, ou seja, no período de maior taxa metabólica dos peixes. Em alguns trabalhos com peixes carnívoros já se observou que a concentração de Hg no fígado é geralmente maior do que a encontrada na musculatura dos mesmos (Horvat *et al.*, 2004; Kehrig *et al.*, 2004a). Como o IHS é o índice mais associado com exposição por contaminantes, o aumento relativo do tamanho do fígado, e

por consequência do IHS no mês de dezembro, pode indicar o aumento do processo enzimático de detoxificação (Schmitt & Detholff, 2003) que teria se iniciado no mês de outubro.

Ainda que pareça haver uma ausência de sincronia entre os eventos metabolismo – acúmulo de metais, pois se observou primeiro maior acúmulo de Hg em outubro e aumento do IHS em dezembro, o processo de detoxificação e acúmulo de metais no fígado e no músculo dos peixes, respectivamente, é contínuo. Deste modo, os dados observados neste experimento mostram uma tendência do processo que pode ser extrapolado para a população como um todo.

Finalmente, quando se analisam os dados referentes ao Índice de repleção estomacal (Ir) das pirambebas, observa-se que tanto para os peixes de Barra Bonita quanto para os de Bariri, este índice continua elevado durante o período reprodutivo, ou seja, mesmo em reprodução as pirambebas, tanto machos quanto fêmeas, continuavam a se alimentar.

Pelo exposto, apesar dos níveis de Hg encontrados estarem abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano e não representarem um problema imediato, a ingestão deste pescado pode representar um risco, devido ao processo de bioacumulação. Pelos resultados obtidos neste estudo, não houve comprometimento do crescimento dos peixes, independentemente do nível de Hg encontrado em sua musculatura. Entretanto, alterações no Índice Hepatosomático (IHS) das pirambebas, podem ser um indicativo de um elevado processo de depuração do metal, presente nos peixes. Fica claro, então, a

importância de um monitoramento periódico do teor de Hg presente no pescado das represas de Barra Bonita e Bariri, principalmente por estas abrigarem uma extensa comunidade de pescadores profissionais, que distribuem a produção por todo o Estado de São Paulo.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP (Processos nº 00/04015-2; nº 00/14460-3) pela concessão da Bolsa de estudos e recursos para o desenvolvimento dos trabalhos. Ao Instituto de Pesca/APTA e ao CENA/USP, pela permissão do uso das instalações para os trabalhos de laboratório e logística para a realização dos trabalhos de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBIERI, M.C. & BARBIERI, G.B. 1984, Observation on the morphology and histology of the testes of Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae), from the Lobo Reservoir (Brotas, Itirapina – SP). An. Sem. Reg. Ecol., IV: 203-215. São Carlos.
- BARBIERI, G.B., VERANI, J.R. & BARBIERI, M.C. & 1982, Dinâmica quantitativa da Nutrição de Hoplias malababaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae), na represa do Lobo (Brotas, Itirapina – SP). Rev. Brasil. Biol., Rio de Janeiro, 42(2): 295-302.
- BELZILE, N., CHEN, Y. TONG, J., GUNN, J.M., ALAIRE, Y., WU, G. & APPANNA, V. 2004, The antagonistic role of selenium in mercury bioassimilation by living organisms. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p. 233.pdf.
- BLANCHFIELD, P., PATERSON, M., HINTELMANN, H. & HARRIS, R. 2004, Growth rates and the bioaccumulation of mercury by a predatory fish: whole-lake experimental approaches. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 3 p. 494.pdf.

- CETESB. 1985, Avaliação do níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê. São Paulo. CETESB. 115 p.
- EPA. 1972, Water quality criteria. Washington. 594p.
- EYSINK, G.G.J. 1995, Subsídios para o manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Dissertação. USP. São Paulo. 177p.
- FALNOGA, I., TUSEK-ZNIDARIC, M., PROSENC, A. & STEGNAR, P. 2004, Hypothetical estimation of “non-mercury-associated selenium” in human autopsy tissues of mercury exposed Idrija residents and mercury mine workers. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 4 p. 624.pdf.
- FREITAS, M.C., FARINHA, M.M., VENTURA, M.G. & PACHECO, A.M.G. 2004, Mercury and selenium levels in the atmosphere. . *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p. 189.pdf.
- GARCEAU, S., LUCOTTE, M., SIMONEAU, M., LALIBERTE, D & LAROSE, C. 2004, Fish growth rates control mercury concentrations in certain sport fish species from eastern Canadian lakes. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p. .pdf.
- GOYER, R.A. 1997, Toxic and essential metal interactions. Ann. Rev. Nutr. 17: 37-50.
- HORNUNG, H, KROM, M.D., COHEN, Y. & BERNHARD, M. 1993, Trace metal content in deep-water sgarjs from the eastern Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 115: 331-338.
- HORVAT, M., TOMAN, M, STERGARSEK, J., KOTNIK, J., FAJON, V & GIBICAR, D. 2004, Mercury and selenium in fish species in the Idrijca river polluted due to past mercury mining. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p. 617.pdf.
- HULTBERG, H. 2004, effects on methyl mercury on fish after additions of selenium to lakes and a hydroelectric reservoir in Sweden. *In: 7th. International*

- Conference on Mercury as a Global Pollutant. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 3 p. 494.pdf.
- JARDIM, W.F. 1988, Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. *Ciência Hoje*, 7(41): 78-9.
- KEHRIG, H.A., SEIXAS, T.G., BRITO-Jr., J.L., BAETA, A.P., MOREIRA, I. & MALM, O. 2004a, Relation between mercury, monomethylmercury and selenium in the muscle of coastal Brazilian fishes. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 4 p. 483.pdf.
- KEHRIG, H.A., SEIXAS, T.G., BAETA, A.P., BRITO-Jr., J.L., MOREIRA, I. & MALM, O. 2004b, Total mercury, methylmercury and selenium in the livers and muscle of different fishes and a marine mammal from a tropical estuary - Brazil. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 4 p. 486.pdf.
- LEMLY, A. D. 1998, Patology of Selenium Poisoning in Fish. p. 281-96. *In: Frankenberger, W.T. & Engberg, R.A. (ed.), Environmental Chemistry of Selenium*. 713p.
- MAILMAN, M. & BODALY, D. 2004, Is selenium depressed in new reservoirs and does it affect methyl mercury cycling? *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 1 p. 272.pdf.
- McDONALD, K.K., GROSS, T.S., DENSLOW, N.D. & BLAZER, V.S. 2003, Reproductive Indicators. pp – 30-41. *In: Schmitt, C. J. & Dethloff, G. M. (ed.), Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Selected Methods for Monitoring Chemical Contaminants and their Effects in Aquatic Ecosystems*. USGS/BRD-CERC. Columbia, MO USA. Disponível em: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/pubs.htm>
- MOURA, M.A.M., MEIRELES, B.; MORATO, D. F.; BARBIERI, G. & FERREIRA, J.R. 2003, Mercúrio e Selênio Totais em traíras (*Hoplias malabaricus*), capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo. *Anais de Trabalhos Completos: VI Congresso de Ecologia do Brasil*. Fortaleza/CE.

- MOURA, M.A.M., ROSA, D.S., MORATO, D.F., VIEIRA, M.S., BARBIERI, G. & FERREIRA, J.R. 2004, Mercury and selenium in traíra (Hoplias malabaricus) from medium Tiete river, São Paulo, Brasil. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 4 p., 161.pdf.
- OMS. 1978, Mecúrio. Critérios de Salud Ambiental - 1. OMS. 148p.
- QUEVAUVILLER, P., VERCOUTERE, K., MUNTAU, H. & GRIEPINK, B. 1993, Certified reference material (CRM414) for the quality control of trace element analysis in plankton. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 345(1): 12-7.
- ROMEO, M, SIAU, Y., SIDOUMOU, Z. GNASSIA-BARELLI, M. 1999, Heavy metal distribution in different fish species from Maurítania coast. Sci. Total Environ., 232: 169-75.
- SOARES, D.; SARKIS, J.; MULLER, R.; BRABO, E. & SANTOS, E. 2002, Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondônia State, Amazon region, Brazil. Sci Total Environ, 287 (15): p.155 – 161.
- SCHMITT, C. J. & DETHLOFF, G. M. 2003, Condition factor and Organo-Somatic Indices. pp – 13-17. *In: Schmitt, C. J. & Dethloff, G. M. (ed.), Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Selected Methods for Monitoring Chemical Contaminants and their Effects in Aquatic Ecosystems*. USGS/BRD-CERC. Columbia, MO USA. Disponível em: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/pubs.htm>
- STAFFORD, C.P. & HAINES, T.A. 2001, Mercury Contamination and Growth Rate in two Piscivore Populations. Environm. Toxic. Chem. 20: 2099-2101
- THORNTON, K.W.; PRICE, A.; ARMSTRONG, M.; NIX, J.; GIESE, J. & TURMAN, D. 1996, Factors affecting fish mercury concentration in Arkansas lakes and streams, USA. *In: 4th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Book of Abstracts. Congress Center Hamburg, Germany. p.185.
- TUNDISI, J.G. 1980, Tipologia das Represas do Estado de São Paulo. v.1. 72p.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996, Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EUDEM; São Paulo, SBI. 169p.

ZHANG, P., CHEN, C., ZHAO, J., LI, B., XING, L., QU, L. & CHAI, Z. 2004, Correlations of mercury, selenium and other elements in fish tissues from the regions at different mercury-exposure levels. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p., 161.pdf.

LEGENDAS DE FIGURAS E TABELAS

- Figura I.** Relação entre peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) para pirambebas de Barra Bonita e Bariri.
- Figura II.** Concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls) para pirambebas de Barra Bonita e Bariri.
- Figura III.** Concentração de mercúrio total (Hg) em função da concentração de selênio (Se), para pirambebas de Barra Bonita e Bariri.
- Figura IV.** Concentração de selênio (Se) em função do comprimento padrão (Ls) para pirambebas de Barra Bonita e Bariri.
- Figura V.** Fator de condição relativo (Kn) para pirambebas de Barra Bonita e Bariri em função do comprimento padrão (Ls).
- Figura VI.** Fator de condição relativo (Kn) para pirambebas de Barra Bonita e Bariri com baixa e alta concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls).
- Figura VII.** Variação bimestral dos índices gonado (IGS) e hepatossomático (IHS) e da concentração de Hg no músculo de pirambebas de Barra Bonita.
- Figura VIII.** Variação bimestral dos índices gonado (IGS) e de repleção (Ir) e da concentração de Hg no músculo de pirambebas de Barra Bonita.
- Figura IX.** Variação bimestral dos índices gonado (IGS) e hepatossomático (IHS) e da concentração de Hg no músculo de traíras de Bariri.
- Figura X.** Variação bimestral dos índices gonado (IGS) e de repleção (Ir) e da concentração de Hg no músculo de pirambebas de Bariri.
- Tabela I.** Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de pirambebas (S. spilopleura) capturadas na represa de Barra Bonita, Médio Tietê, São Paulo.
- Tabela II.** Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de pirambebas (S. spilopleura) capturadas na represa de Bariri, Médio Tietê, São Paulo.
- Tabela III.** Porcentagem de participação das pirambebas (S. spilopleura) das represas de Barra Bonita e Bariri em relação ao Kn e a concentração de Hg.

FIGURAS e TABELAS

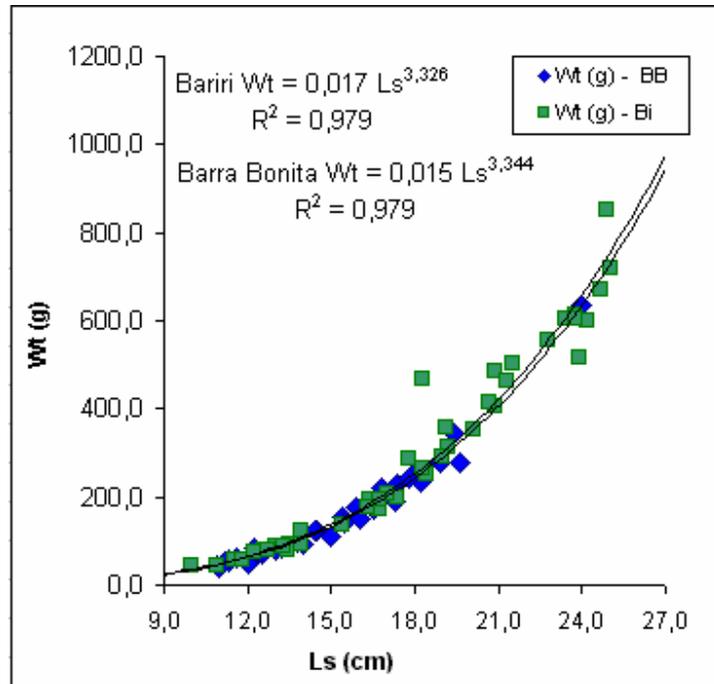


Figura I. Relação entre peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) para pirambebas (*S. spilopleura*) de Barra Bonita e Bariri.

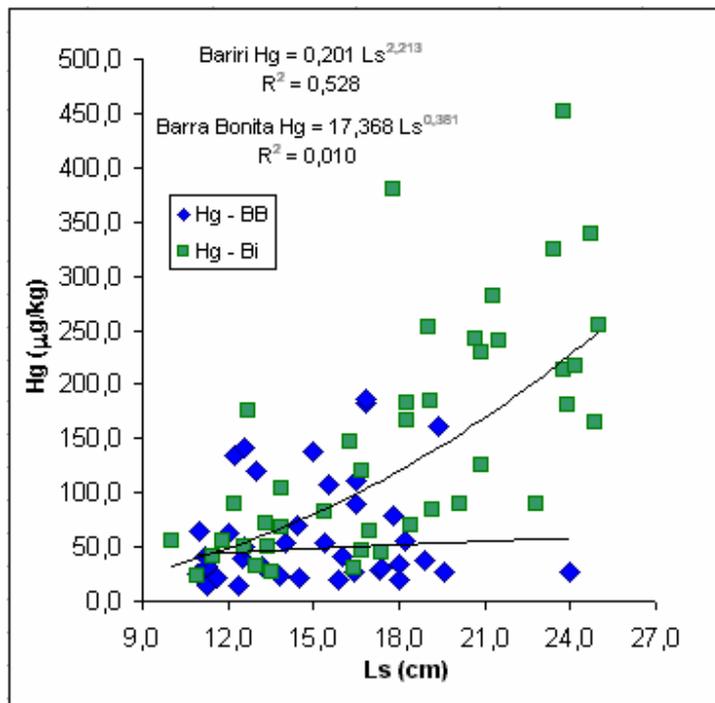


Figura II. Concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls) para pirambebas (*S. spilopleura*) de Barra Bonita e Bariri.

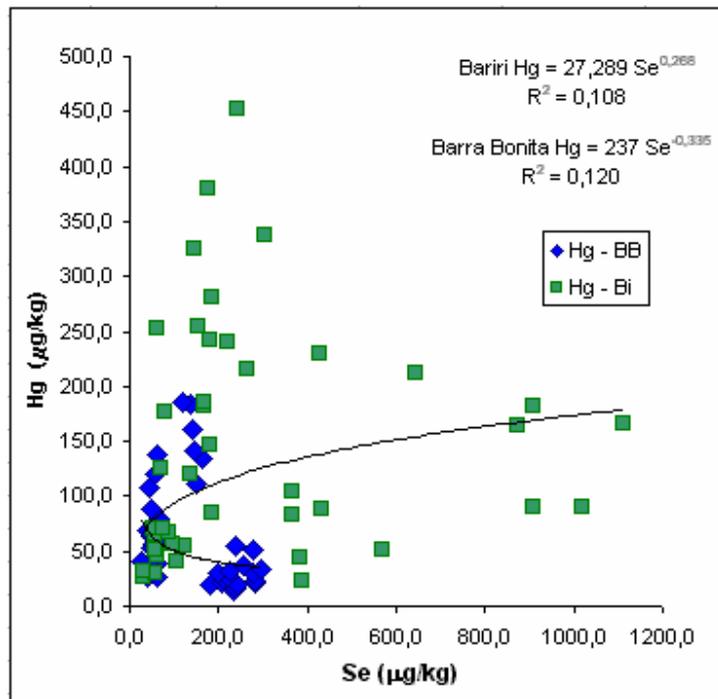


Figura III. Concentração de mercúrio total (Hg) em função da concentração de selênio (Se), para pirambebas (*S. spilopleura*) de Barra Bonita e Bariri.

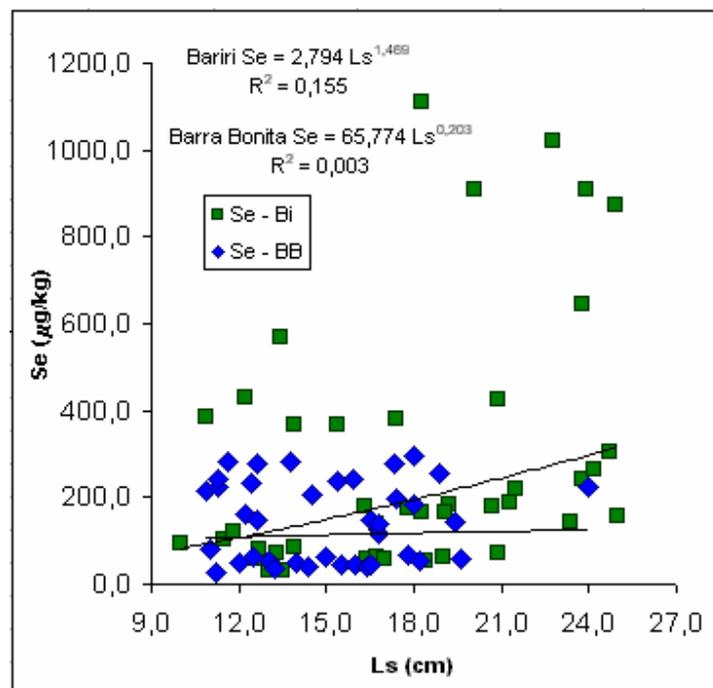


Figura IV. Concentração de selênio total (Se) em função do comprimento padrão (Ls) para pirambebas (*S. spilopleura*) de Barra Bonita e Bariri.

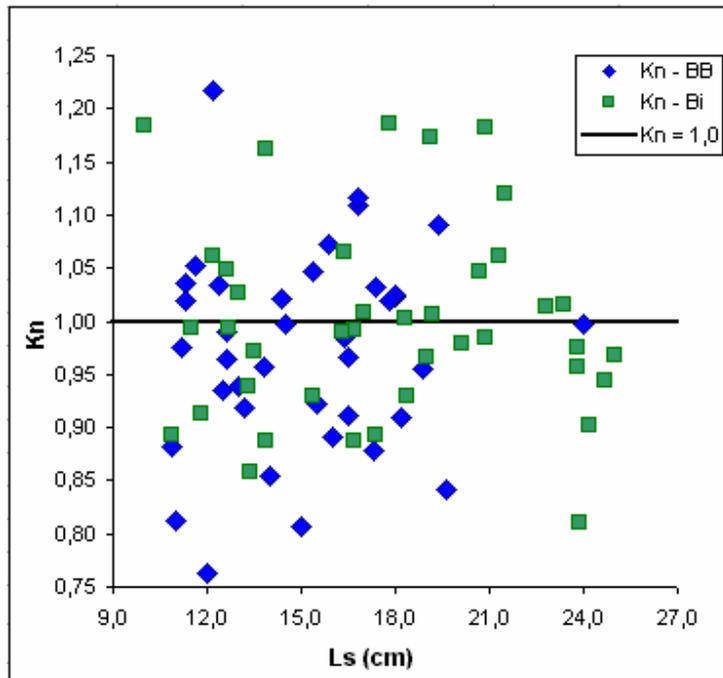


Figura V. Fator de condição relativo (Kn) para pirambebas (*S. spilopleura*) de Barra Bonita e Bariri em função do comprimento padrão (Ls).

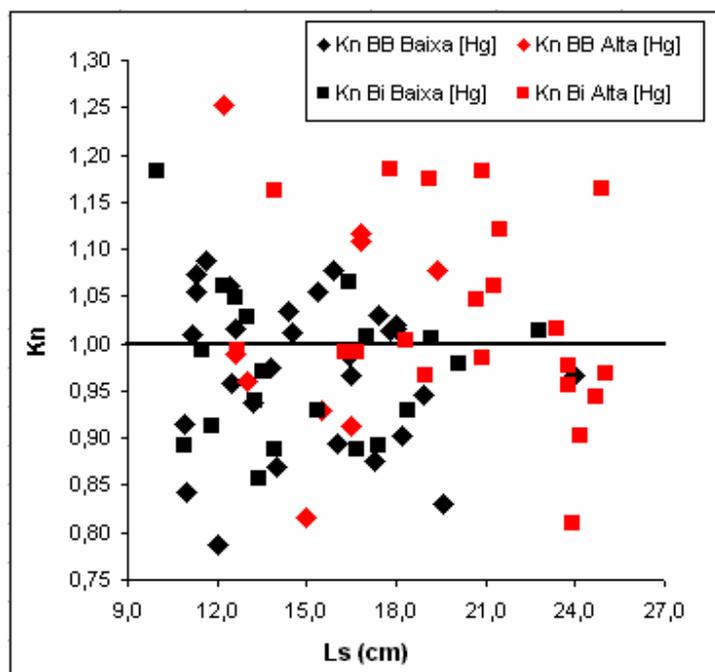


Figura VI. Fator de condição relativo (Kn) para pirambebas (*S. spilopleura*) de Barra Bonita e Bariri com baixa e alta concentração de mercúrio total (Hg) em função do comprimento padrão (Ls).

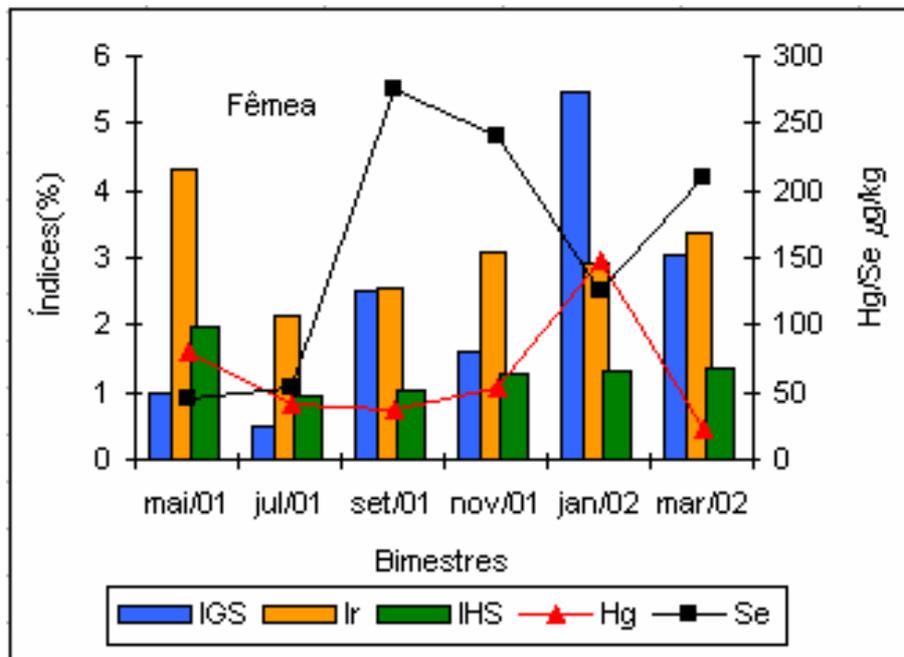


Figura VII. Variação bimestral dos índices biométricos e da concentração de Hg e Se no músculo de fêmeas de pirambeba (*S. spilopleura*) de Barra Bonita.

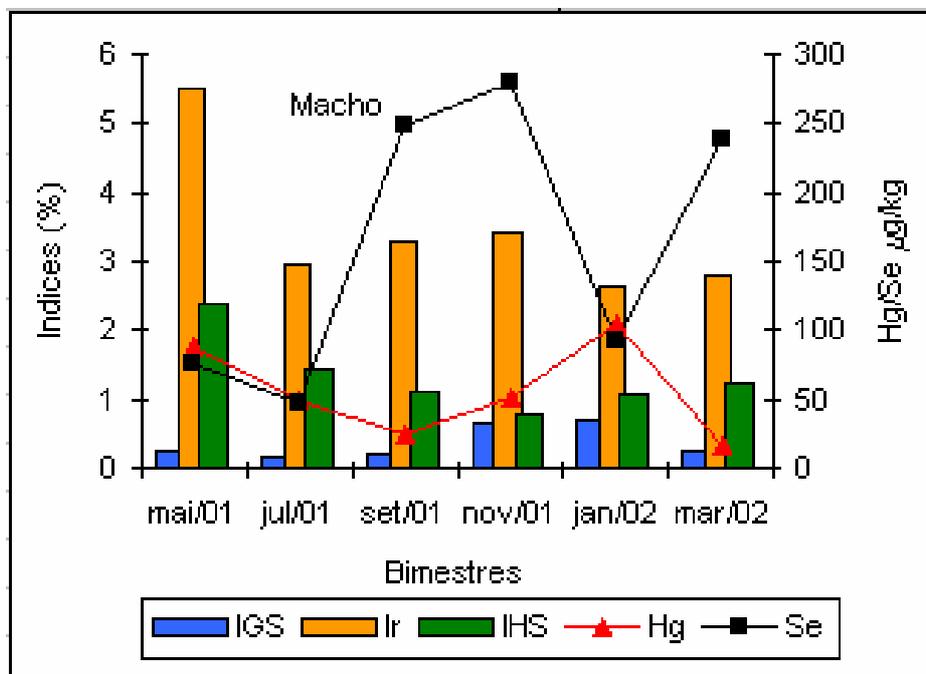


Figura VIII. Variação bimestral dos índices biométricos e da concentração de Hg e Se no músculo de machos de pirambeba (*S. spilopleura*) de Barra Bonita.

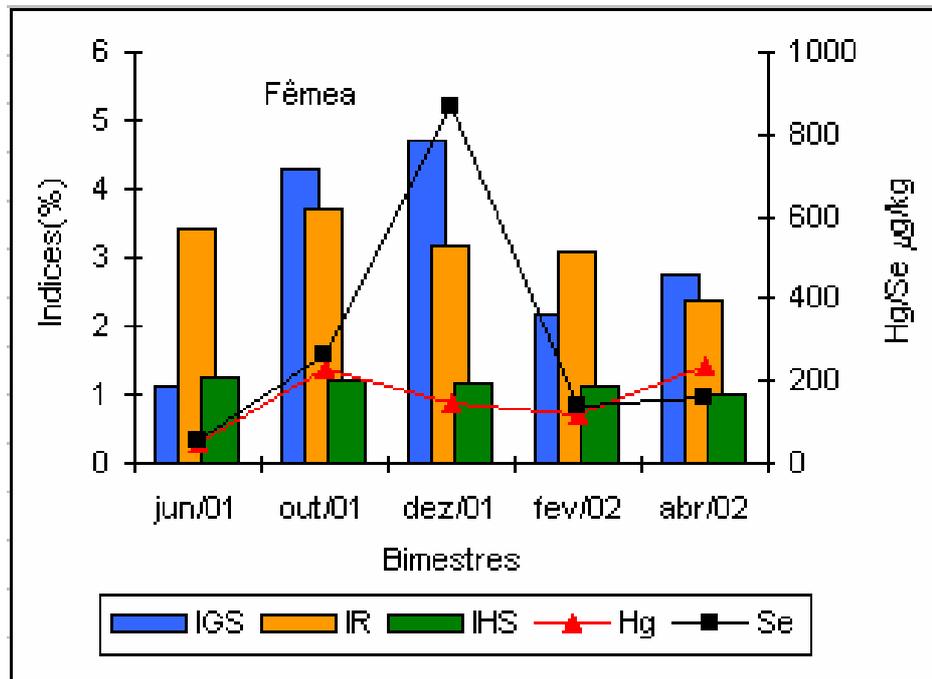


Figura IX. Variação bimestral dos índices biométricos e da concentração de Hg e Se no músculo de fêmeas de pirambeba (*S. spilopleura*) de Bariri.

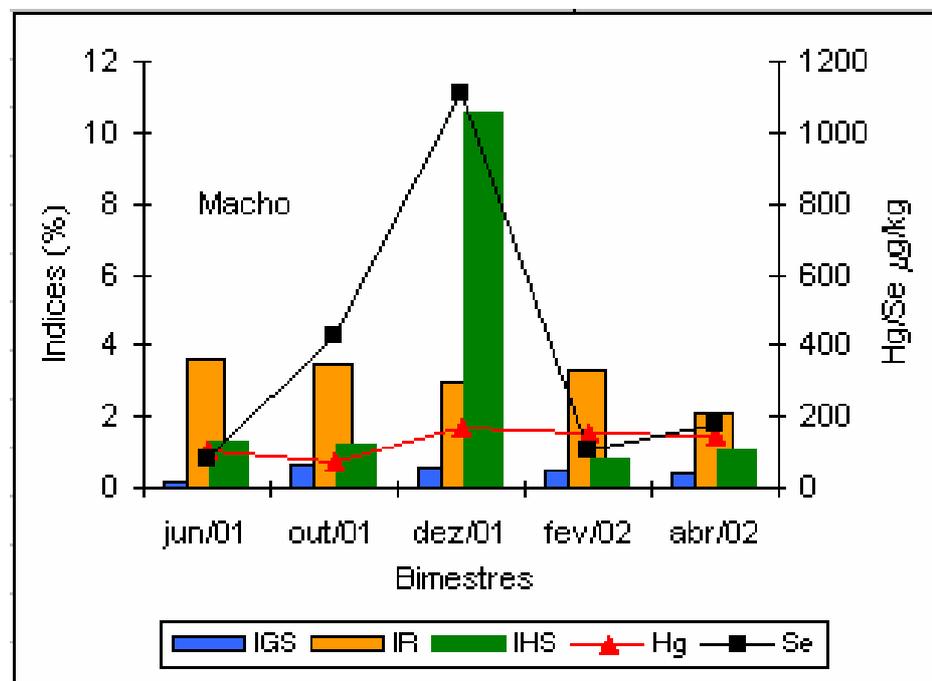


Figura X. Variação bimestral dos índices biométricos e da concentração de Hg e Se no músculo de machos de pirambeba (*S. spilopleura*) de Bariri.

Tabela I. Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de pirambebas (*S. spilopleura*) capturadas na represa de Barra Bonita, Médio Tietê, São Paulo.

Bimestr e	IGS ¹ (%)		IR ² (%)		IHS ³ (%)		Mercúrio (µg/kg)		Selênio (µg/kg)		
	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x)	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b	
F Ê M E A	mai/01	1,0±0,9	0,4 - 2,0	4,3±1,1	3,2 - 5,3	2,0±1,0	1,2 - 3,1	79,2±34,6	40,9 - 108,0	45,7±1,1	44,4 - 46,4
	jul/01	0,5±0,3	0,3 - 0,7	2,1±0,4	1,9 - 2,4	1,0±0,1	0,9 - 1,1	40,1±19,1	26,6 - 53,7	54,4±7,6	49,0 - 59,8
	set/01	2,5±0,1	2,4 - 2,5	2,6±1,0	1,9 - 3,3	1,0±0,3	0,9 - 1,3	36,2±2,5	34,4 - 37,9	274,5±27,9	254,8 - 294,2
	nov/01	1,6	-	3,1	-	1,3	-	54,0	-	239,4	-
	jan/02	5,5±4,2	0,5 - 11,0	2,9±0,2	2,7 - 3,1	1,3±0,3	1,0 - 1,6	148,8±44,2	79,1 - 181,3	125,8±36,0	68,1 - 162,2
	mar/02	3,0±2,2	0,2 - 5,5	3,4±,7	2,7 - 4,3	1,4±0,3	1,0 - 1,5	22,9±6,8	14,66 - 30,2	210,3±25,6	192,2 - 239,8
M A C H O	mai/01	0,2±0,1	0,1 - 0,5	5,5±1,6	4,5 - 7,4	2,4±0,7	1,5 - 3,0	89,4±39,3	38,7 - 137,7	76,5±37,0	48,8 - 149,1
	jul/01	0,2±0,1	0,1 - 0,3	2,9±1,6	2,5 - 2,9	1,4±0,7	1,1 - 1,8	48,7±25,2	27,3 - 56,0	42,6±17,0	36,1 - 52,0
	set/01	0,2±0,03	0,1 - 0,2	3,3±0,9	2,0 - 4,7	1,1±0,3	0,5 - 1,3	25,2±4,5	20,9 - 31,9	247,9±37,1	205,4-277,9
	nov/01	0,6	-	3,4	-	0,8	-	50,6	-	278,7	-
	jan/02	0,7±0,2	0,6 - 0,8	2,7±0,3	2,5 - 2,8	1,1±0,4	0,8 - 1,3	105,3±50,3	70,0 - 140,9	92,6±75,5	27,35 - 146,0
	mar/02	0,3±0,2	0,1 - 0,4	2,8±0,4	2,5 - 3,1	1,3±0,1	1,2 - 1,3	17,4±3,9	14,7 - 20,2	238,9±6,3	234,0 - 243,4

¹IGS = Índice Gonadosomático; ²IR = Índice de Repleção; ³IHS = Índice Hepatosomático

^aX ± s = média ± desvio-padrão da média

^bA (x) = amplitude de variação (menor-maior)

Tabela II. Valores médios bimestrais do IGS, IR e IHS e da concentração de Hg e Se em tecido muscular de pirambebas (*S. spilopleura*) capturadas na represa de Bariri, Médio Tietê, São Paulo.

Bimestr e	IGS ¹ (%)		IR ² (%)		IHS ³ (%)		Mercúrio (µg/kg)		Selênio (µg/kg)		
	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x)	X±s ^a	A (x) ^b	X±s ^a	A (x) ^b	
F Ê M E A	jun/01	1,1±1,6	0,2 - 3,9	3,4±1,0	1,9 - 4,0	1,3±0,3	0,9 - 1,5	47,9±19,7	27,0 - 70,5	52,9±13,1	29,9 - 62,2
	out/01	4,3±1,3	3,2 - 6,9	3,7±0,8	2,9 - 5,0	1,2±0,1	1,0 - 1,4	229,0±153,1	43,9 - 452,2	266,0±69,8	184,7 - 382,6
	dez/01	4,7±1,3	3,7 - 6,6	3,2±0,6	2,3 - 3,6	1,2±0,3	0,9 - 1,6	147,5±55,5	89,6 - 212,5	870,9±137,9	644, -1110,6
	fev/02	2,2	-	3,1	-	1,1	-	120,3	-	138,8	-
	abr/02	2,8±1,3	1,0 - 4,9	2,4±0,4	2,0 - 2,4	1,0±0,1	0,8 - 1,1	234,2±72,7	182,4-323,3	161,9±19,0	144,8 - 186,1
M A C H O	jun/01	0,2±0,1	0 - 0,3	3,6±0,6	2,9 - 3,9	1,3±0,4	0,9 - 1,7	104,9±89,0	41,0 - 252,1	73,5±28,0	57,3 - 104,1
	out/01	0,6±0,5	0,1 - 1,4	3,5±0,8	2,6 - 4,7	1,2±0,3	0,8 - 1,6	70,0±32,8	23,2 - 104,4	423,5±84,5	365, - 567,1
	dez/01	0,6	-	2,9	-	10,6	-	166,5	-	1110,6	-
	fev/02	0,5±0,3	0,1 - 0,8	3,3±0,8	2,6 - 4,3	0,8±0,2	0,7 - 1,1	150,2±137,2	56,4 - 380,0	102,2±41,2	73,3 - 174,0
	abr/02	0,4	-	2,1	-	1	-	146,9	-	178,9	-

¹IGS = Índice Gonadosomático; ²IR = Índice de Repleção; ³IHS = Índice Hepatosomático

^aX ± s = média ± desvio-padrão da média

^bA (x) = amplitude de variação (menor-maior)

Tabela III. Porcentagem de participação das pirambebas (*S. spilopleura*) das represas de Barra Bonita e Bariri em relação ao fator de condição relativo (Kn) e a concentração de Hg.

Concentração Hg Total	Kn	Barra Bonita	%	Bariri	%	Totais marginais	Totais gerais
Alta	> 1,0	4	10,53	10	24,39	14	30
	< 1,0	5	13,16	11	26,83	16	
Baixa	> 1,0	14	36,84	8	19,51	22	49
	< 1,0	15	39,47	12	29,27	27	
Totais marginais		38	100,0	41	100,0	79	

Capítulo 3

Avaliação da qualidade da água das represas de Barra Bonita e Bariri (Médio RIO Tietê, SP) em função de variáveis limnológicas e da presença de HG e SE

¹M. A. M. Moura¹, M.S. Vieira², G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}. Water quality of Barra Bonita and Bariri reservoir, Medium Tiete river, São Paulo, Brazil, in relation to limnological parameters, THg and TSe. *Rev. Bras. Biol.* (em preparação)

Avaliação da qualidade da água das represas de Barra Bonita e Bariri (Médio rio Tietê, SP) em função de variáveis limnológicas e da presença de Hg e Se

M. A. M. Moura¹, M.S. Vieira², G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}.

¹ PPG-ERN (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), UFSCar, Rodovia Washington Luiz Km 235, São Carlos, SP, Brazil, CEP 13565-905, Caixa Postal 676 (mammello@yahoo.com.br);

² Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos - Instituto de Pesca/APTA. Av. Francisco Matarazzo, 455, São Paulo, SP, Brazil. CEP 05001-900;

³ Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP – Laboratório de Ecotoxicologia. Av. Centenário, 303, Piracicaba, SP, Brazil, CEP 13400-961.

Número de figuras: 08 (oito)

PALAVRAS-CHAVE: contaminação, água, mercúrio, selênio.

KEY WORDS: contamination, water, mercury, selenium.

Título abreviado: Hg e Se na água de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.

Rodapé: autor correspondente M. A. M. Moura.

ABSTRACT

In Barra Bonita (S22°36'43.7"/W048°12'33.8") and Bariri (S22°10'22.6"/W048°43'27.0") reservoirs, in the Medium river Tietê, São Paulo, Brazil, was already identified the mercury presence (Hg) above the limit established for waters (0,5 mg.L⁻¹) for OMS and for EPA. In this work, Hg concentration was evaluated in the water, with others limnologic variables as pH, conductivity, temperature, dissolved oxygen, turbidity, total dissolved solids and Eh, measured electronically by an HORIBA U-22. Selenium (Se), that is antagonistic to Hg, it was also evaluated. Hg and Se were measured in the superficial water, by an atomic fluorescence espectrometry. Total suspended solids (TSS) were also determinated. Thermal stratification was observed at both dams. In Bariri, low values of dissolved oxygen, high values of electric conductivity and total dissolved solids were observed in the intermediate portion of the water column, what can mean intense process of organic matter decomposition. The values of Hg and Se in the water were below the detection limit of the method (2.0 ng Hg.L⁻¹ and 5.0 ng Se.L⁻¹). The organic and mineral fractions of TSS, the conditions of pH, Eh and dissolved oxygen might have favored the removal of Hg and Se of the water in the two dams. The absence of Hg and Se in the water of the dams, however, should not be understood as the absence of those metals, but as their transfer for the other compartments of the aquatic ecosystem, such as sediment and/or biota.

RESUMO

Nos reservatórios de Barra Bonita (22°36'43.7"S/48°12'33.8"WO) e Bariri (22°10'22.6"S/48°43'27.0"WO), no médio rio Tietê, São Paulo, Brasil, já foi identificada a presença de mercúrio (Hg) acima do limite estabelecido para águas (0,5 mg.L⁻¹) pela OMS e pela EPA. Neste trabalho, avaliou-se a concentração de Hg na água destas represas, com outras variáveis limnológicas como pH, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos totais dissolvidos e potencial redox, medidos, eletronicamente, com o auxílio de um HORIBA U-22. A presença de selênio (Se), que supostamente apresenta efeito antagônico ao Hg, também foi avaliada. Hg e Se foram medidos na água superficial, com auxílio de um espectrofotômetro de fluorescência atômica. Também foram determinados os Sólidos Totais em Suspensão (STS). Foi observada estratificação térmica em ambas represas. Em Bariri, foram observados baixos valores de oxigênio dissolvido, altos valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos na porção intermediária da coluna d'água, o que pode significar intenso processo de decomposição da matéria orgânica. Os valores de Hg e Se na água, mantiveram-se abaixo do limite de detecção do método (2,0 ng Hg.L⁻¹ e 5,0 ng Se.L⁻¹). As frações orgânica e mineral dos STS, as condições de pH, Eh e o oxigênio dissolvido podem ter favorecido a remoção do Hg e do Se da água nas duas represas. A ausência de Hg e Se na água das represas, entretanto, não deve ser compreendida como a ausência desses metais no ambiente, mas sim como a transferência desses para os outros compartimentos do ecossistema aquático, tais como sedimento e/ou biota.

INTRODUÇÃO

A água é atualmente, um dos recursos mais ameaçados do planeta. A elevada demanda, a falta de planejamento no seu uso e o conseqüente comprometimento de sua qualidade, são os principais fatores que vêm contribuindo para a sua escassez. Todavia, não somente o recurso água merece especial atenção, mas também os organismos aquáticos, especialmente os peixes, considerados uma das principais fontes de proteína para o homem.

Dentro deste contexto, as bacias hidrográficas do Estado de São Paulo têm sofrido intensos impactos antrópicos, devido à demanda de água para abastecimento e geração de energia elétrica, ao desmatamento e à ocupação desordenada do solo. Dentre outros fatores, por ser um dos Estados mais desenvolvidos do país tecnológica, social e economicamente e, possuir uma rede hídrica relativamente abundante, a construção de barragens em São Paulo já afetou praticamente todos os seus principais rios (Prochinow, 1990).

Segundo Tundisi (1988) e CETESB (1985), as represas paulistas formam sistemas de alta sensibilidade, por pertencerem a diferentes localidades geográficas e se apresentarem em cadeia ao longo dos rios, como é o caso da seqüência de represas construídas no Rio Tietê. Ao se construírem barragens em um rio, provoca-se uma série de alterações, geralmente bruscas e rápidas no ambiente que afetam principalmente a biota aquática, os sistemas hidrológicos, geológicos e climáticos da região (Tundisi, 1988, Tundisi *et al.*, 1993).

Dentre os processos genéricos de alteração da qualidade da água, pode-se destacar a eutrofização e a contaminação bacteriológica, originadas pelo

lançamento de águas residuais de origem doméstica e industrial; e o assoreamento, causado pelo crescimento no aporte de material mineral, geralmente argila e areia (Branco, 1961, 1964, 1966; Beytuth, *et al.*, 1992; Caleffi, 2000). Não apenas o processo de eutrofização, mas também os contaminantes inorgânicos, como os metais traço ou metais pesados, são hoje um dos responsáveis pela perda permanente da qualidade da água. Dentre os metais, podemos destacar a contaminação por Se e Hg, este último, por ser um elemento cumulativo e que não apresenta nenhuma função biológica, pode ser considerado como extremamente tóxico.

Quando presente nos ecossistemas aquáticos, o mercúrio inorgânico pode ser metilado pelas bactérias metanogênicas, tornando-se assimilável pela biota aquática e sendo assim acumulado (bioacumulação), alcançando os níveis mais altos da cadeia trófica (biomagnificação). Embora a contribuição dos metais aparentemente seja menor, sendo detectadas em níveis de ppb e ppt, sua acumulação nos sedimentos vem se apresentando como um problema cada vez mais freqüente. Historicamente, o aporte de Hg em ambientes aquáticos datam dos tempos pré industriais, sendo que este processo vem aumentando desde o século IX (Forstner, 1990).

Tanto os processos de eutrofização quanto a contaminação por metais em corpos d'água, atuando em conjunto ou isoladamente, limitam e reduzem o tempo de vida útil de lagos e represas, sendo imprescindível o desenvolvimento de estudos voltados para a qualidade da água, como subsídio para prevenção e recuperação dos mesmos. O estudo da qualidade da água não deve estar limitado aos aspectos físicos e químicos do corpo d'água, mais sim, voltado aos vários

processos ecológicos, tais como a estrutura e funcionamento da comunidade, bem como os de sua bacia hidrográfica, que possibilitem avaliar a intensidade dos distúrbios e o estresse (Vieira, 1996).

A resolução CONAMA 020/86 estabelece os teores máximos de 0,2 $\mu\text{gHg.L}^{-1}$ e 10,0 $\mu\text{gSe.L}^{-1}$ para Águas Doces, Classes I e II (Classe I: águas destinadas **a)** ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado; **b)** à proteção das comunidades aquáticas; **c)** à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); **d)** à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao Solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película. **e)** à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas á alimentação humana. Classe II: águas destinadas **a)** ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; **b)** à proteção das comunidades aquáticas; **c)** à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho) ; **d)** à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; **e)** à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana). Os teores máximos de 2,0 $\mu\text{gHg.L}^{-1}$ e 10,0 $\mu\text{gSe.L}^{-1}$ foram estabelecidos para as Águas Doces, Classes III e IV (Classe III: águas destinadas **a)** ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; **b)** à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; **c)** à dessedentação de animais; (Classe IV: águas destinadas **a)** à navegação; **b)** à harmonia paisagística; **c)** aos usos menos exigentes) (CONAMA, 1986).

Através de bioensaios, foi determinada a CL₅₀ (concentração letal média) através de testes de toxicidade aguda e crônica em tilápia (*Oreochromis* sp) submetidas a diferentes concentrações de Se na água. A CL₅₀ para o selenito e o selenato de sódio, foi, respectivamente, 4,29 e 13,79 µg.L⁻¹. Os autores concluíram, através de análises hematológicas e histopatológicas, que o selenito apresenta uma maior toxicidade que o selenato, e que os níveis empregados conferem com aqueles recomendados pelo CONAMA (Gonçalves *et al.*, 2003 a, b).

Neste contexto, o presente trabalho avaliou a qualidade da água dos Reservatórios de Barra Bonita e Bariri, localizados no Médio rio Tietê, utilizando-se variáveis limnológicas e a influência destas sobre a concentração de Hg e Se, uma vez que a presença destes metais foi detectada em estudos anteriores nos três compartimentos do ecossistema aquático (Eysink, 1995 e CETESB, 1985). Outra contribuição do presente estudo consiste no subsídio ao manejo adequado desses reservatórios, não só para a produção pesqueira, mas também para outras atividades, tais como abastecimento, irrigação e recreação.

MATERIAIS e MÉTODOS

Para verificar as variações espaciais e temporais da presença de Hg na água dos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, foram realizadas seis amostragens de julho de 2001 a outubro de 2003, no período de chuva e de seca, em quatro pontos distribuídos em cada um dos reservatórios. Foram selecionados

os seguintes variáveis: oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), pH, temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); Eh (mV), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$); turbidez (NTU); TDS ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Os parâmetros foram medidos através do Sistema de Monitoramento de Multi - Parâmetros de Qualidade de Água - HORIBA U-22, munido de cabo com 30,0 m de extensão.

Com o objetivo de delinear um perfil vertical dos parâmetros físicos e químicos da água, foram tomadas em quatro pontos para cada reservatório, as medidas de metro em metro, da superfície para o fundo da coluna d'água. Os pontos de amostragem foram preestabelecidos com o auxílio de um GPS (Global Position System).

Para a determinação das concentrações de Hg e Se, as amostras de água foram coletadas em frascos de vidro tipo Schott de 125,0 ml, na superfície dos reservatórios. Tendo sido preservadas, ainda em campo, com 100 μl de HNO_3 1+1. No laboratório, as mesmas receberam uma solução de Br/ BrO_3 , sendo analisadas em um prazo de sete dias. Os resultados foram obtidos com um espectrofotômetro de fluorescência atômica PS Analytical e expressos em (ng.L^{-1}). Os Sólidos Totais em Suspensão (STS) foram obtidos através de filtragem da água superficial, em filtro pré-pesados Millipore de 0,45 μM de porosidade e os resultados obtidos segundo metodologia descrita em APHA *et al.* (1998).

RESULTADOS

A localização dos pontos de coleta, bem como as distâncias entre os mesmos, podem ser observadas na Tabela I. Em Barra Bonita os pontos foram distribuídos desde a desembocadura do Rio Piracicaba até próximo à barragem de Barra Bonita. Em Bariri, por sua vez, desde a jusante da barragem de Barra Bonita até à montante da barragem de Bariri. Tentou-se fazer uma distribuição eqüidistante dos quatro pontos amostrais em cada represa, porém, esta distribuição nem sempre obedeceu ao critério estabelecido, pois muitas vezes não foi possível coletar o sedimento, que é constantemente dragado por empresas que fazem extração de argila nas duas represas, tornando o fundo das mesmas, extremamente compactado. Assim, foi necessário estabelecer novo local em que fosse possível coletar amostras dos compartimentos, água e sedimento.

TABELA I.

Na Figura I observam-se os valores de pH para Barra Bonita e Bariri, nos meses de seca (julho/2001, agosto/2002 e julho/2003) (Figura I - A e C) e de chuva (abril/2002, março/2003 e outubro/2003) (Figura I - B e D), respectivamente. Nos meses correspondentes ao período de seca os valores de pH foram menores na superfície dos 4 pontos de Barra Bonita e maiores nos pontos 2 e 4 nas camadas mais profundas da coluna d'água. Em Bariri os maiores valores foram encontrados para o ponto 1, nas camadas mais superficiais da coluna d'água, e no fundo dos pontos 3 e 4. Nos meses de chuva, os menores valores foram

observados na superfície do Ponto 4 de Barra Bonita e no fundo do Ponto 1 de Bariri.

Figura I.

Os valores de temperatura da água, tanto nos meses de seca (Figura II A e C) como nos meses de chuva (Figura II B e D), apresentaram uma tendência esperada, com valores mais elevados na superfície e diminuindo em direção ao fundo.

Figura II.

A condutividade elétrica, os Sólidos totais Dissolvidos (TDS) e a turbidez, apresentaram tendências semelhantes no perfil da coluna d'água, tanto para os meses de seca como para os meses de chuva (Figuras III, IV e V – A, B, C e D). Nos meses de seca, os maiores valores são observados no Ponto 2 de Barra Bonita, do meio para o fundo. Para Bariri, os menores valores são observados na superfície do Ponto 4, sendo que a turbidez foi baixa na superfície de todos os pontos. Nos meses de chuva, os maiores valores foram observados do meio para o fundo, tanto em Barra Bonita quanto em Bariri.

Figura III.

Figura IV.

Figura V.

Os teores de oxigênio, nos meses de seca (Figura VI A e C), apresentaram uma tendência de diminuição a partir de 20,0 m de profundidade no ponto 2 de Barra Bonita e entre 6,0 e 12,0 m de profundidade nos pontos 1 e 2 de Bariri. Nos meses de chuva (Figura VI B e D), o ponto 1 de Barra Bonita apresentou os menores teores de oxigênio entre 10,0 e 15,0 m e a partir de 25,0 m de

profundidade, ocorrendo teores mais elevados no ponto 3 a partir de 15,0 m até o fundo. Já em Bariri, houve uma diminuição nos teores de oxigênio, em direção ao fundo da coluna d'água, para todos os pontos de estudo.

Figura VI.

No período seco (Figura VII A e C), os valores de potencial redox (Eh) para o reservatório de Barra Bonita decresceram em direção ao fundo, especialmente para o ponto 4 (mais profundo). Bariri, entretanto, apresentou um comportamento inverso ao de Barra Bonita para este período. No período de chuva (Figura VII B e D), os pontos 1 e 2 de Barra Bonita apresentaram baixos valores de Eh no fundo, os demais pontos de estudo apresentaram valores elevados para toda a coluna d'água, sendo que Bariri apresentou um comportamento inverso ao de Barra Bonita, com valores de Eh um pouco mais elevados no ponto 1 e baixos valores de Eh nos demais pontos, especialmente no ponto 4 (mais profundo).

Figura VII.

Para a represa de Barra Bonita, os valores de sólidos totais em suspensão (STS) foram significativamente maiores nos meses de chuva (Figura VIII A), principalmente nos pontos 1 e 2. Bariri apresentou valores relativamente menores tanto para o período seco como para o de chuva (Figura VIII A e B).

Figura VIII.

Durante todo o período estudado, os valores de Hg e Se na água, mantiveram-se abaixo do limite de detecção do método (2,0ng/L para Hg e 5,0 ng/L para Se, respectivamente).

DISCUSSÃO

Os fatores que afetam a estrutura térmica de um sistema aquático represado são o clima, a incidência de luz, os ventos, correntes e outros movimentos da água, a forma do lago e as saídas no vertedouro (Schafer, 1985). A incidência de luz nos corpos d'água sofre influência da localização geográfica, porém a profundidade de penetração de luz é influenciada pela cor e transparência da água, pela quantidade de sólidos em suspensão e consequentemente pela turbidez (Kleppel *et al.*, 1980).

A maior parte da radiação luminosa que chega aos ambientes lênticos é extinta próxima a camada superficial da coluna d'água, deixando as camadas mais profundas com mínimas quantidades de energia. Como consequência, o aquecimento das diferentes camadas de água é distinto, podendo ocorrer estratificação térmica. Por outro lado, o aumento da temperatura nas camadas superficiais da água, provoca uma maior agitação de suas moléculas. Pelo contato direto entre estas, o estado de agitação se transfere lentamente, com perda de energia, para as camadas mais profundas. Esse movimento é superado pela ação dos ventos que pode promover a circulação da água, misturando as camadas e provocando a desestratificação da mesma (Lampert & Sommer, 1997; Gil-Gil, 2004).

A presença de chuvas também concorre para o resfriamento da água superficial, diminuindo sua densidade e facilitando, assim, a mistura. Nestas condições, há um grande intercâmbio entre as diferentes camadas do corpo

d'água, afetando o balanço de nutrientes e o estado trófico do lago como um todo (Vieira *et al.*, 2002).

Os valores de temperatura da água dos reservatórios estudados foram menores em direção ao fundo da coluna d'água, não ocorrendo variação significativa entre o período seco e de chuva, sugerindo a existência de um gradiente de temperatura. Tundisi (1988), afirma que a morfometria da maioria dos reservatórios paulistas favorece a ação dos ventos e que a pequena profundidade facilita a mistura da água. No Reservatório de Barra Bonita, a profundidade máxima da coluna d'água foi ao redor de 29 m (ponto 4) e em Bariri foi de 18 m (ponto 4).

Em geral, quando a coluna d'água está estratificada, os valores de oxigênio tendem a apresentar descontinuidade, com valores mais baixos no fundo da coluna d'água. No presente estudo, os valores de oxigênio dissolvido, tanto para Bariri quanto para Barra Bonita, foram semelhantes ou maiores no fundo quando comparados com valores encontrados para as camadas superficiais da coluna d'água, sendo que, de um modo geral, a coluna d'água mostrou-se, bem oxigenada em todo o período de estudo, o que pode estar evidenciando a mistura do corpo aquático. Entretanto, as camadas intermediárias da coluna d'água apresentaram valores de oxigênio dissolvido menores que as camadas superficiais e o fundo, em ambos os reservatórios, principalmente no período seco.

Principalmente em Bariri, tanto no período seco quanto no de chuva, os valores de condutividade elétrica e TDS foram maiores na porção intermediária da coluna d'água, o que poderia resultar em um consumo maior de oxigênio, em resposta à intensificação do processo de decomposição da matéria orgânica.

Entretanto, Tundisi *et al.* (1991) estudando os reservatórios do médio Tietê por um período de 10 anos (1979 a 1989), afirmaram que os mesmos são polimíticos, ocorrendo um curto período de estratificação diurna da coluna d'água, o que poderia explicar a descontinuidade nos valores de oxigênio dissolvido, e também de condutividade elétrica e TDS, visto que, no presente estudo, as coletas foram realizadas durante o dia.

As concentrações de Hg e Se dependeram, entre outros fatores, de dois processos, o de quelação e adsorção que, por sua vez, são dependentes de fatores limnológicos, tais como: pH, Eh teores de oxigênio dissolvido e sólidos em suspensão na água (Mozeto, 2001). As distribuições e mobilidades de Hg e Se entre a água e o sedimento, assim como outros metais, estão associadas ao conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro e enxofre no sedimento (Azevedo, 2003).

Os agentes complexantes dissolvidos em água, tais como ácidos fúlvicos e húmicos podem produzir compostos quelados com estes metais, formando compostos insolúveis na água, precipitando para o sedimento. Grande parte do Hg adsorvido nos compostos húmicos ocorre em pH baixo (entre 3,0 e 5,5). Já em valores mais elevados de pH, ocorre o favorecimento da adsorção de Hg e Se em frações minerais suspensas na água. Quando a condição do corpo aquático é aeróbica, as frações orgânicas e inorgânicas dos STS são removidas da coluna d'água, sedimentando para o fundo e carregando o Hg e outros metais adsorvidos e/ou quelados para o sedimento (WHO, 1976).

O pH de Bariri apresentou-se levemente mais ácido que o de Barra Bonita, sugerindo que em Bariri a fração orgânica dos STS pode ter sido responsável pela

retirada dos compostos de mercúrio e selênio da coluna d'água e que, em Barra Bonita a fração mineral dos STS pode ter sido o agente de precipitação desses metais para o sedimento.

Durante o período estudado, tanto em Barra Bonita quanto em Bariri, a coluna d'água permaneceu em boas condições de oxigenação, apresentando níveis de oxigênio dissolvido no fundo que poderiam favorecer a formação de sulfatos de metais solúveis, o que possibilitaria a volta desses metais para a coluna d'água. No entanto, o fundo da coluna d'água em ambas as represas, apresentou-se em condições redutoras, com valores negativos de Eh. Tais condições favorecem a formação de sulfetos insolúveis com os metais presentes no sedimento, o que poderia dificultar o retorno desses metais para o compartimento água.

De um modo geral, as condições de pH, Eh e a concentração de oxigênio dissolvido na água dos reservatórios estudados, parecem ter favorecido a remoção do Hg e do Se para o sedimento, o que explica a ausência destes metais na água.

A CETESB (1985) encontrou mercúrio nas águas da represa de Barra Bonita em níveis abaixo dos limites permitidos para água de abastecimento. Eysink (1995) também encontrou mercúrio na água, peixe e sedimento desta represa em níveis compatíveis para água de abastecimento, porém acima do limite permitido para a preservação da vida aquática.

As formas orgânicas de Hg são melhor absorvidas pela biota aquática do que as formas inorgânicas. Quando as condições físicas e químicas da água oferecem condições de metilação do Hg, ocorre um aumento na absorção desse

metal pelos organismos aquáticos. A maior e mais rápida absorção das formas orgânicas de mercúrio, aliada ao fato desse metal ser cumulativo e de difícil eliminação, faz com que o mesmo tome parte no ciclo de vida desses organismos. Em Barra Bonita foi observada uma nítida acumulação de Hg ao longo da cadeia alimentar, sendo que as concentrações mais elevadas foram detectadas nas espécies carnívoras de peixes, evidenciando assim um processo de bioacumulação e biomagnificação desse metal (Eysink, 1995).

A comunidade fitoplanctônica, em estágios de desenvolvimento considerados ótimos, apresenta grande capacidade de desorção de mercúrio, quando comparada àquelas em declínio (Gaeta, 1987). Pinheiro (2001) observou ao microscópio eletrônico (MEV-EDS), em lagos eutrofizados do Parque Ecológico do Tietê, metais incorporados na estrutura interna de grupos de diatomáceas fixas em partículas de sólidos em suspensão.

Tanto a CETESB (1985) quanto Eysink (1995) consideraram que as condições de eutrofização do reservatório de Barra Bonita proporcionaram um ótimo desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. Estes autores sugerem como ótima condição de manejo, a introdução de espécies de peixes herbívoros, cujo forrageamento reflita em uma sucessão rápida da população de algas. Tal fato possibilitaria uma redução na taxa de assimilação do Hg pela comunidade fitoplânctônica e uma conseqüente diminuição da bioacumulação desse metal ao longo da cadeia trófica, intensificando a precipitação de metais para o sedimento através de processos físicos e químicos.

A ausência de Hg e também de Se no compartimento água das represas em questão, não deve ser compreendida como a ausência desses metais no

ambiente, mas sim como a transferência desses para outros compartimentos, tais como sedimento e/ou biota, uma vez que a presença desses metais foi detectada para estes reservatórios em vários estudos (Eysink, 1995; Moura, et al. 2003, 2004).

AGRADECIMENTOS

À FAPESP (Processos nº 00/04015-2; nº 00/14460-3) pela concessão da Bolsa de estudos e recursos para o desenvolvimento dos trabalhos. Ao Instituto de Pesca/APTA e ao CENA/USP, pela permissão do uso das instalações para os trabalhos de laboratório e logística para a realização dos trabalhos de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WPCF 1998, Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. N.Y., 1193p.
- Azevedo, F.A. 2003, Toxicologia do mercúrio. São Carlos, SP *Rima*, 292p.
- Beyruth, Z., Sant'anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Bitencourt, M.C.C. & Pereira, H.A.S.L. 1992. Toxic algae in freshwaters of São Paulo State, Brazil. In: Algae and environment: a general approach in Brazil (Marino, M.C. *et al.* ed.). São Paulo, Sociedade Brasileira de Ficologia. p.53 a 63.
- Branco, S. M. 1961, Biologia das represas do Alto Cotia. Rev. DAEE, 22:45-46.
- Branco, S. M. 1964, Sobre a utilização de microrganismos flagelados como indicadores de poluição. Tese - Livre Docência, Faculdade de Saúde Pública da USP. 118p.
- Branco, S. M. 1966, Estudos das condições sanitárias da Represa Billings. Arquivos da Faculdade de Higiene e Saúde Publica da USP, 20 (1): p. 57-86.

- Caleffi, S. 2000, Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapiranga 1991/92. Aspectos ecológicos e qualidade ambiental. São Paulo. Tese. Faculdade de Saúde Pública da USP, 164p.
- CETESB, 1985, Avaliação do níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê. São Paulo. CETESB. 115 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n 20 de 18 de junho de 1986; classifica segundo seus usos preponderantes as águas do Território Nacional em águas doces, salobras e salinas em 9 classes. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília*. Seção 1, pt. 2. 30 de julho de 1986.
- Eysink, G.G.J. 1995, Subsídios para o manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Dissertação. USP. São Paulo. 177p.
- Forstner, U. 1990, Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. p. 61-162. *In: Baudo, R., Giesy, J.P. and Muntau, H. (Ed.) Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants*. 405 p. CRC Press.
- Gaeta, S.A. 1987, Efeitos do mercúrio (HgCl₂) sobre o crescimento e fotossíntese de *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. Tese. Instituto Oceanográfico. USP. São Paulo. 234p.
- Gil-Gil, F. 2004, Fracionamento da produção primária em dois sistemas com diferentes níveis tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Tese. Instituto de Biociências. USP. São Paulo. 175p.
- Gonçalves, A., Lombardi, J.V., Ranzani-Paiva, M.J.T., Dias, D.C., França, F.M., Teixeira, P.C., Ferreira, C.M., Nardo, J.C., Siqueira, S.R. & Seriani, R. 2003a, Acute toxicity of sodium selenite (Na₂SeO₃) to tilápia (*Oreochromis sp.*). World Aquaculture 2003. Bahia Convention Center – Salvador, Brasil.
- Gonçalves, A., Ranzani-Paiva, M.J.T. & Lombardi, J.V. 2003b, Toxicidade aguda e crônica do selenito e selenato de sódio para *Oreochromis niloticus*. Avaliação hematológica e histopatológica. VI Reunião CAUNESP, I Encontro Pós-Graduandos CAUNESP. Jaboticabal, SP, Brasil.

- Kleppel, G. S.; Ingram, R. and Samuels, W.B. 1980, Factors controlling phytoplankton primary productivity in Byram Lake, Mt. Kisco, N.Y., Summer 1977. Hydrobiologia, v.70, p. 95-101.
- Lampert, W. & Sommer, U. 1997, Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press. 382p.
- Moura, M.A.M., MEIRELES, B.; MORATO, D. F.; BARBIERI, G. & FERREIRA, J.R. 2003, Mercúrio e Selênio Totais em traíras (*Hoplias malabaricus*), capturadas nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo. Anais de Trabalhos Completos: VI Congresso de Ecologia do Brasil. Fortaleza/CE.
- Moura, M.A.M., ROSA, D.S., MORATO, D.F., VIEIRA, M.S., BARBIERI, G. & FERREIRA, J.R. 2004, Mercury and selenium in traíra (*Hoplias malabaricus*) from medium Tiete river, São Paulo, Brasil. In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 4 p., 161.pdf.
- Mozeto, A. A. 2001, Crítérios de qualidade de sedimentos (CQS) para metais pesados: fundamentos teóricos e técnicos para implementação. Anexo do relatório de bolsa de pós-doutorado outorgada ao autor pela FAPESP, de visita técnico-científica realizada à U.S. EPA-MED, Duluth, MN, EUA, no período de agosto/2000 a janeiro/2001. 86p.
- Pinheiro, C.H.R. 2001, Análise de diferentes fatores na disposição de metais pesados em sedimentos lacustres no Parque Ecológico do Tietê. Dissertação. Instituto de Geociências. USP. 134 p.
- Prochinow, M.C.R. 1990, Análise ambiental da sub-bacia do Rio Piracicaba: Subsídio ao seu planejamento e manejo. Tese, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP, Rio Claro, 330p.
- Schafer, A. 1985, *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 532p.
- Tundisi, J.G. 1988, Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: Tundisi, J.G. Limnologia e manejo de represas. São Paulo. *EESC-USP. ACIESP*. V.I, Tomo 1. p. 1-75.

- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi; T., Calijuri, M.C. and Novo, E.M.L.. 1991, Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River. São Paulo State. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: p. 1489-96.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi; T. and Calijuri, M.C. 1993, Limnology and management of reservoirs in Brazil, *In*: Straskraba, M.; Tundisi, J.G. and Duncan, A. (Eds) Limnology and water quality management. Dordrecht, Kluwer Academic, p. 25-55.
- Vieira, M.S. 1996. Avaliação limnológica do reservatório de Ibitinga (Rio Tietê Médio inferior –SP) e sua interação com a bacia hidrográfica, com base em parâmetros físicos e químicos do sedimento e da água. Dissertação. Instituto de Biociências, USP. São Paulo. 180p.
- Vieira, M.S., Ferreira, J.R., Castro, P.M.G. & Rocha, A.A. 2002, Aspectos da química da água e do sedimento do reservatório de Ibitinga (São Paulo – Brasil – 21°45'S e 48°50"W). Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 28(1): 77-91.
- WHO. World Health Organization, 1976, Mercury. Environmental Health Criteria 1. Geneva 131p.

LEGENDA das FIGURAS e TABELAS

- Figura I.** Curvas de isovalores calculadas para o pH da água nos períodos de seca (A e C) e chuva (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura II.** Curvas de isovalores calculadas para a temperatura da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura III.** Curvas de isovalores calculadas para a condutividade da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura IV.** Curvas de isovalores calculadas para os sólidos totais dissolvidos (TDS) da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura V.** Curvas de isovalores calculadas para a turbidez da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura VI.** Curvas de isovalores calculadas para o oxigênio dissolvido (O.D.) da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura VII.** Curvas de isovalores calculadas para o potencial redox (Eh) da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP.
- Figura VIII.** Variação dos sólidos totais em suspensão (STS), nos pontos amostrados na represa de Barra Bonita (BB1, BB2, BB3 e BB4) e Bariri (Bi1, Bi2, Bi3 e Bi4). **A:** meses de chuva (abr/02 e mar/03) e **B:** meses de seca (jul/02 e jul/03).
- Tabela I.** Localização dos pontos de coleta de água nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, São Paulo.

FIGURAS E TABELAS

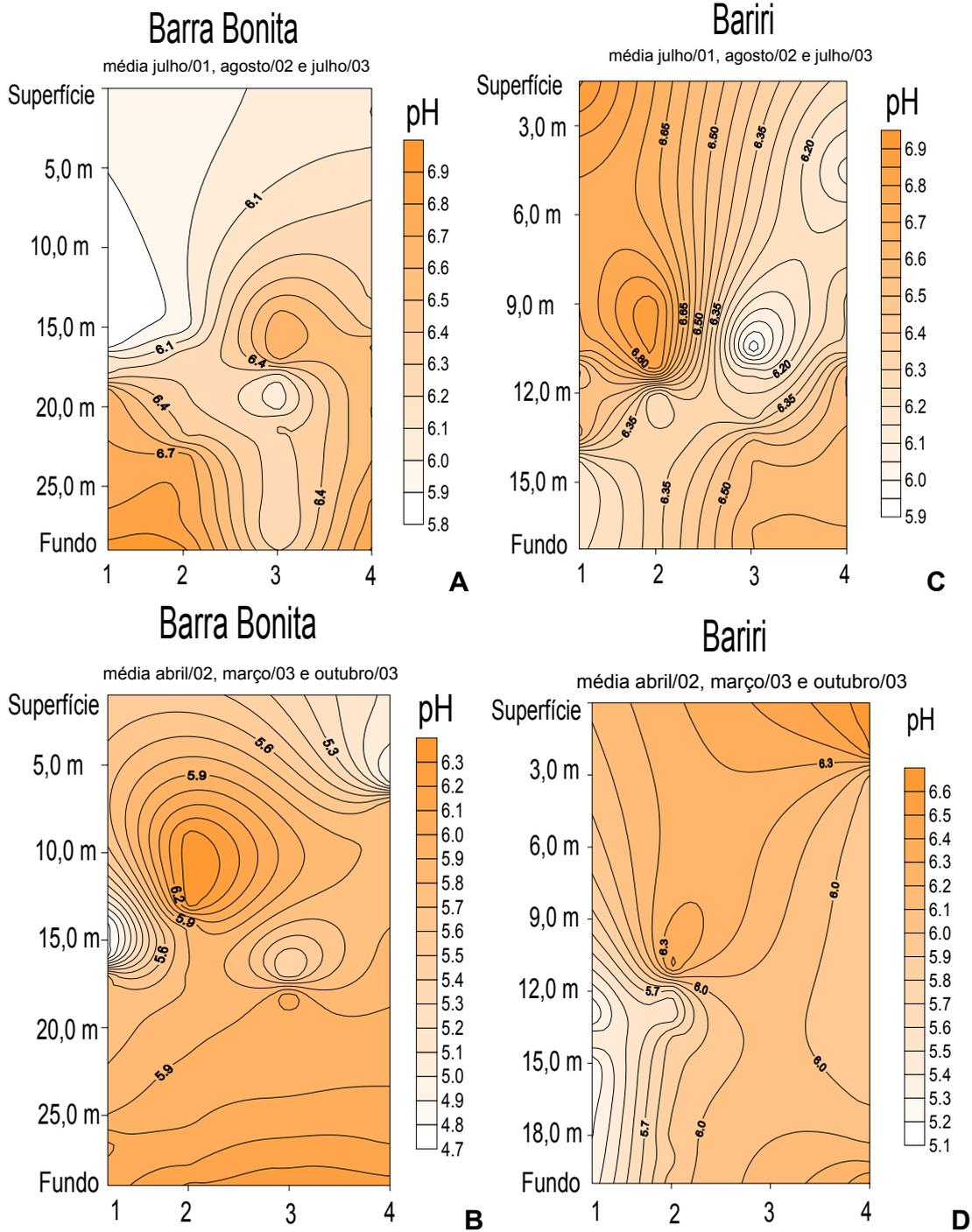


Figura I. Curvas de isovalores calculadas para o pH da água nos períodos de seca (A e C) e chuva (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva correspondem aos pontos de coleta.

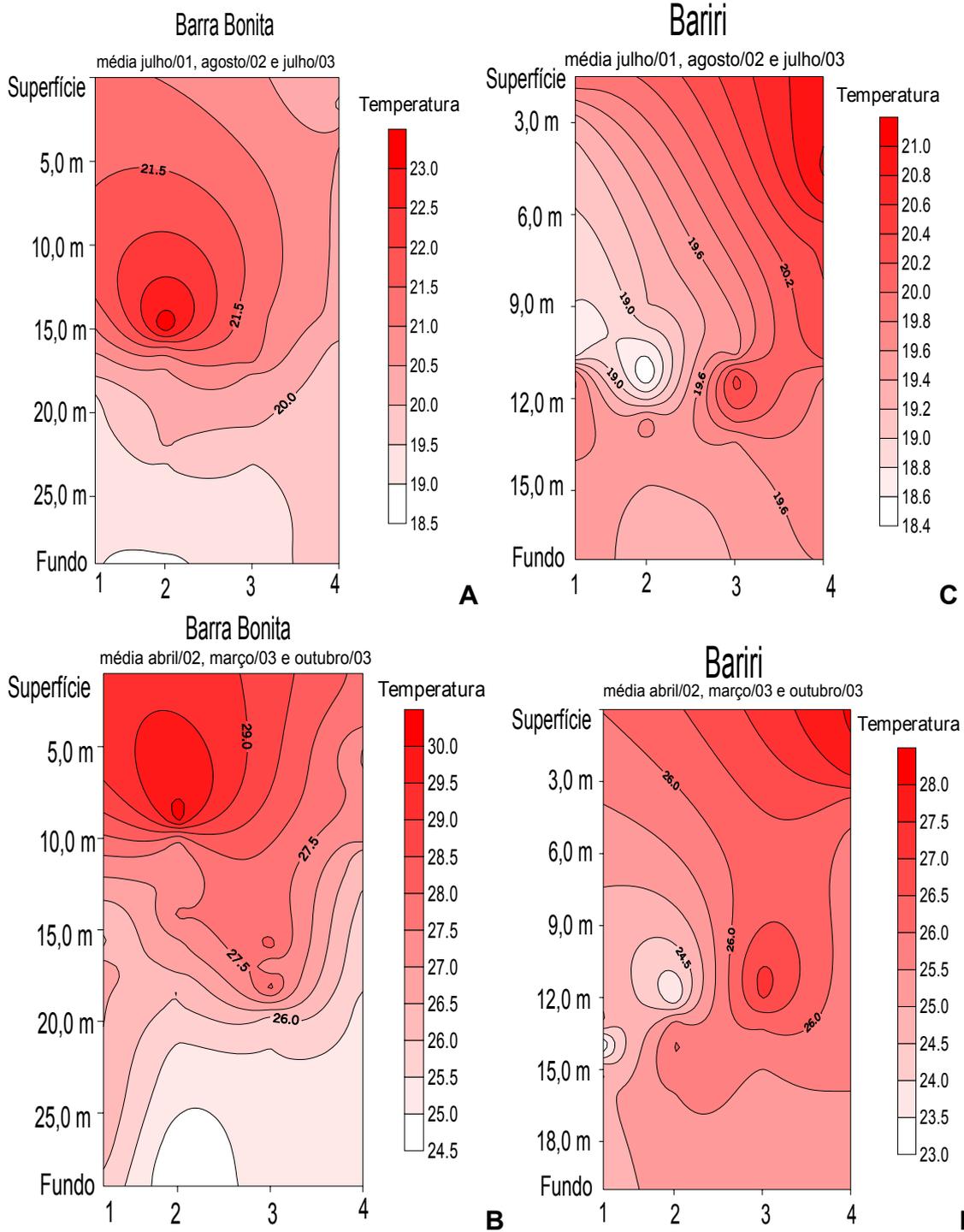


Figura II. Curvas de isovalores calculadas para a temperatura da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva correspondem aos pontos de coleta.

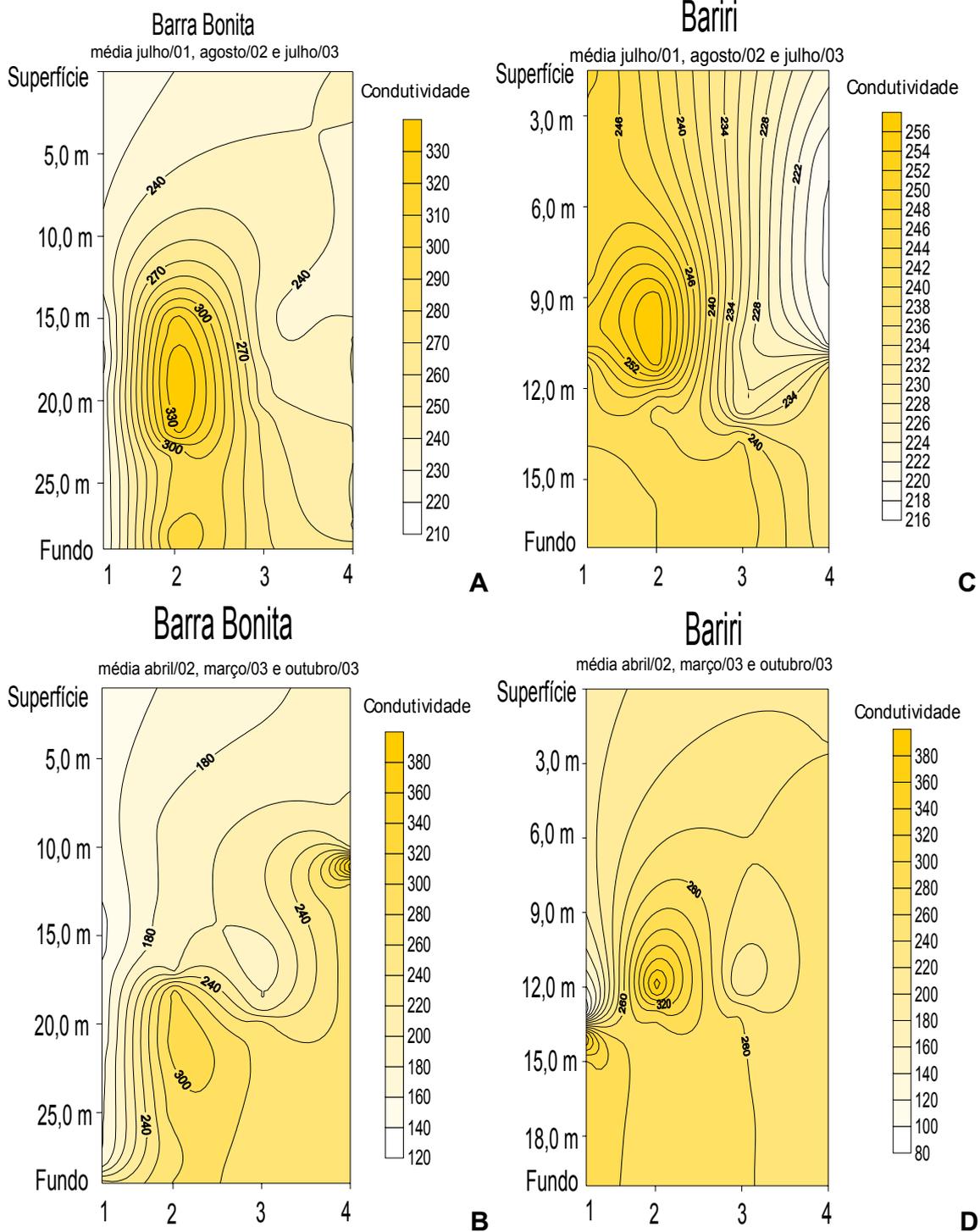


Figura III. Curvas de isovalores calculadas para a condutividade da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva correspondem aos pontos de coleta.

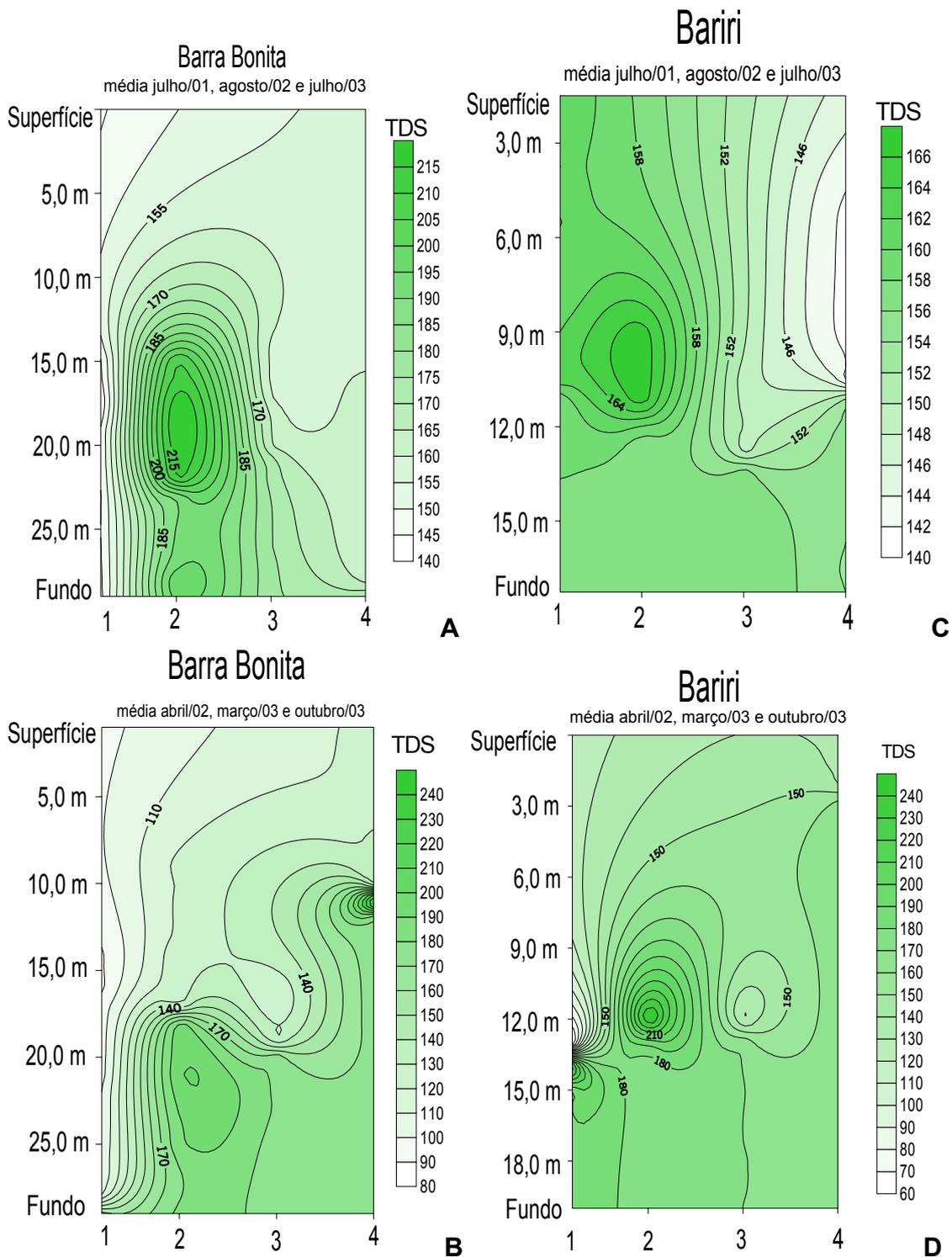


Figura IV. Curvas de isovalores calculadas para os sólidos totais dissolvidos (TDS) da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva correspondem aos pontos de coleta.

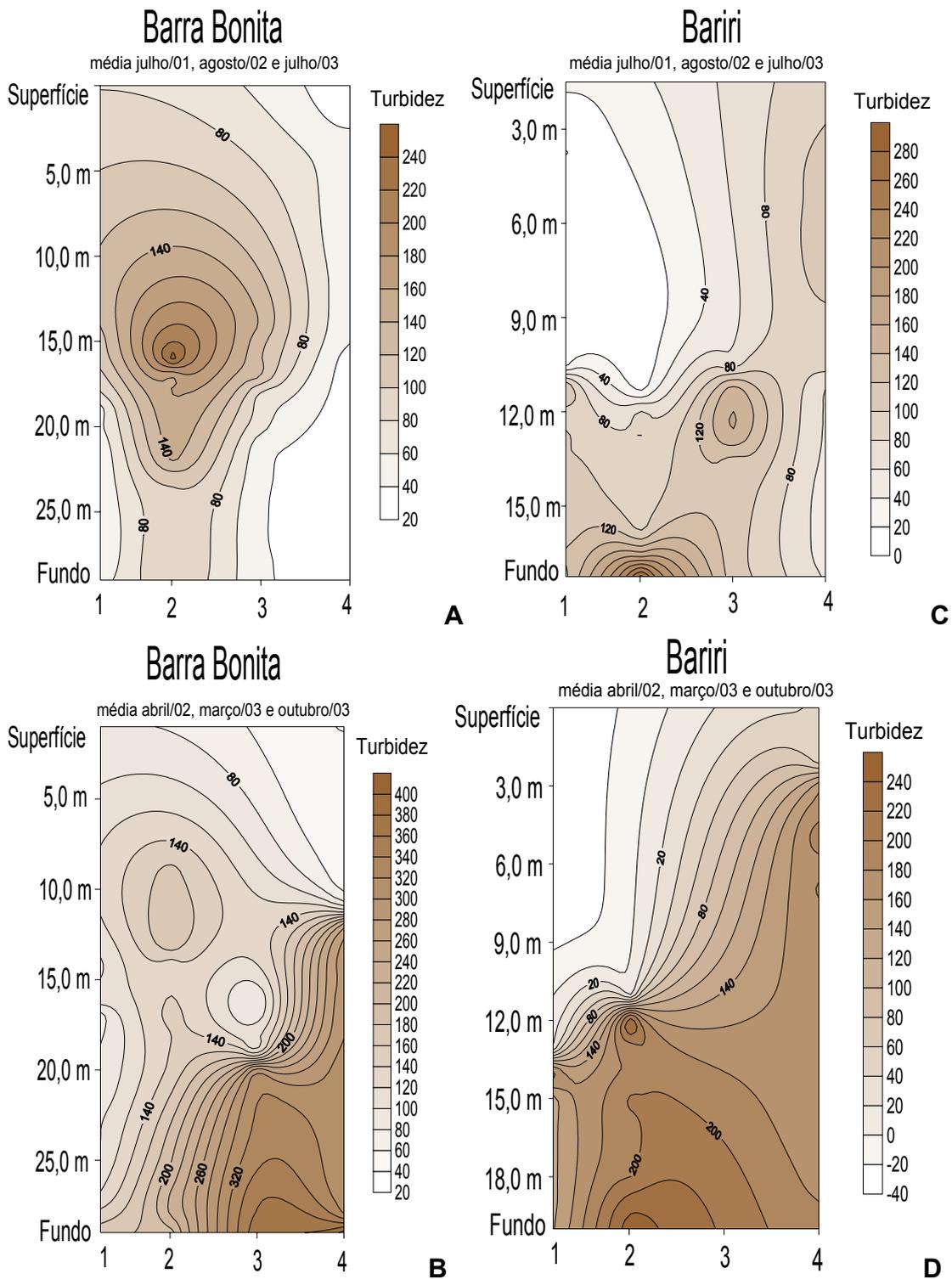


Figura V. Curvas de isovalores calculadas para a turbidez da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva correspondem aos pontos de coleta.

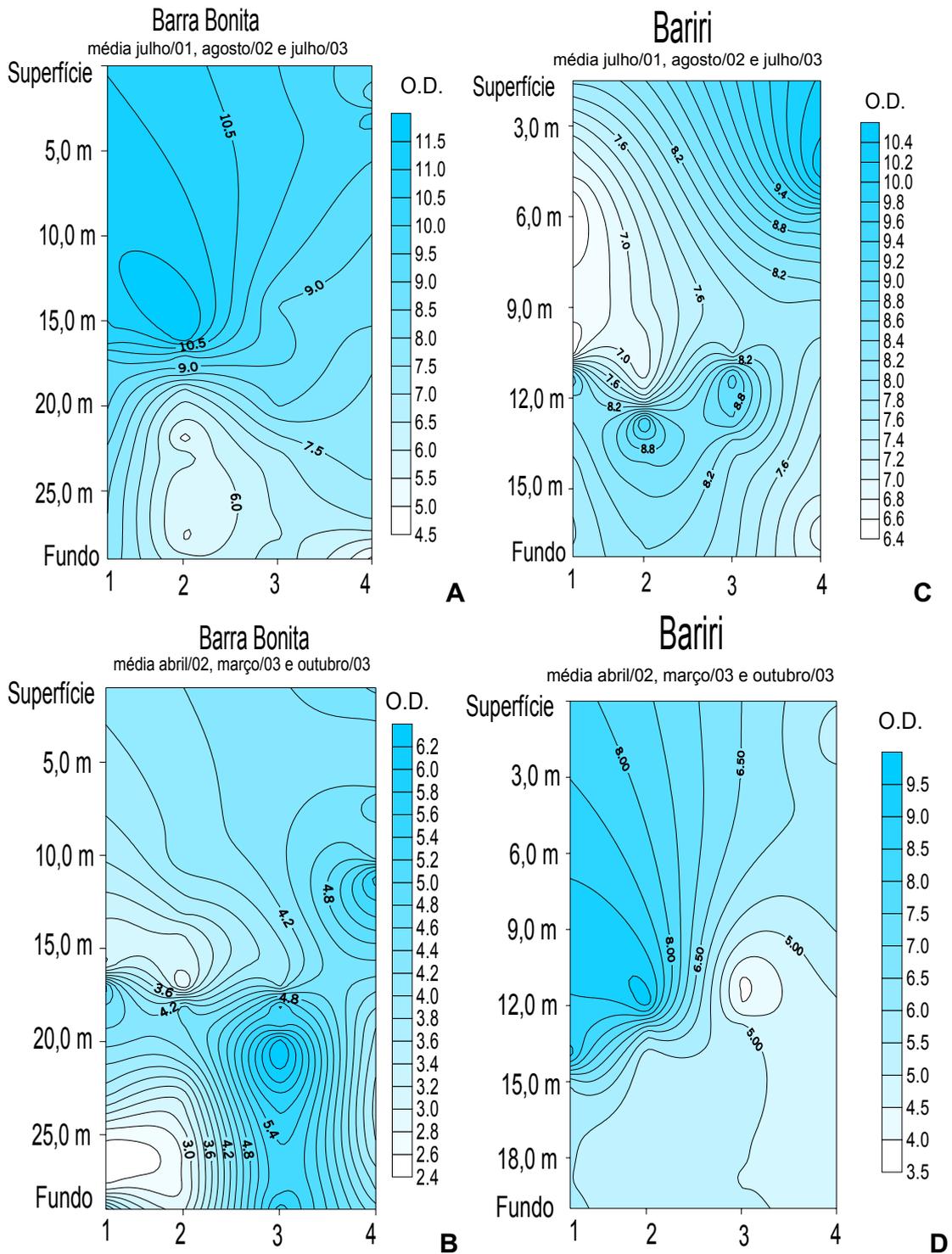


Figura VI. Curvas de isovalores calculadas para o oxigênio dissolvido (O.D.) da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva, correspondem aos pontos de coleta.

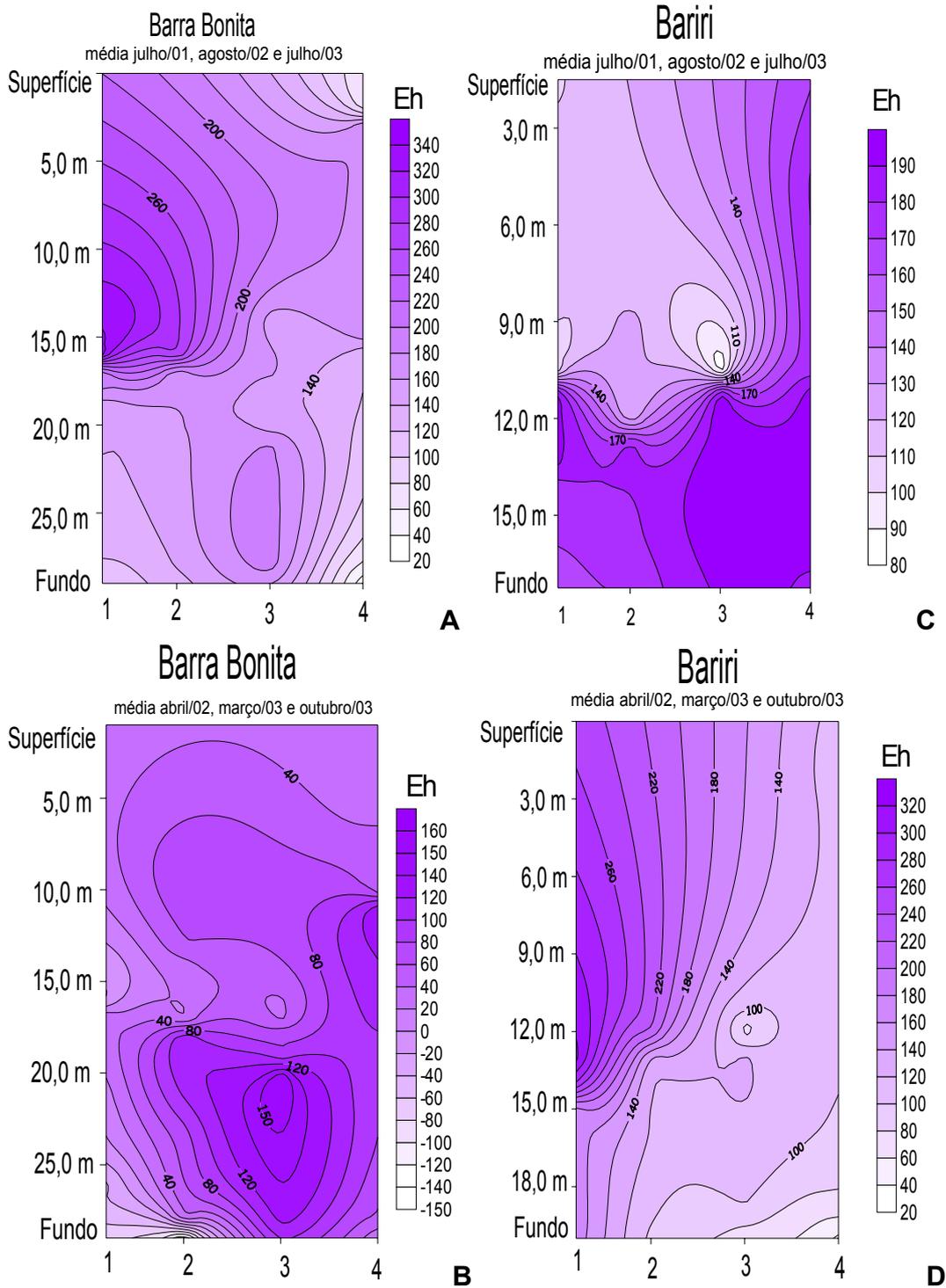
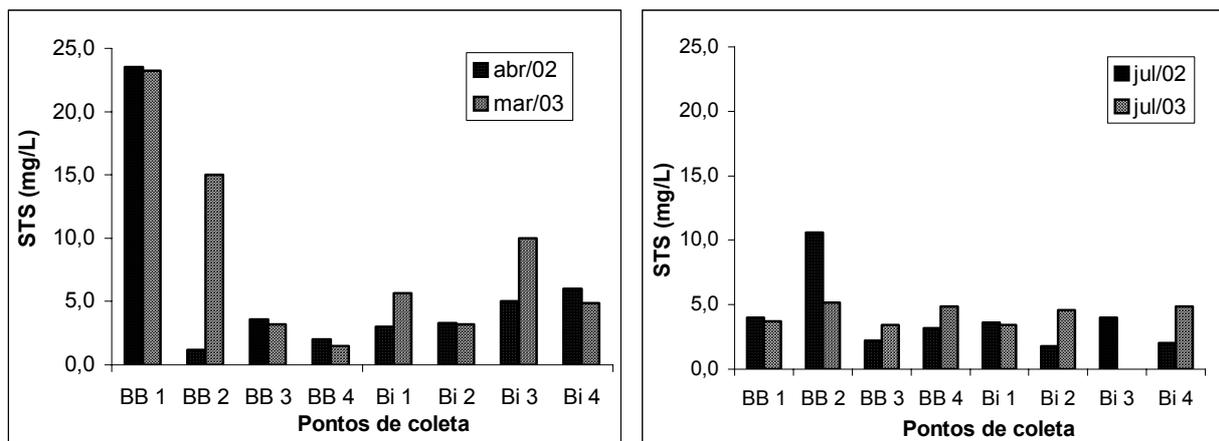


Figura VII. Curvas de isovalores calculadas para o potencial redox (Eh) da água nos períodos de seca (A e C) e cheia (B e D), nas represas de Barra Bonita e Bariri, médio Tietê, SP. Os valores de 1 a 4, localizados na base de cada curva correspondem aos pontos de coleta.



A

B

Figura VIII. Variação dos sólidos totais em suspensão (STS), nos pontos amostrados na represa de Barra Bonita (BB) e Bariri (Bi). **A:** meses de chuva (abr/02 e mar/03) e **B:** meses de seca (jul/02 e jul/03). Os valores de 1 a 4, localizados junto às siglas BB e Bi, correspondem aos pontos de coleta.

Tabela I. Localização dos pontos de coleta de água nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, São Paulo.

Represa	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Barra Bonita	22°36'43.7"S	22°38'09.1"S	22°34'07.9"S	22°31'41.3"S
	48°12'33.8"WO	48°21'11.5"WO	48°24'17.8"WO	48°31'26.2"WO
distância entre pontos	1 - 2 = 15,0km	2 - 3 = 9,16km	3 - 4 = 13,0km	1 - 4 = 34,5km
Bariri	22°25'29.1"S	22°24'24.3"S	22°20'12.6"S	22°10'22.6"S
	48°39'34.4"WO	48°40'18.5"WO	48°43'04.8"WO	48°43'27.0"WO
distância entre pontos	1 - 2 = 2,4km	2-3 = 9,12km	3 - 4 = 18,3km	1-4 = 28,2km

Capítulo 4

Mercúrio e Selênio no sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo

¹M. A. M. Moura¹, M.S. Vieira², G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}. Mercury and selenium in sediments of Barra Bonita and Bariri reservoirs, Medium Tiete river, São Paulo, Brazil. *Rev. Bras. Biol.* (em preparação).

**Mercúrio e Selênio no sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri,
Médio Tietê, São Paulo.**

M. A. M. Moura¹, M.S. Vieira², G. Barbieri² e J. R. Ferreira^{2,3}.

¹ PPG-ERN (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), UFSCar, Rodovia Washington Luiz Km 235, São Carlos, SP, Brazil, CEP 13565-905, Caixa Postal 676 (mammello@yahoo.com.br);

² Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos - Instituto de Pesca/APTA. Av. Francisco Matarazzo, 455, São Paulo, SP, Brazil. CEP 05001-900;

³ Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP – Laboratório de Ecotoxicologia. Av. Centenário, 303, Piracicaba, SP, Brazil, CEP 13400-961.

Número de figuras: 02 (duas)

PALAVRAS-CHAVE: sedimento, mercúrio, selênio, contaminação.

KEY WORDS: sediment, mercury, selenium, contamination.

Título abreviado: Hg e Se no sedimento de Barra Bonita e Bariri.

Rodapé: autor correspondente M. A. M. Moura.

ABSTRACT

In Barra Bonita (S22°36'43.7"/WO48°12'33.8") and Bariri (S22°10'22.6"/WO48°43'27.0"), in the medium river Tietê, Brazil, it was already identified the presence of total mercury (THg) above the established limits (1.0 mg/g) for WHO and for U.S. EPA. In this work the variation of Hg concentration was evaluated in the sediment of these two dams, sampling four different points in each one of them. The samples were analysed in agreement with granulometry, pH, carbon/nitrogen relationship, redox potential of the water-sediment boundary, and Hg and Se concentrations. Samples were acid digested and the quantification was made by AFS. The granulometry of the sediment influenced on the metals concentration, and the largest values of Hg and Se were observed in clay fraction of sediment. In the rains period, environment were more reducing, with smaller pH values and Eh. The largest contribution of organic matter in the waters reduces the dissolved oxygen concentration. These two facts allied supported metals precipitation, so they are found in larger concentration in the sediment. In the drought period, when the conditions are more reductants, with high pH and Eh, the increase of the oxygen in the water promotes an oxidative environment, being observed low metals concentrations in the sediment. Although, only in some points of the two dams Hg has state above the allowed limit, the fact should be analyzed with caution, once the sediment is accumulative and potential source of pollutants.

RESUMO

Mercúrio e Selênio no sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, São Paulo.

Nos reservatórios de Barra Bonita (S22°36'43.7"/WO48°12'33.8") e Bariri (S22°10'22.6"/WO48°43'27.0"), no médio rio Tietê, Brasil, já foi identificada a presença de mercúrio (Hg) acima dos limites estabelecidos (1,0 mg/g) pela OMS e pela U.S. EPA. Neste trabalho avaliou-se a variação da concentração de Hg no sedimento destas duas represas, amostrando-se quatro pontos em cada uma delas. As amostras foram avaliadas quanto à granulometria, pH, relação carbono/nitrogênio, potencial redox da interface água/sedimento, e teores de Hg e Se. Para determinação dos metais foi utilizada digestão ácida e a quantificação foi feita por AFS. A granulometria do sedimento influenciou na concentração dos metais, sendo que os maiores valores de Hg e Se foram observados em sedimento argiloso. No período de chuvas o ambiente é mais redutor, com menores valores de pH e Eh. O maior aporte de matéria orgânica nas águas diminui a concentração de oxigênio dissolvido. Estes dois fatos aliados favorecem a precipitação dos metais, que são encontrados em maior concentração no sedimento. No período de seca, quando as condições são mais redutoras, com alto pH e Eh, o aumento do oxigênio na água promove um ambiente oxidante, observando-se baixas concentrações de metais no sedimento. Ainda que, somente em alguns pontos das duas represas o Hg tenha estado acima do limite permitido, o fato deve ser analisado com cautela, uma vez que o sedimento é acumulador e fonte potencial de contaminantes.

INTRODUÇÃO

Um dos compartimentos mais importantes dos ecossistemas aquáticos é o sedimento, que pode ser considerado como o resultado da integração de todos os processos que nele ocorrem, tais como a decomposição de restos animais e vegetais, e processos físicos e químicos que influenciam o metabolismo da biota (Esteves, 1998). O sedimento é acumulador e um recurso potencial de contaminantes para os sistemas aquáticos, afetando largamente a qualidade da água. Assim sendo, têm merecido atenção desde a década de 1960, quando foram realizados os primeiros estudos sobre compostos químicos inorgânicos neste compartimento (Sayre *et al.*, 1963; Groot, 1966).

Na década de 1970, com o catastrófico evento dos metais pesados (cádmio e mercúrio) no Japão, a ação de contaminantes metálicos sobre o sedimento tem recebido a atenção do público em geral (Forstner, 1990). Metais traço ou metais pesados são definidos como metais com uma densidade maior do que 5g/cm³. Geralmente, sendo encontrados em pequenas quantidades no sedimento (<0,1%) (Pinheiro, 2001).

O intemperismo, a mineração, os processos industriais, a lixiviação de metais à partir de resíduos de esgotos, excrementos humano e animal, podem ser consideradas as principais vias de entrada dessas espécies químicas nos ecossistemas terrestre, aquático e atmosférico. O grande interesse pelos metais pesados, deriva principalmente do fato de que esses elementos são introduzidos pelo homem na biosfera, em grandes quantidades (Forstner, 1990).

Em ambientes aquáticos, a presença desses elementos químicos é função de processos de transporte. Outro importante fato a ser considerado na

biogeoquímica desses elementos, é a especiação química, que determina tanto a sua toxicidade quanto também a adsorvidade destes aos sedimentos (Novotny, 1995).

Alguns metais traço são essenciais à vida. Contudo, um pequeno acréscimo na concentração dos mesmos, pode culminar em alterações e malformações em seres vivos. Seus efeitos cumulativos na cadeia trófica e sua toxicidade, também fizeram com que os metais traço se tornassem objeto de estudo em ambientes aquáticos (Eysink, 1995).

A represa de Barra Bonita, a primeira de uma série construída no Médio rio Tietê, São Paulo, apresenta intensa pressão de ocupação. Grande parte da carga poluidora recebida pelo Alto rio Tietê, ao atravessar a cidade de São Paulo e outros grandes municípios, chega ao Médio rio Tietê, onde é somada àquela presente no rio Piracicaba, o principal afluente desta represa. A bacia do rio Piracicaba é densamente ocupada, tendo como municípios formadores Piracicaba, Limeira, Americana, Rio Claro e parte de Campinas, com populações urbana elevadas e desenvolvidas econômica e industrialmente (IBGE, 1981; Vieira, 1996). Além disso, Barra Bonita é a principal responsável pelo controle de vazão das represas à jusante, como por exemplo, Bariri, Ibitinga e Promissão.

A represa de Bariri tem como principal afluente o Rio Jaú, possuindo, ainda, alguns pequenos afluentes que deságuam diretamente neste local. Os maiores municípios adjacentes à represa de Bariri são Jaú, Dois Córregos, Bariri, Mineiros do Tietê, Itapui e Bauru (IBGE, 1981, Vieira, 1996).

Na região do Médio Tietê, ainda que as cidades sejam servidas por redes de esgoto sanitário, não dispõem de sistemas de tratamento deste, que é lançado

"in natura" nos rios da bacia e em seus afluentes. No entanto, a baixa densidade demográfica, aliada à capacidade de depuração dos rios, minimiza o impacto dos efluentes domésticos, industriais e pecuário, que afluem para as represas (Mattos, 1968; Maier, 1987; Sé, 1992; Teixeira, 1993).

Trabalhos realizados na represa de Barra Bonita já identificaram a presença de Hg total, acima do limite permitido pela legislação brasileira (1,0 mg/kg) (CETESB, 1985; Eysink, 1995). No presente estudo, foram avaliadas as concentrações de mercúrio e selênio totais nos sedimentos das represas de Barra Bonita e Bariri, Médio Tietê, SP, com a finalidade de evidenciar os fatores determinantes da disponibilidade destes elementos para a biota aquática.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para verificar as variações espaciais e temporais da presença de Hg no sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri, foram realizadas cinco amostragens no período de março de 2002 a março de 2004, no período de chuva e de seca, em quatro pontos distribuídos em cada reservatório (Tabela I). Em Barra Bonita os pontos foram distribuídos desde a desembocadura do Rio Piracicaba até próximo à barragem de Barra Bonita. Em Bariri, por sua vez, desde a jusante da barragem de Barra Bonita até à montante da barragem de Bariri. Tentou-se fazer uma distribuição equidistante dos quatro pontos amostrais em cada represa, porém, esta distribuição nem sempre obedeceu ao critério estabelecido, pois muitas vezes não foi possível coletar o sedimento, que é

constantemente dragado por empresas que fazem extração de argila nas duas represas, tornando o fundo das mesmas, extremamente compactado. Assim, foi necessário estabelecer novo local em que fosse possível coletar as amostras.

Tabela I.

O sedimento foi coletado com draga de Ekman, acondicionado em potes de polietileno e preservado sob refrigeração, a 4^oC. As amostras foram analisadas quanto aos teores de Hg e Se total, pH, granulometria, Carbono Total e Nitrogênio total e relação C/N, a fim de se determinar qual variável, ou grupo de variáveis mostravam-se mais correlacionada com Hg.

A composição granulométrica foi determinada no Laboratório de Solos do IAC (Instituto Agrônomo de Campinas). Os dados obtidos foram classificados segundo critério de Wentworth (1922) e Shepard (1954). Os teores de carbono orgânico total (COT) no sedimento foram determinados através do método da combustão, via seca, com analisador de carbono "Carmograph - 12A Wosthoff". Os resultados foram expressos em porcentagem de carbono orgânico total. Já o nitrogênio total foi determinado segundo o método de Kjeldahl, e os resultados também expressos em porcentagem.

Os teores totais de Hg e Se foram determinados por meio de digestão ácida, seguindo a metodologia proposta por Agemiam e Chau, (1975). Os valores de Eh (potencial redox) foram medidos, no momento da coleta, na interface água/sedimento, através do analisador Horiba, modelo U-22 (Sistema de Monitoramento de Multiparâmetros de Qualidade de Água), munido de cabo com 30,0 m de extensão.

Para a determinação do pH do sedimento foi utilizado o método empírico, onde foram pesadas, em balança analítica digital, 2 gramas de sedimento. Estes foram colocados em frascos de vidro de 100 mL com boca larga e tampa, acrescentando-se 10,0 mL de água Milli-Q, previamente aerada por 24 horas. A suspensão foi agitada em mesa agitadora por uma hora, ficando, a seguir, em repouso até que toda a suspensão decantasse. As leituras do pH foram conduzidas em um pHmetro Micronal, B-374.

RESULTADOS

Nas Figuras I e II são apresentados os resultados de granulometria do sedimento de Barra Bonita e Bariri, respectivamente. O sedimento de Barra Bonita apresentou-se argilo-siltoso nos pontos 1 e 2, passando a areno-silte-argiloso nos pontos 3 e 4. Em Bariri, o sedimento apresentou-se areno-silte-argiloso nos pontos 1 e 2 e nos demais pontos variou entre silto-argiloso (3) e argilo-siltoso (4).

Figura I.

Figura II.

Nos meses de chuva, o sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri, apresentou baixos valores de pH e Eh e elevadas concentrações de Hg e Se, com exceção apenas do ponto 3 de Barra Bonita. Já nos meses de seca ocorreu o inverso, ou seja, o sedimento apresentou altos valores de pH e Eh e baixas concentrações de Hg e Se (Tabelas II e III).

Tabela II.

Tabela III.

DISCUSSÃO

Dos muitos metais presentes na natureza, apenas cerca de uma dúzia deles está presente em ambientes aquáticos em quantidades que podem ser prejudiciais à biota e/ou à saúde humana. Nos ambientes aquáticos, os metais podem ser encontrados na forma iônica e tendem a formar óxidos e sulfetos que são muito difíceis de dissolver e tendem a estar ligados a complexos instáveis como partículas orgânicas e inorgânicas. Suas afinidades com o N e S contribuem para a formação de complexos com esses centros ligantes em compostos orgânicos (Nriagu & Pacina, 1988).

No sedimento lacustre, os metais são geralmente encontrados em pequenas quantidades (0,1%). No corpo aquático, os metais ocorrem como íons dissolvidos e complexos colóides ou sólidos em suspensão, que se constituem em sumidouros e agentes de transporte para estes metais (Larocque & Rasmussen, 1998; Malm, *et al.*, 2004).

Os metais não são degradáveis, a maior parte deles não se volatiliza à temperatura ambiente, não decaem por fotólise, seu destino em ambientes aquáticos é controlado por processos de transporte e especiação química, o que pode definir a toxicidade e adsorvibilidade dos mesmos no sedimento. Dentre os principais mecanismos de toxicidade de metais pesados, principalmente os bivalentes tais como o Hg, destacam-se o distúrbio dos sistemas enzimáticos. Devido a sua grande afinidade pelas proteínas das enzimas que possuem

nitrogênio e enxofre disponíveis em suas estruturas, os metais substituem outros elementos importantes no metabolismo celular, muitas vezes não apresentando nenhuma função biológica, como por exemplo, o que acontece com a substituição do ferro (Fe) pelo chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) na hemoglobina (Sundak, 1994).

Com relação à transferência trófica de metais, a existência de consideráveis variações no que diz respeito não somente ao contaminante, mas também à natureza da cadeia alimentar, demonstra que a transferência de contaminantes via dieta alimentar é multidimensional, não estando ainda bem definida. Os efeitos cumulativos dos metais pesados, envolvendo aspectos biológicos, justificam a importância dos estudos das dinâmicas que venham disponibilizá-los para a biota em ambientes lacustres (James & Kleinow, 1994).

A solubilidade dos metais pesados aumenta consideravelmente com a diminuição do pH, podendo causar a remobilização de metais das partículas de sedimento para a coluna d'água (Hakanson & Jansson, 1983). No presente estudo, o pH do sedimento de ambas as represas, apresentou uma tendência levemente ácida. Estudos realizados por Heit *et al.* (1989) e Moore (1990) evidenciaram que em pH mais baixo, pode ocorrer a formação metilmercúrio, forma mais bioacumulável do Hg, enquanto que em pH com tendência alcalina, favorece a formação do dimetilmercúrio, insolúvel e volátil, não sendo cumulativo na biota aquática. No entanto segundo Forstner (1990) e Malm, *et al.* (2004), a formação do metilmercúrio ocorre em pH ao redor de 3,0, fato este não registrado para as represas estudadas.

Nos meses de chuva, o sedimento das represas de Barra Bonita e Bariri, apresentou baixos valores de pH e Eh e elevadas concentrações de Hg e Se, com

exceção apenas do ponto 3 de Barra Bonita. Essa condição é altamente redutora, favorecendo a precipitação dos metais e conseqüente formação de sulfeto de mercúrio, muito insolúvel em água. Tal fato diminui a liberação do Hg para os demais compartimentos do ecossistema aquático.

Já nos meses de seca ocorreu o inverso. Foram observadas as maiores medianas de pH e Eh e as menores de Hg e Se. Esta condição é altamente oxidativa, favorecendo a formação de sulfato de Hg, muito solúvel em água, o que aumenta a liberação do metal e sua incorporação à água e à biota.

O potencial redox apresentou valores positivos no período de inverno. Provavelmente, as condições ótimas para a produtividade primária neste período possibilitaram o aumento da oxigenação da coluna d'água (Eysink, 1995). Como conseqüência, haveria um aumento das reações oxidantes e, portanto, um aumento do Eh. No verão, o Eh apresentou valores mais negativos. Nesta época, juntamente com o aumento do volume das águas, há uma elevação do aporte de matéria orgânica, o que leva à depleção dos níveis de oxigênio dissolvido, consumido no processo de decomposição deste material. Como conseqüência deste processo, o ambiente torna-se redutor (baixos valores de Eh).

Os pontos 1 e 2 em Barra Bonita e os pontos 3 e 4 de Bariri, apresentaram-se com porcentagens de argila e/ ou silte em maior proporção que as demais frações granulométricas. Principalmente a argila possui a propriedade de reter metais (Forstner, 1990), o que poderia explicar os teores de Hg e Se no sedimento e a ausência destes metais na água (Moura *et al.*, 2004 – Capítulo 3).

Neste experimento, observaram-se as maiores concentrações de Hg nos pontos argilosos, em ambas as represas, não importando a época de coleta.

Eysink (1995) atribui concentração do Hg no sedimento de Barra Bonita a fatores como mudança de regime hídrico e ao fato desta represa ser um ambiente lântico, o que favorece a sedimentação dos sólidos em suspensão. Segundo Baudo *et al.* (1990) Steineers (1990) e Khwaja *et al.* (2004), a maior quantidade de matéria orgânica no sedimento, pode alterar a concentração de Hg. O íon Hg^{2+} possui grande afinidade com a matéria orgânica, sendo essa uma importante via de entrada de mercúrio para a biota.

Esteves & Camargo (1982), baseados na relação carbono/nitrogênio, classificaram o sedimento dos reservatórios do médio rio Tietê como predominantemente mineral, com baixos teores de matéria orgânica. Vieira *et al.* (2002) verificaram que a represa de Ibitinga (médio Tietê) apresentou valores da relação C/N inferiores aos encontrados por estes autores. Embora Barra Bonita e Bariri tenham apresentado, em alguns meses, valores um pouco superiores de C/N no sedimento em relação aos valores encontrados por estes autores, ainda é possível afirmar que estes reservatórios possuem sedimentos pouco enriquecidos com matéria orgânica. Ainda assim, não foi possível verificar qualquer relação entre as concentrações de Hg e Se com a variação de C/N no sedimento destas represas.

Eysink (1995) afirma que, com relação ao Hg, o sedimento de Barra Bonita pode ser classificado como não poluído. No presente estudo considerou-se que as concentrações de Hg no sedimento, em alguns pontos dos dois reservatórios, estiveram acima do limite permitido, porém as condições físicas e químicas do sedimento não favorecem a liberação de nenhuma forma de Hg para a água e conseqüentemente para a cadeia trófica.

AGRADECIMENTOS

A FAPESP (Processos nº 00/04015-2; nº 00/14460-3) pela concessão da bolsa de estudos e recursos para o desenvolvimento dos trabalhos. Ao Instituto de Pesca/APTA, pela permissão do uso das instalações para os trabalhos de laboratório e logística para a realização dos trabalhos de campo.

REFERÊNCIAS

- Agemiam, A. & Chau, A.S.Y. 1975 An atomic absorption method for the determination of 20 elements in lake sediments after acid digestion. Analytica Chimica Acta. 80, p. 61-66.
- Baudo, R., Giesy, J.P. and Muntau, H. 1990, Sediments: chemistry and toxicity of in place pollutants. Boca raton: Lewis Publishers, 405p.
- CETESB, 1985, Avaliação do níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê. São Paulo. CETESB. 115 p.
- Esteves, F.A. 1998, Fundamentos de Limnologia. São Carlos, Interciências/FINEP, 575p.
- Esteves, F.A. e Camargo, A.F.M. 1982, Caracterização de 17 represas do Estado de São Paulo, com base no teor de feopigmentos, carbono e nitrogênio orgânico. Ciência e Cultura, 34 (5): 669-74.
- Eysink, G.G.J. 1995, Subsídios para o manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Dissertação. USP. São Paulo. 177p.

- Forstner, U. 1990, Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. p. 61-162. *In*: Baudo, R., Giesy, J.P. & Muntau, H. (Ed.) Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. 405 p. CRC Press.
- Groot, A. J. 1966, Mobility of trace metals in deltas. *In*: G.V. Jacks (Ed.) Meeting Int.Comn. Soil Sciences, Aberdee, Trans. Comm. II & IV: 267-97.
- Hakanson, L. & Jansson, M. 1983, Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag. Germany. 316p.
- Heit, M., Schofield, C., Driscoll, C. & Hadgkiss, S.S. 1989, Trace elements concentrations in fish from three Adirondack lakes with different pH values. Water, air and soil pollution. v.44(1/2), p. 9-30.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) 1981, Carta geográfica do Brasil. Escala 1:250.000. Folhas de Araraquara, Campinas e Bauru, São Paulo.
- James, M.O. & Kleinow, K.M. 1994, Trophic transfer of chemicals in the aquatic environment. *In*: Aquatic Toxicology. CRC Press Inc. p. 1-35.
- Khwaja, A.R., Brezonik, P., Bloom, P. & Lin, C.M. 2004, Binding sites and conditional complexation constants of natural organic matter with Hg and CH₃Hg⁺. *In*: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p., 210 pdf.
- Larocque, A.C.L. & Rasmussen, P.E. 1998, An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. Environmental Geology, 33(2/3), p. 85-91.
- Maier, M.H. 1987, Ecologia do rio Jacaré Pepira (47°55–8°55W e 22°30–21°55S, Brasil): Qualidade da água do rio principal. Ciência e Cultura, 39(2): 164-85.
- Mailman, M. & Bodaly, D. 2004, Is selenium depressed in new reservoirs and does it affect methyl mercury cycling? *In*: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 1 p. 272.pdf.
- Malm, O., Palermo, E.F.A., Santos, H.S.B., Rebelo, M.F., Kehrig, H.A., Oliveira, R.B., Meire, R.O., Pinto, F.N., Moreira, L.P., Guimarães, J.R.D., Torres, J.P.M. & Pfeiffer, W.C. 2004, Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir,

- Amazon, Brasil: 20 years after fulfillment. *In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia. 5 p. 672pdf.
- Mattos, E. 1968, Levantamento físico-químico das água do Rio Jacaré Guaçú – SP. Dissertação de Mestrado, USP – São Carlos, SP. 101p.
- Moore, J.W. 1990, Inorganic contaminants of surface water: research and monitoring priorities. Springer-Verlag. 360p.
- Novotny, V. 1995, Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. *In: W. SALOMONS, U. FORSTNER and P. MADER (eds). Heavy metals: problems and solutions*. Springer-Verlag. Germany. p.33-52.
- Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. 1988, Quantitative assessment of world wide contamination of the air, water and soils by trace-metals. *Nature* 333, p. 134-9.
- Pinheiro, C.H.R. 2001, Análise de diferentes fatores na disposição de metais pesados em sedimentos lacustres no Parque Ecológico do Tietê. Dissertação. Instituto de Geociências. USP. 134 p.
- Sayre, W. W., Guy H. P. & Chamberlain, A. R. 1963, Uptake and transport of radionuclides by stream sediments. U.S. Geol. Serv. Prof. Paper 433-A: 23p.
- Sé, J.A.S. 1992, O rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica, como integrantes de sistemas ecológicos. Um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambiental à longo prazo. Dissertação. DHS, Escola de Engenharia/USP, São Carlos. 305p.
- Shepard, F.P. 1954, Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology*. 24(3) p. 151-8.
- Steineers, E. 1990, Mercury. *In: Alloway, B.J. Heavy metals in soils*. London: Blackie and Sons, p. 222-36.
- Sundak, W.G. 1994, Trace metal/phytoplankton interactions in the sea. *In: Bidoglio, G. and Stumm, W. (Eds.) Chemistry of aquatic systems: local and global perspectives*. P. 213-47.

- Teixeira, D. 1993, Característica dos sistemas lógicos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na Bacia do Ribeirão do Feijão (São Carlos/SP). Dissertação. DHS, Escola de Engenharia/USP, São Carlos. 121p.
- Vieira, M.S. 1996, Avaliação limnológica do reservatório de Ibitinga (Rio Tietê Médio inferior –SP) e sua interação com a bacia hidrográfica, com base em parâmetros físicos e químicos do sedimento e da água. Dissertação. Instituto de Biociências, USP. São Paulo. 180p.
- Vieira, M.S., Ferreira, J.R., Castro, P.M.G. & Rocha, A.A. 2002, Aspectos da química da água e do sedimento do reservatório de Ibitinga (São Paulo – Brasil – 21°45'S e 48°50"W). Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 28(1): 77-91.
- Wentworth, C.K. 1922, A scale of grade and class terms for classic sediments. Journal sediment. Petrol. 30: p. 377-92.

LEGENDA DAS TABELAS E FIGURAS

Figura I. Proporção entre as frações granulométricas do sedimento da represa de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP.

Figura II. Proporção entre as frações granulométricas do sedimento da represa de Bariri, Médio rio Tietê, SP.

Tabela I. Localização dos pontos de coleta de sedimento nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, São Paulo.

Tabela II – Valores da relação C/N, pH, Eh, mercúrio e selênio determinados no sedimento da Represa de Barra Bonita, médio Tietê, SP, nos meses de chuva e seca.

Tabela III – Valores da relação C/N, pH, Eh, mercúrio e selênio determinados no sedimento da Represa de Bariri, médio Tietê, SP, nos meses de chuva e seca.

FIGURAS E TABELAS

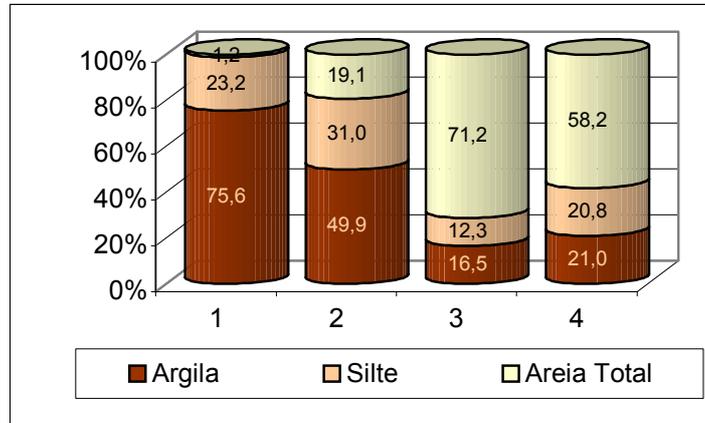


Figura I. Proporção entre as frações granulométricas do sedimento da represa de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP.

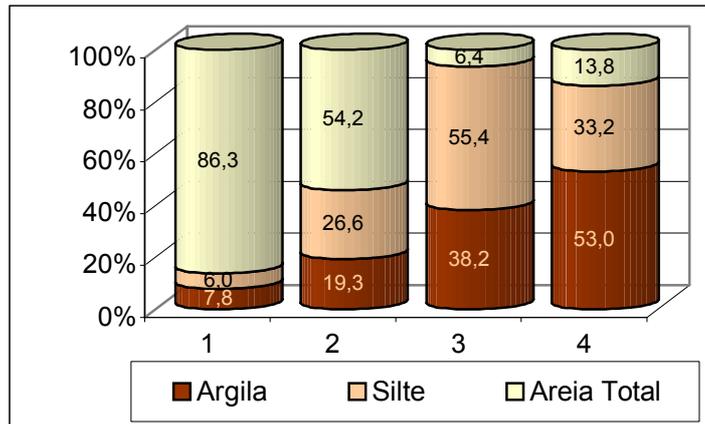


Figura II. Proporção entre as frações granulométricas do sedimento da represa de Bariri, Médio rio Tietê, SP.

Tabela I. Localização dos pontos de coleta de sedimento nas represas de Barra Bonita e Bariri, Médio rio Tietê, São Paulo.

Represa	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Barra Bonita	22°36'43.7"S	22°38'09.1"S	22°34'07.9"S	22°31'41.3"S
	48°12'33.8"WO	48°21'11.5"WO	48°24'17.8"WO	48°31'26.2"WO
distância entre pontos	1 a 2 = 15,0km	2 a 3 = 9,16km	3 a 4 = 13,0km	1 a 4 = 34,5km
Bariri	22°25'29.1"S	22°24'24.3"S	22°20'12.6"S	22°10'22.6"S
	48°39'34.4"WO	48°40'18.5"WO	48°43'04.8"WO	48°43'27.0"WO
distância entre pontos	1 a 2 = 2,37km	2 a 3 = 9,12km	3 a 4 = 18,3km	1 a 4 = 28,23km

Tabela II – Valores da relação C/N, pH, Eh, mercúrio e selênio determinados no sedimento da Represa de Barra Bonita, médio Tietê, SP, nos meses de chuva e seca.

Localização	C/N (%)	pH	Eh (mV)	Hg ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Se ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Meses de chuva					
Março 2002					
Ponto 1	10,9	5,0	-158,0	203,0	232,0
Ponto2	10,8	4,9	-155,0	538,0	452,0
Ponto3	12,0	6,0	-149,0	290,0	61,0
Ponto 4	-	-	-	-	-
Março 2003					
Ponto 1	9,8	5,8	16,0	69,5	224,5
Ponto2	8,7	5,3	-130,0	146,5	862,0
Ponto3	9,3	6,3	39,0	8,0	1136,0
Ponto 4	8,9	5,5	-145,0	53,0	2908,5
Outubro 2003					
Ponto 1	-	-	-	-	-
Ponto2	8,4	5,1	-	126,0	400,8
Ponto3	11,4	5,7	-	109,3	167,7
Ponto 4	-	-	-	-	-
Mínimo	8,4	4,9	-158,0	8,0	61,0
Máximo	12,0	6,3	39,0	538,0	2908,5
Mediana	9,8	5,5	-145,0	126,0	400,8
Meses de seca					
Julho 2003					
Ponto 1	10,5	5,3	336,0	370,6	114,9
Ponto2	12,5	5,2	282,0	245,4	339,3
Ponto3	6,6	6,9	109,0	238,8	84,9
Ponto 4	9,4	-	281,0	41,1	46,9
Abril 2004					
Ponto 1	9,1	5,8	-	82,1	131,7
Ponto2	7,0	6,1	-	74,8	289,7
Ponto3	5,9	6,7	-	12,6	34,6
Ponto 4	1,8	6,6	-	15,6	63,9
Mínimo	5,9	5,3	281,0	12,6	46,9
Máximo	12,5	6,9	336,0	370,6	339,3
Mediana	8,5	6,1	281,5	78,4	99,9

Tabela III – Valores da relação C/N, pH, Eh, mercúrio e selênio determinados no sedimento da Represa de Bariri, médio Tietê, SP, nos meses de chuva e seca.

Localização	C/N (%)	pH	Eh (mV)	Hg ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Se ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Meses de chuva					
Março 2002					
Ponto 1	-	-	-	-	-
Ponto2	-	-	-	-	-
Ponto3	12,7	6,4	-62,0	654,0	370,0
Ponto 4	11,2	5,7	-171,0	617,0	336,0
Março 2003					
Ponto 1	-	-	-	-	-
Ponto2	11,0	6,0	-21,0	24,0	1531,5
Ponto3	11,8	5,9	11,0	48,5	936,0
Ponto 4	9,3	5,7	-8,0	61,0	461,0
Outubro 2003					
Ponto 1	-	-	-	-	-
Ponto2	7,8	6,5	-	114,7	112,2
Ponto3	12,8	6,4	-	126,9	219,0
Ponto 4	7,1	6,1	-	63,8	109,4
Mínimo	7,1	5,7	-171,0	24,0	109,4
Máximo	12,8	6,5	11,0	654,0	1531,5
Mediana	11,8	6,1	-21,0	89,3	353,0
Meses de seca					
Julho 2003					
Ponto 1	13,8	7,0	284,0	455,9	-
Ponto2	13,6	6,6	307,0	261,4	148,2
Ponto3	18,0	6,5	310,0	202,5	176,0
Ponto 4	6,0	5,9	300,0	179,0	176,0
Abril 2004					
Ponto 1	7,3	6,8	-	32,3	57,5
Ponto2	3,6	6,2	-	64,2	83,4
Ponto3	14,4	6,9	-	120,3	236,0
Ponto 4	6,7	6,3	-	122,1	190,1
Mínimo	3,6	5,9	284,0	32,3	57,5
Máximo	18,0	7,0	310,0	455,9	236,0
Mediana	10,5	5,5	303,5	155,0	176,0

ANEXO

Tabela II. Dados biométricos e concentração de Hg e Se em tecido muscular de traíras (*H. malabaricus*) capturadas na represa de Barra Bonita, Médio Tietê, São Paulo.

Data	Sexo ¹	Ls ² (cm)	Peso (g)			Estádio		IGS ⁵	IR ⁶	IHS ⁷	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)	
			total	gônada	estômago	fígado	Maturação ³						Repleção ⁴
mai/01	M	26,5	320,0	1,1	13,0	5,5	V	II	0,003	0,041	0,017	214,95	486,64
	F	27,5	380,0	3,0	15,9	7,9	III	II	0,042	0,008	0,021	229,52	417,68
	M	29,5	480,0	1,0	15,8	8,2	I	I	0,210	3,290	1,710	210,16	3491,83
	F	32,0	620,0	2,2	23,5	12,6	I	I	0,350	3,790	2,030	145,11	2838,50
	M	32,5	700,0	0,4	26,2	12,0	I	I	0,060	3,740	1,710	225,62	3705,92
jul/01	M	22,7	218,1	0,1	5,6	2,1	I	I	0,001	0,026	0,010	239,96	2451,80
	M	24,4	272,6	0,1	7,2	2,9	I	I	0,000	0,026	0,011	207,81	1845,10
	M	25,7	324,5	0,1	7,4	2,1	I	I	0,000	0,023	0,006	347,67	2569,00
	F	26,9	420,8	18,5	9,6	5,7	III	I	0,044	0,023	0,014	273,57	2674,00
	F	29,1	468,3	2,5	13,6	4,5	IV	I	0,005	0,029	0,010	269,89	201,79
	M	31,0	629,2	0,6	18,4	13,2	IV	I	0,001	0,029	0,021	308,53	273,42
	F	34,9	917,8	13,9	28,0	13,4	IIc	II	0,015	0,031	0,015	273,45	232,16
	F	36,8	1080,9	11,4	44,8	11,5	IIb	III	0,011	0,041	0,011	268,62	275,75
set/01	M	23,9	307,1	0,3	8,3	3,7	III	I	0,001	0,027	0,012	171,60	1632,17
	M	24,7	279,3	0,1	8,7	2,4	IV	I	0,000	0,031	0,009	227,13	1431,50
	M	25,1	310,6	0,1	8,9	3,5	IV	I	0,000	0,029	0,011	180,43	1911,58
	F	27,3	387,0	5,9	15,6	5,3	III	I	0,015	0,040	0,014	203,41	2020,67
	F	28,2	461,1	0,5	10,1	3,6	IV	I	0,001	0,022	0,008	256,12	3487,17
	F	32,5	741,2	25,6	36,3	7,7	III	III	0,035	0,049	0,010	484,04	-
nov/01	M	28,9	449,1	0,4	15,2	5,7	III	I	0,001	0,034	0,013	86,18	1651,00
	F	23,1	260,5	12,6	30,6	2,5	III	III	0,048	0,118	0,010	74,05	1114,00
	F	26,5	372,8	43,0	9,6	3,8	III	I	0,115	0,026	0,010	95,96	1366,00
	F	25,5	339,3	21,7	9,8	5,3	III	I	0,064	0,029	0,016	105,27	1212,00
	F	21,8	239,4	5,9	28,2	2,8	IIc	III	0,025	0,118	0,012	131,35	1273,00
	F	17,3	109,7	12,4	3,8	1,7	III	II	0,113	0,035	0,016	77,68	389,80
	M	23,4	277,6	0,3	26,6	2,5	I	III	0,001	0,096	0,009	77,68	239,05
	F	19,2	143,6	4,7	3,6	1,4	IIb	I	0,033	0,025	0,010	72,40	280,60
jan/02	F	23,9	319,3	0,2	16,6	3,6	I	III	0,001	0,052	0,011	183,67	1642,03
	F	25,8	339,1	16,9	15,2	5,7	III	III	0,050	0,045	0,017	201,92	115,72
	M	27,3	399,3	0,6	7,5	2,3	IV	I	0,002	0,019	0,006	493,46	2544,50
mar/02	M	22,8	293,6	0,3	7,5	6,3	IV	I	0,001	0,026	0,021	1145,96	29,28
	F	23,9	308,5	9,6	21,7	4,3	IV	III	0,031	0,070	0,014	179,10	2957,50
	M	26,1	400,1	0,7	20,0	8,5	IV	III	0,002	0,050	0,021	233,62	2930,67
	F	27,0	439,6	1,1	8,5	4,1	IV	I	0,003	0,019	0,009	204,70	23,64
	F	28,9	556,9	18,7	38,7	14,0	III	III	0,034	0,069	0,025	966,93	2167,67
											Mínima	72,40	23,64
											Média	259,07	1525,97
											Máxima	1145,96	3705,92

¹Sexo: M – macho; F- fêmea; ²Ls = comprimento padrão; ³Estádios de maturação gonadal = I (imaturado), II a (início maturação), II b (maturação intermediária), II c (final maturação), III (maduro), IV (esgotado), V (repouso); ⁴Estádios de repleção estomacal: I (estômago vazio), II (parcialmente cheio), III (cheio); ⁵IGS – Índice Gonadossomático; ⁶IR – Índice de Repleção estomacal; ⁷IHS – Índice Hepatossomático.

Tabela III. Dados biométricos e concentração de Hg e Se em tecido muscular de traíras (*H. malabaricus*) capturadas na represa de Bariri, Médio Tietê, São Paulo.

Data	Sexo ¹	Ls ² (cm)	total	Peso (g)			Estádio			IGS ⁵	IR ⁶	IHS ⁷	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)
				gônada	estômago	fígado	Maturação ³	Repleção ⁴						
jun/01	M	27,5	382,1	0,6	12,2	3,1	I	I	0,002	0,032	0,008	182,71	1967,00	
	M	24,6	300,9	0,6	10,8	3,3	I	I	0,002	0,036	0,011	146,43	3444,00	
ago/01	F	25,0	327,1	18,9	13,4	7,8	III	I	0,058	0,041	0,024	181,70	1170,52	
	F	31,5	620,5	0,9	21,9	5,9	V	I	0,002	0,035	0,010	111,04	-	
	F	32,4	756,0	29,3	68,6	10,3	III	III	0,039	0,091	0,014	209,18	-	
out/01	F	19,3	156,2	8,2	5,0	2,8	III	I	0,053	0,032	0,018	107,66	195,00	
	M	22,1	233,7	0,3	6,9	2,5	I	I	0,001	0,030	0,011	45,29	388,75	
	M	22,9	211,5	0,2	9,1	1,9	I	I	0,001	0,043	0,009	64,38	242,75	
	M	23,2	210,0	0,4	5,5	1,1	I	I	0,002	0,026	0,005	62,27	162,20	
	M	26,0	301,8	1,0	6,6	1,8	IV	I	0,003	0,022	0,006	70,66	230,50	
	F	26,9	362,0	12,8	14,6	3,8	III	I	0,035	0,040	0,011	57,68	329,25	
fev/02	M	22,0	225,2	0,4	6,1	3,5	I	I	0,002	0,027	0,016	379,41	3672,67	
	F	23,2	330,1	9,8	12,2	8,2	III	I	0,030	0,037	0,025	400,84	31,30	
	F	25,8	448,3	16,1	12,5	5,7	III	II	0,036	0,028	0,013	378,44	3465,00	
	F	29,0	553,0	12,9	39,6	5,1	III	III	0,023	0,072	0,009	352,09	3268,42	
	F	29,9	582,7	5,3	17,3	4,1	IV	I	0,009	0,030	0,007	456,04	14,01	
	F	40,4	1724,0	75,5	66,8	21,8	III	III	0,044	0,039	0,013	248,75	15,06	
abr/02	F	21,8	191,5	0,1	4,3	3,1	I	I	0,001	0,023	0,016	251,97	25,73	
	F	23,7	299,3	1,1	21,8	2,7	IV	III	0,004	0,073	0,009	671,77	2456,42	
	M	25,9	389,2	0,3	13,4	8,1	IV	I	0,001	0,034	0,021	199,58	1566,83	
	F	26,9	426,2	5,8	12,1	5,0	III	I	0,014	0,028	0,012	697,82	3137,17	
	F	27,9	430,4	1,8	2,6	11,0	IV	II	0,004	0,006	0,026	791,54	24,65	
	F	30,7	661,6	2,5	26,7	10,8	IV	II	0,004	0,040	0,016	213,74	1698,67	
	M	32,6	685,4	1,1	16,8	7,4	IV	II	0,002	0,025	0,011	792,14	2161,83	
												Mínima	45,29	14,01
											Média	294,71	1348,53	
											Máxima	792,14	3672,67	

¹Sexo: M – macho; F- fêmea; ²Ls = comprimento padrão; ³Estádios de maturação gonadal = I (imaturo), II a (início maturação), II b (maturação intermediária), II c (final maturação), III (maduro), IV (esgotado), V (repouso); ⁴Estádios de repleção estomacal: I (estômago vazio), II (parcialmente cheio), III (cheio); ⁵IGS – Índice Gonadossomático; ⁶IR – Índice de Repleção estomacal; ⁷IHS – Índice Hepatossomático.

Tabela IV. Dados biométricos e concentração de Hg e Se em tecido muscular de pirambebas (*S. spilopleura*) capturadas na represa de Barra Bonita, Médio Tietê, São Paulo.

Data	Sexo ¹	Ls ² (cm)	Peso (g)				Estádio			IGS ⁵	IR ⁶	IHS ⁷	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)
			total	gônada	estômago	figado	Maturação ³	Repleção ⁴						
mai/01	M	11,0	40,0	0,1	2,5	1,2	I	I	0,030	0,003	0,063	63,83	79,95	
	M	12,0	50,0	0,1	2,7	1,0	I	I	0,020	0,002	0,054	63,61	48,91	
	M	12,5	70,0	0,1	5,2	1,2	I	II	0,017	0,001	0,074	38,67	63,33	
	M	13,0	80,0	0,1	3,6	1,2	I	II	0,015	0,001	0,045	120,85	55,76	
	M	15,0	110,0	0,5	5,1	3,3	IIb	II	0,030	0,005	0,046	137,65	61,84	
	F	15,5	140,0	2,8	7,4	4,3	IIc	III	0,031	0,020	0,053	107,95	44,44	
	F	16,0	150,0	0,8	4,8	2,6	IIb	II	0,017	0,005	0,032	40,88	46,30	
	M	16,5	170,0	0,5	8,0	5,1	V	III	0,030	0,003	0,047	111,60	149,05	
	F	16,5	180,0	0,8	8,0	2,1	IIb	III	0,012	0,004	0,044	88,77	46,37	
jul/01	M	13,2	82,2	0,1	2,4	0,9	I	II	0,011	0,001	0,029	31,57	36,07	
	F	14,0	92,9	0,3	2,2	0,8	IIa	I	0,009	0,003	0,024	53,65	49,02	
	M	16,4	179,9	0,2	4,7	2,1	IIc	II	0,012	0,001	0,026	27,29	39,70	
	M	18,2	233,7	0,6	5,9	4,3	III	I	0,018	0,003	0,025	56,01	52,06	
	F	19,6	275,9	1,9	5,2	2,9	IIb	II	0,011	0,019	0,007	26,60	59,80	
set/01	M	10,9	42,1	0,1	1,5	0,2	IIc	III	0,005	0,002	0,036	24,64	213,20	
	M	11,3	54,8	0,1	1,1	0,7	IIc	I	0,013	0,002	0,020	31,93	224,90	
	M	11,6	61,7	0,1	1,9	0,7	IIc	I	0,011	0,002	0,031	21,19	282,60	
	M	13,8	99,2	0,2	4,7	1,3	IIc	II	0,013	0,002	0,047	23,40	283,10	
	M	14,5	121,7	0,2	3,9	1,3	III	II	0,011	0,002	0,032	20,95	205,40	
	M	17,3	191,3	0,4	6,1	2,4	III	II	0,013	0,002	0,032	29,27	277,90	
	F	18,0	254,4	6,6	4,7	2,1	III	II	0,008	0,026	0,018	34,39	294,20	
	F	18,9	278,2	6,7	9,1	3,5	III	III	0,013	0,024	0,033	37,91	254,80	
nov/01	M	12,6	76,1	0,5	2,6	0,6	IIc	II	0,008	0,007	0,034	50,62	278,67	
	F	15,4	155,6	2,5	4,8	2,0	IIb	I	0,013	0,016	0,031	53,99	239,39	
Jan/02	?	11,2	50,9	—	1,5	0,7	I	I	0,014	0,002	0,029	41,20	27,35	
	F	12,2	84,2	0,4	2,5	0,8	IV	II	0,010	0,005	0,030	134,40	162,15	
	M	12,6	74,1	0,4	2,1	0,6	III	I	0,008	0,005	0,028	140,85	146,00	
	M	14,4	121,7	1,0	3,0	1,6	III	II	0,013	0,008	0,025	69,71	39,21	
	F	16,8	220,7	10,6	6,9	3,6	III	III	0,016	0,048	0,031	186,25	117,90	
	F	16,8	219,3	6,1	6,5	2,7	III	I	0,012	0,028	0,030	183,40	137,85	
	F	17,8	243,7	26,9	6,5	3,3	III	I	0,014	0,110	0,027	79,08	68,05	
	F	19,4	346,1	28,2	9,6	5,2	III	II	0,015	0,081	0,028	160,80	143,25	
mar/02	F	11,3	55,7	0,1	2,4	0,5	I	II	0,009	0,002	0,043	15,06	239,79	
	M	12,4	75,4	0,1	1,9	0,9	IIa	I	0,012	0,001	0,025	14,66	234,47	
	M	15,9	176,9	0,7	5,4	2,3	III	II	0,013	0,004	0,031	20,21	243,36	
	F	17,4	229,2	12,7	6,2	3,5	III	II	0,015	0,055	0,027	30,23	197,19	
	F	18,0	253,5	9,4	7,6	3,8	III	III	0,015	0,037	0,030	19,70	182,23	
	F	24,0	636,3	17,5	22,7	9,5	III	II	0,015	0,028	0,036	26,56	221,91	
												Mínima	14,66	27,35
												Média	63,67	145,99
												Máxima	186,25	294,20

¹Sexo: M – macho; F- fêmea; ²Ls = comprimento padrão; ³Estádios de maturação gonadal = I (imaturo), II a (início maturação), II b (maturação intermediária), II c (final maturação), III (maduro), IV (esgotado), V (repouso); ⁴Estádios de repleção estomacal: I (estômago vazio), II (parcialmente cheio), III (cheio); ⁵IGS – Índice Gonadossomático; ⁶IR – Índice de Repleção estomacal; ⁷IHS – Índice Hepatossomático.

Tabela V. Dados biométricos e concentração de Hg e Se em tecido muscular de pirambebas (*S. spilopleura*) capturadas na represa de Bariri, Médio Tietê, São Paulo.

Data	Sexo ¹	Ls ² (cm)	Peso (g)			Estádio			IGS ⁵	IR ⁶	IHS ⁷	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)
			total	gônada	estômago	figado	Maturação ³	Repleção ⁴					
jun/01	M	11,5	56,4	0,1	2,5	0,5	I	III	0,009	0,002	0,044	41,03	104,13
	M	11,8	56,4	0,0	2,2	0,8	I	III	0,014	0,002	0,039	54,97	121,70
	M	12,6	80,5	0,1	3,0	1,3	I	III	0,016	0,001	0,037	50,43	57,34
	F	13,5	93,7	0,2	3,7	1,4	I	III	0,015	0,002	0,039	27,00	29,86
	F	16,4	195,8	0,7	6,6	1,7	IIa	III	0,009	0,004	0,034	30,50	59,04
	F	16,7	173,1	0,4	5,6	2,8	I	III	0,016	0,002	0,032	46,38	62,21
	F	17,0	208,7	8,1	4,0	2,2	IIc	III	0,011	0,039	0,019	65,02	58,40
	F	18,4	250,1	2,5	11,5	3,2	IIb	III	0,013	0,010	0,046	70,53	55,07
	M	19,0	289,0	0,7	8,3	2,6	IIa	III	0,009	0,002	0,029	252,14	62,67
	M	20,9	403,8	1,1	12,5	6,9	IIa	III	0,017	0,003	0,031	125,97	71,57
out/01	M	10,9	42,4	0,1	2,0	0,5	I	III	0,012	0,002	0,047	23,19	386,28
	M	12,2	73,2	0,1	2,4	0,6	I	I	0,008	0,001	0,033	88,82	431,15
	M	13,4	80,8	1,1	3,1	1,3	IIc	II	0,016	0,014	0,038	50,38	567,08
	M	13,9	123,6	0,9	3,6	1,4	IIc	II	0,011	0,007	0,029	104,38	368,15
	M	15,4	138,8	1,0	3,6	1,7	IIa	III	0,012	0,007	0,026	83,06	365,00
	F	17,4	199,5	9,0	7,3	2,6	III	II	0,013	0,045	0,037	43,94	382,56
	F	19,2	311,5	12,4	9,6	4,4	III	III	0,014	0,040	0,031	84,16	184,68
	F	21,5	504,5	17,3	19,0	5,8	III	III	0,011	0,034	0,038	239,66	220,57
	F	23,8	603,0	23,4	30,3	7,0	III	III	0,012	0,039	0,050	452,24	241,12
	F	24,2	601,0	19,4	23,1	7,1	III	III	0,012	0,032	0,038	216,08	263,38
F	24,7	672,5	46,1	19,2	7,0	III	II	0,010	0,069	0,029	338,01	303,93	
dez/01	M	18,3	265,0	1,5	7,8	28,0	III	III	0,006	0,029	0,106	166,49	1110,62
	F	20,1	352,7	23,4	12,8	5,8	III	II	0,066	0,036	0,016	89,58	908,66
	F	22,8	554,2	20,5	21,0	6,9	III	III	0,037	0,038	0,012	89,70	1018,96
	F	23,8	615,1	23,0	18,2	5,7	III	II	0,037	0,030	0,009	212,51	644,54
	F	23,9	517,5	28,5	12,1	5,0	III	II	0,055	0,023	0,010	181,12	909,92
	F	24,9	853,0	32,8	26,9	8,2	III	II	0,038	0,032	0,010	164,35	872,27
fev/02	M	10,0	42,3	0,1	1,8	0,3	I	II	0,007	0,002	0,043	56,40	95,89
	M	12,7	78,3	0,1	2,4	0,7	IIa	I	0,009	0,001	0,031	176,10	81,36
	M	13,3	86,3	0,5	2,2	0,6	III	II	0,007	0,006	0,025	71,37	73,30
	M	13,9	94,3	0,5	2,4	1,0	III	II	0,011	0,005	0,025	67,32	86,12
	F	16,7	193,4	4,2	6,0	2,2	III	III	0,011	0,022	0,031	120,25	138,80
	M	17,8	285,7	2,3	11,3	2,0	III	III	0,007	0,008	0,040	379,79	174,40
abr/02	M	16,3	178,4	0,7	3,8	1,8	III	I	0,010	0,004	0,021	146,90	178,90
	F	18,3	467,9	4,7	9,2	3,8	III	II	0,008	0,010	0,020	182,40	165,70
	F	20,7	415,9	9,3	9,9	4,6	III	II	0,011	0,022	0,024	242,67	180,30
	F	21,3	463,6	22,5	10,6	5,0	III	III	0,011	0,049	0,023	281,19	186,10
	F	23,4	605,1	16,1	13,3	6,3	III	II	0,010	0,027	0,022	324,25	144,80
	F	25,0	718,3	26,0	16,4	6,8	III	III	0,009	0,036	0,023	254,28	155,70
											Mínima	23,19	29,86
											Média	146,01	295,44
											Máxima	452,24	1110,62

¹Sexo: M – macho; F- fêmea; ²Ls = comprimento padrão; ³Estádios de maturação gonadal = I (imaturo), II a (início maturação), II b (maturação intermediária), II c (final maturação), III (maduro), IV (esgotado), V (repouso); ⁴Estádios de repleção estomacal: I (estômago vazio), II (parcialmente cheio), III (cheio); ⁵IGS – Índice Gonadossomático; ⁶IR – Índice de Repleção estomacal; ⁷IHS – Índice Hepatosomático.

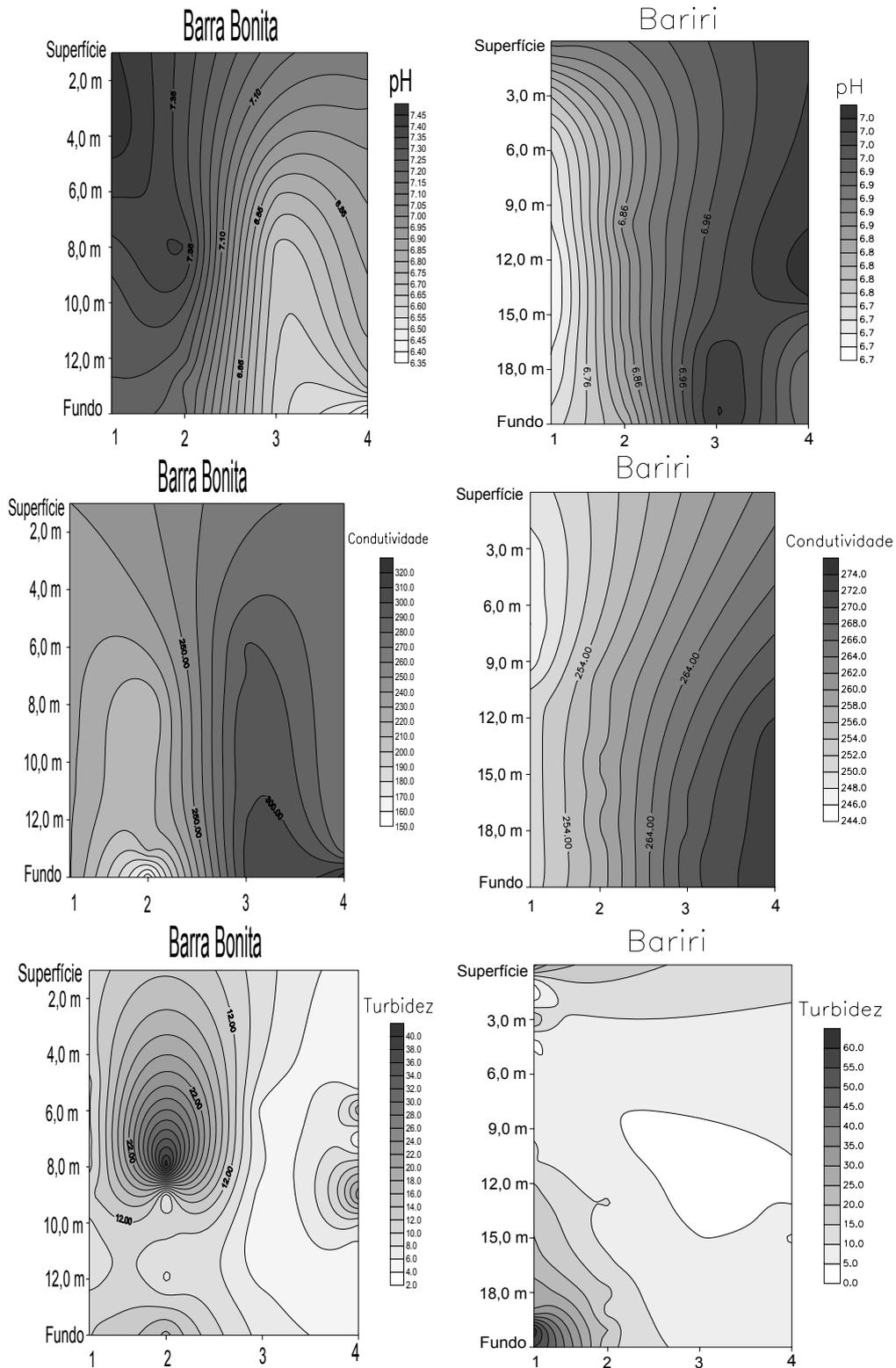


Figura X. Variação espacial de pH, condutividade e turbidez para Barra Bonita e Bariri, em julho de 2001.

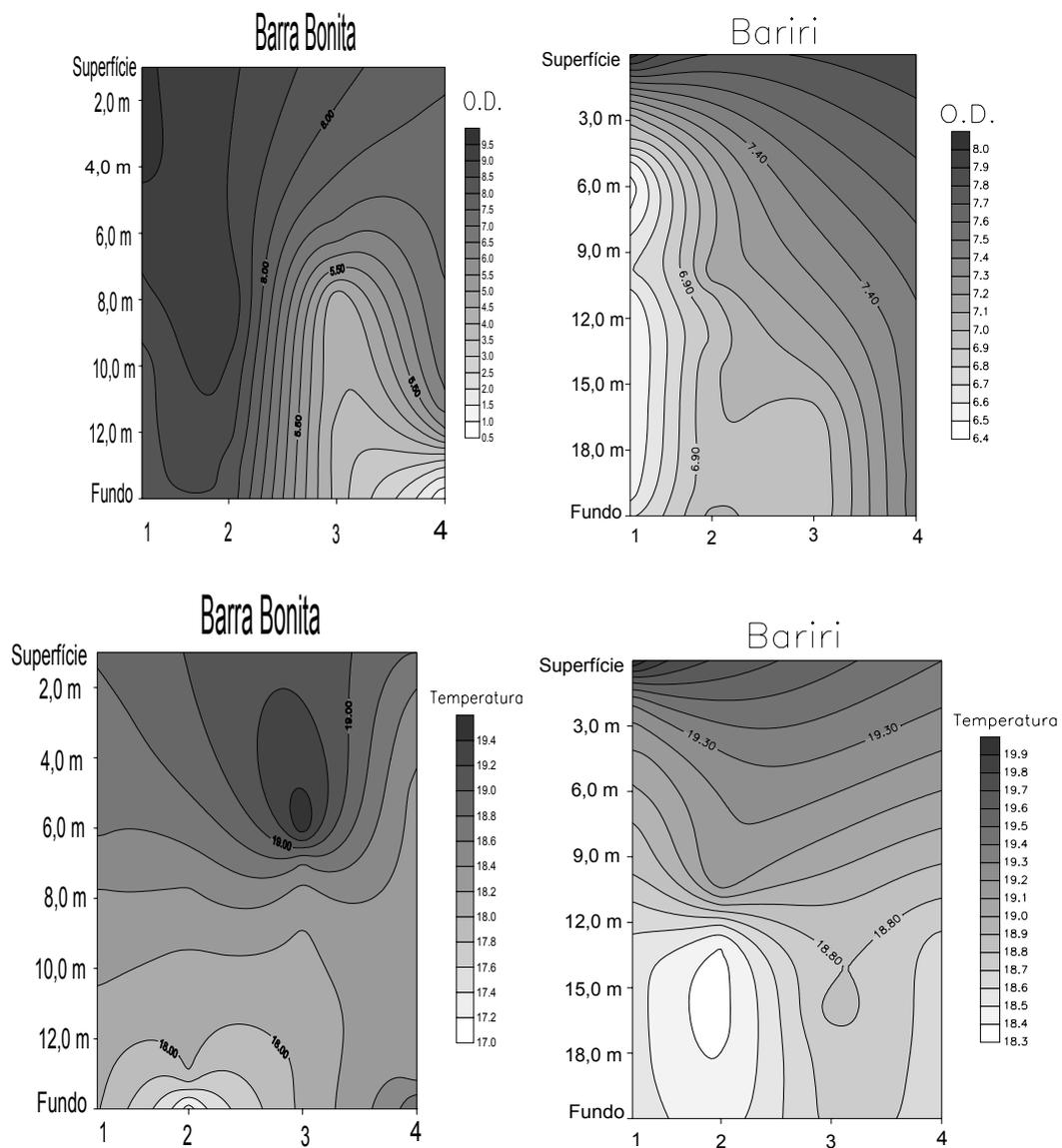


Figura XI. Variação espacial de oxigênio dissolvido (O.D.) e temperatura para Barra Bonita e Bariri, em julho de 2001.

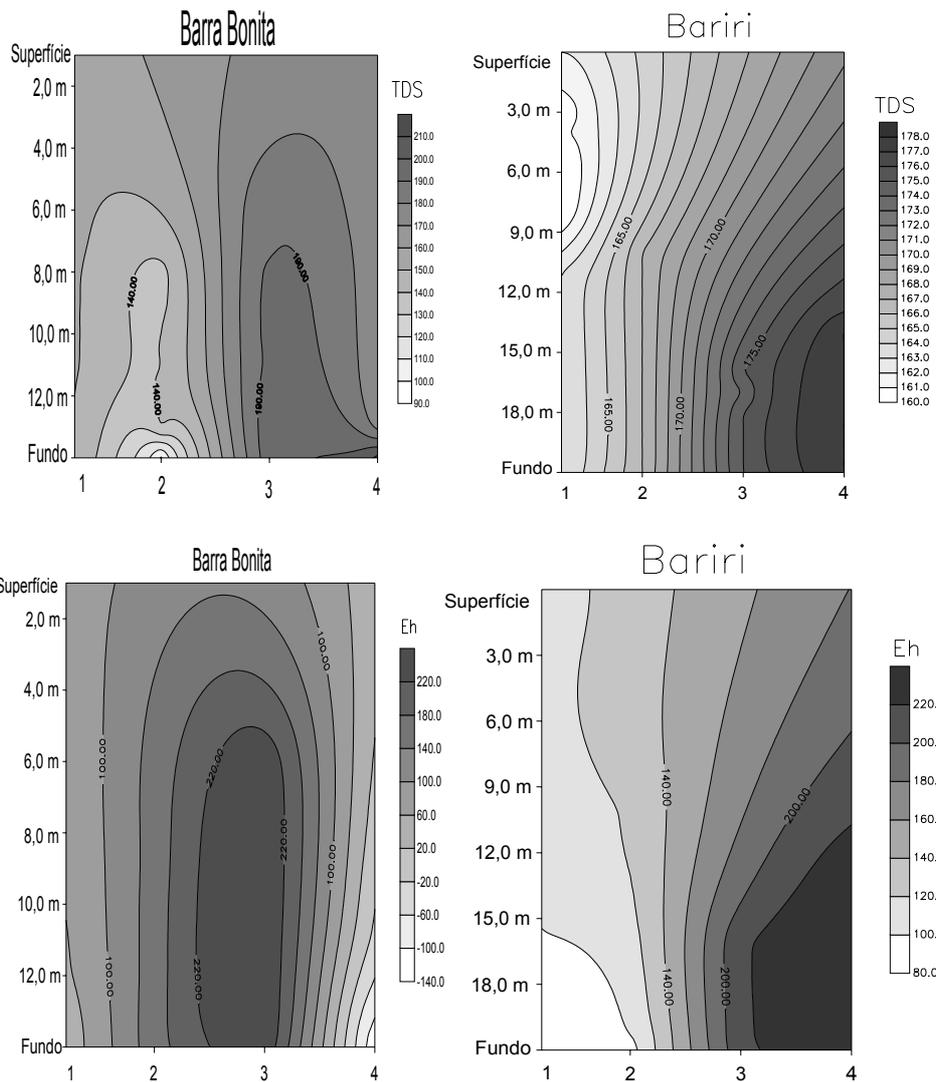


Figura XII. Variação espacial de sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial redox (Eh) para Barra Bonita e Bariri, em julho de 2001.

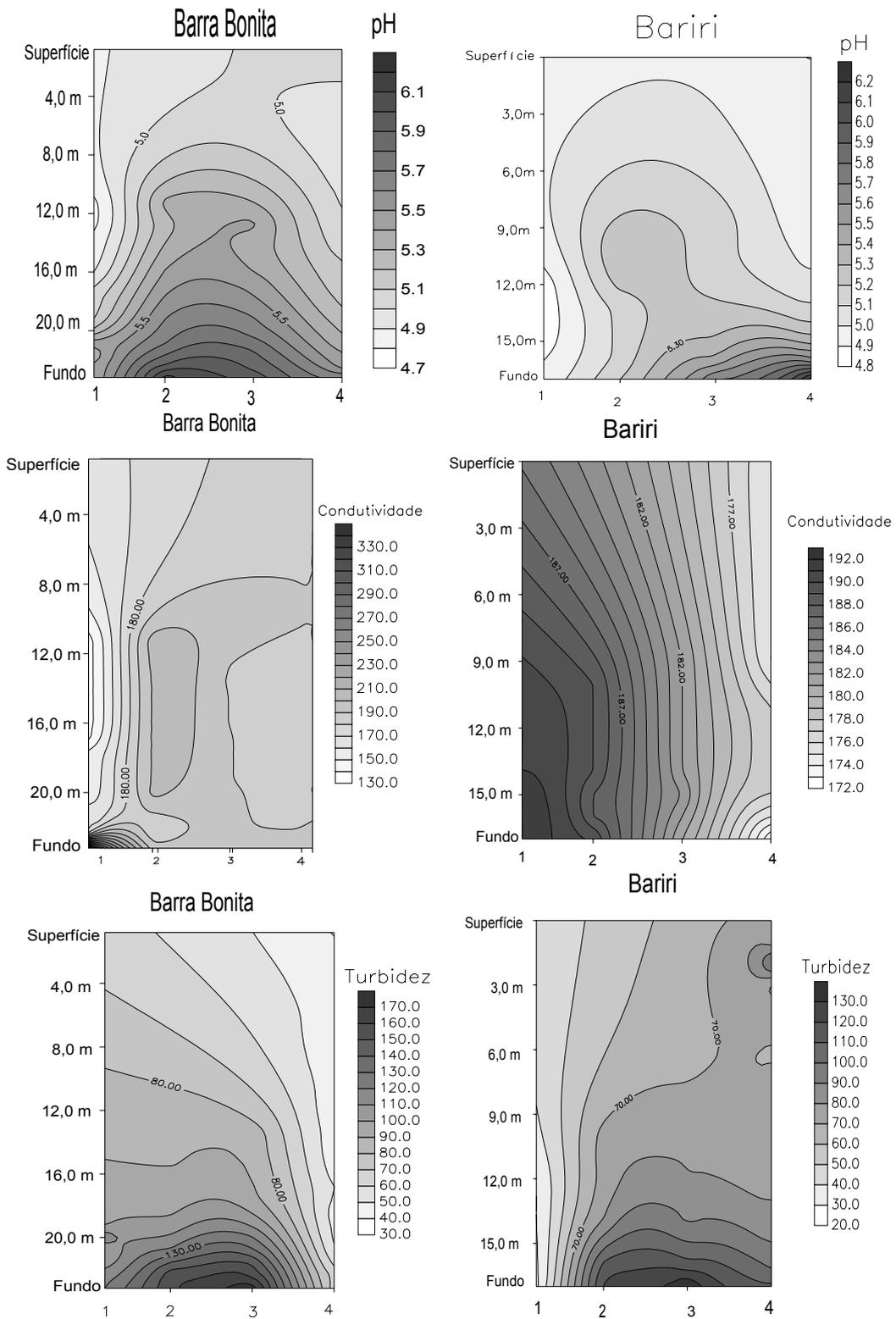


Figura XIII. Variação espacial de pH, condutividade e turbidez para Barra Bonita e Bariri, em abril de 2002.

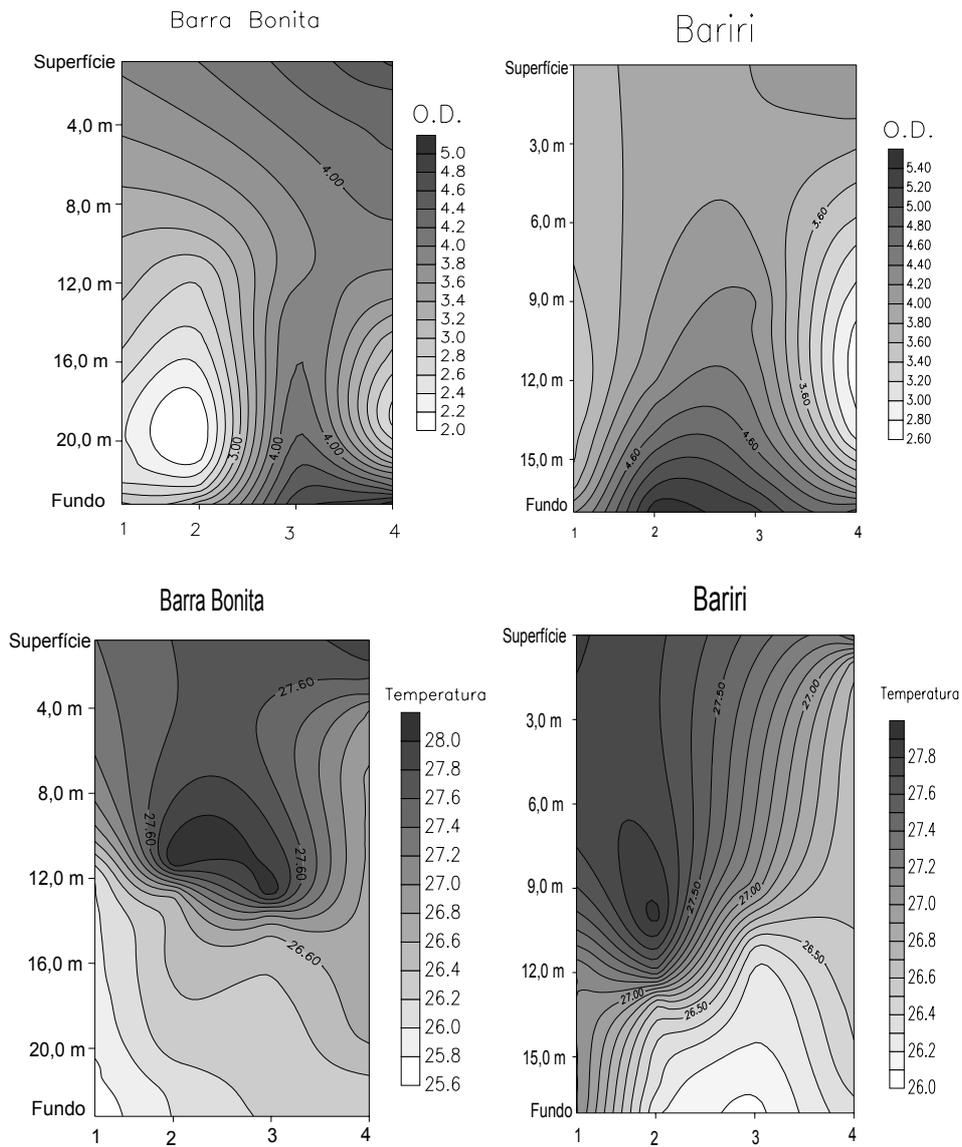


Figura XIV. Variação espacial de oxigênio dissolvido (O.D.) e temperatura para Barra Bonita e Bariri, em abril de 2002.

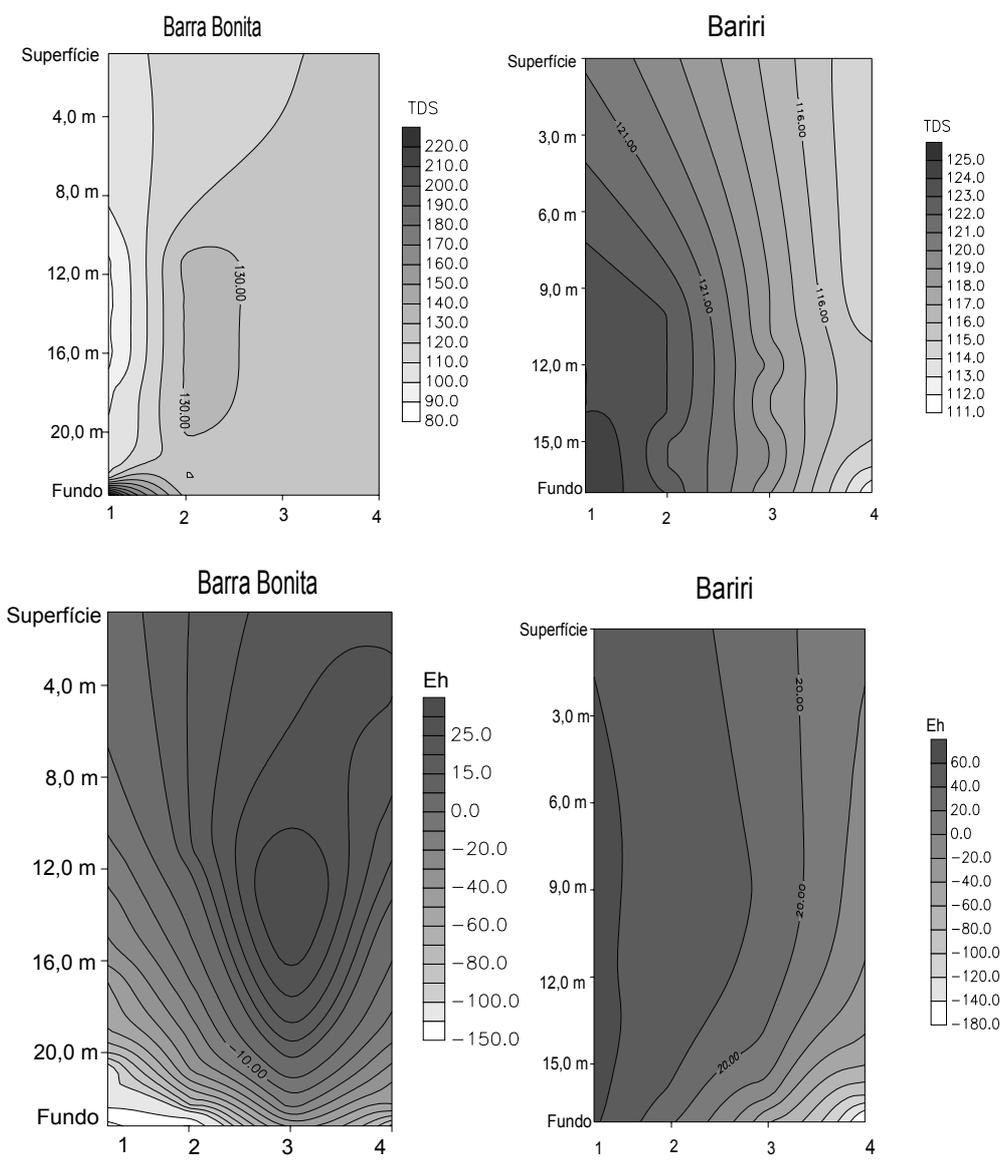


Figura XXVII. Variação espacial de sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial redox (Eh) para Barra Bonita e Bariri, em abril de 2002.

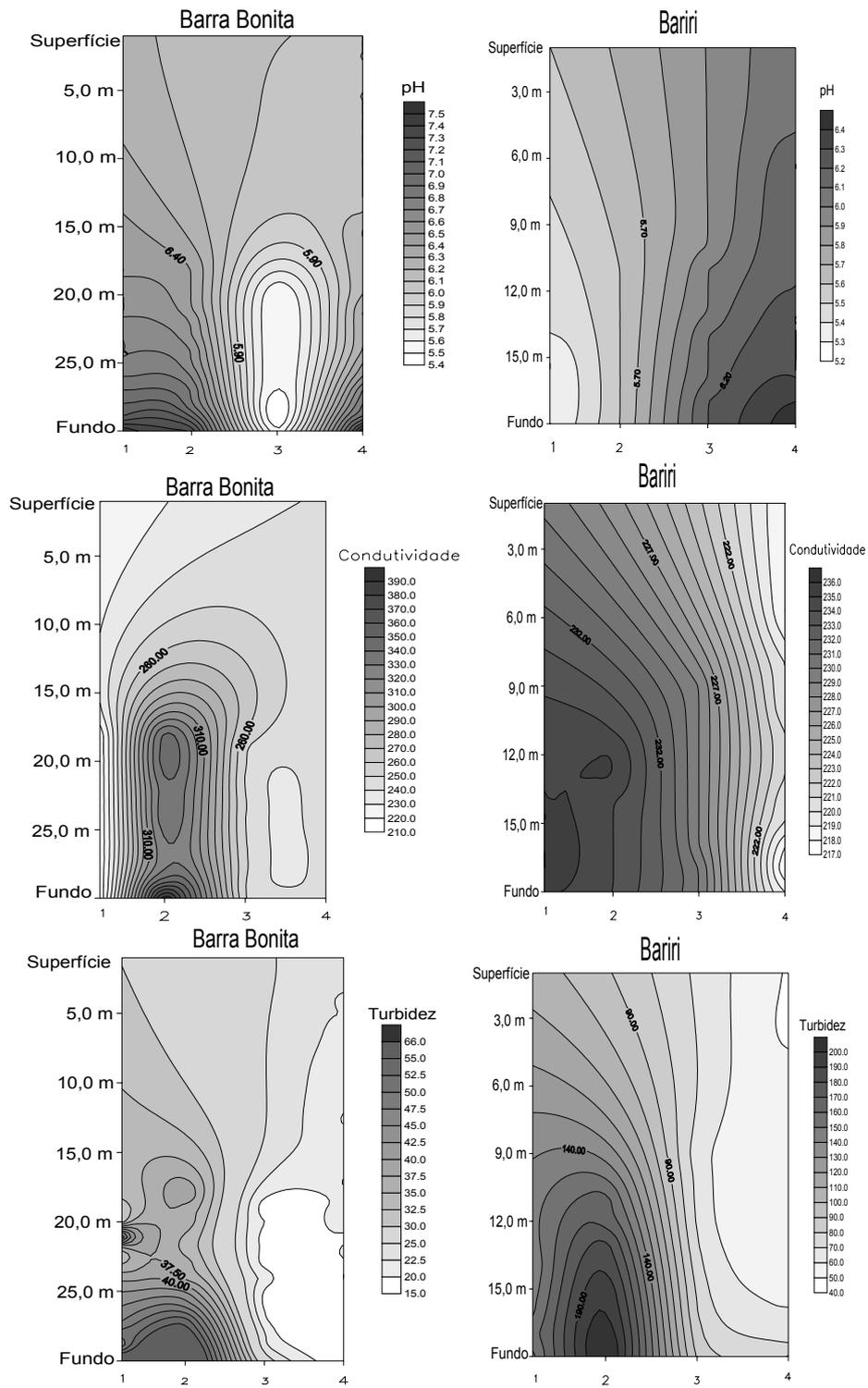


Figura XV. Variação espacial de pH, condutividade e turbidez para Barra Bonita e Bariri, em agosto de 2002.

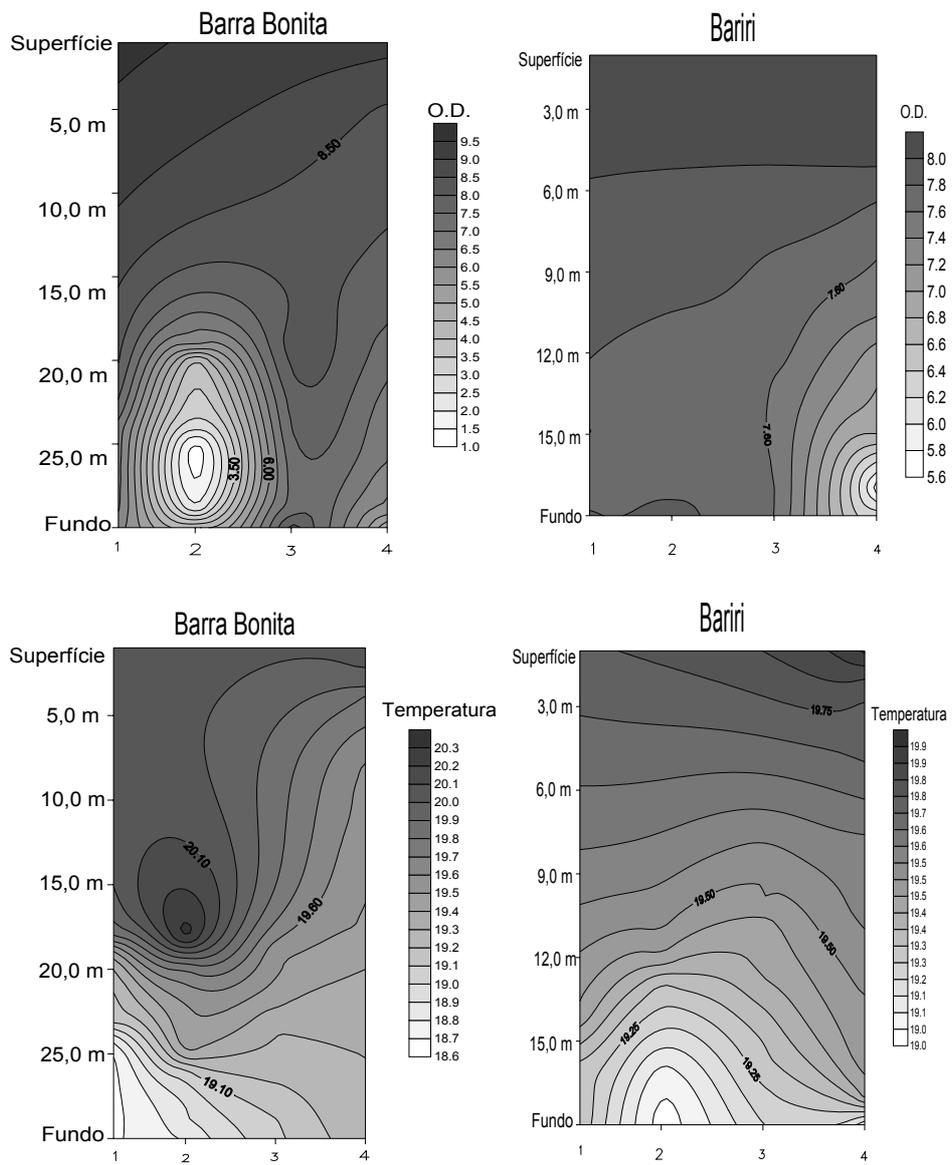


Figura XVI. Variação espacial de oxigênio dissolvido (O.D.) e temperatura para Barra Bonita e Bariri, em agosto de 2002.

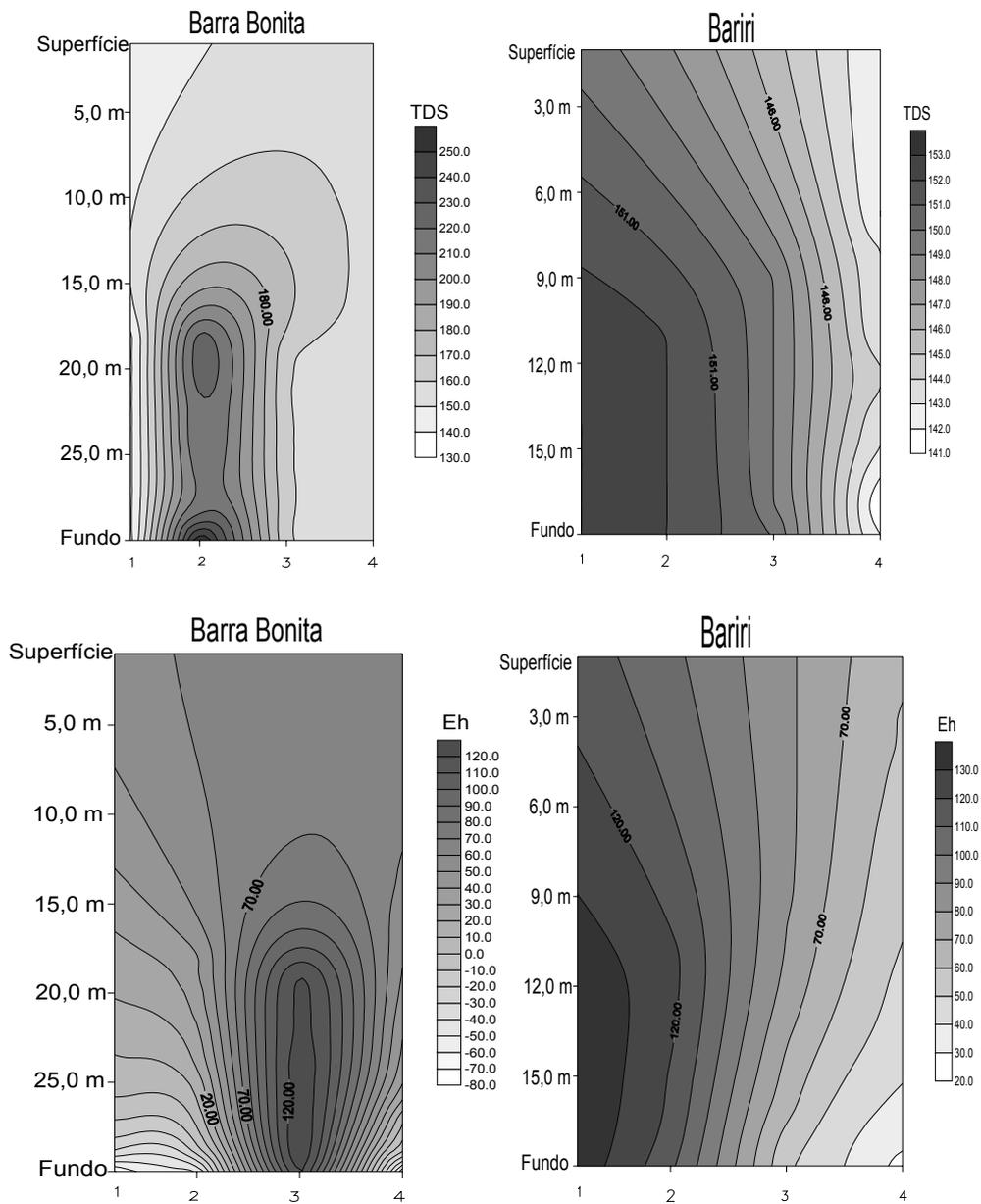


Figura XVII. Variação espacial de sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial redox (Eh) para Barra Bonita e Bariri, em agosto de 2002.

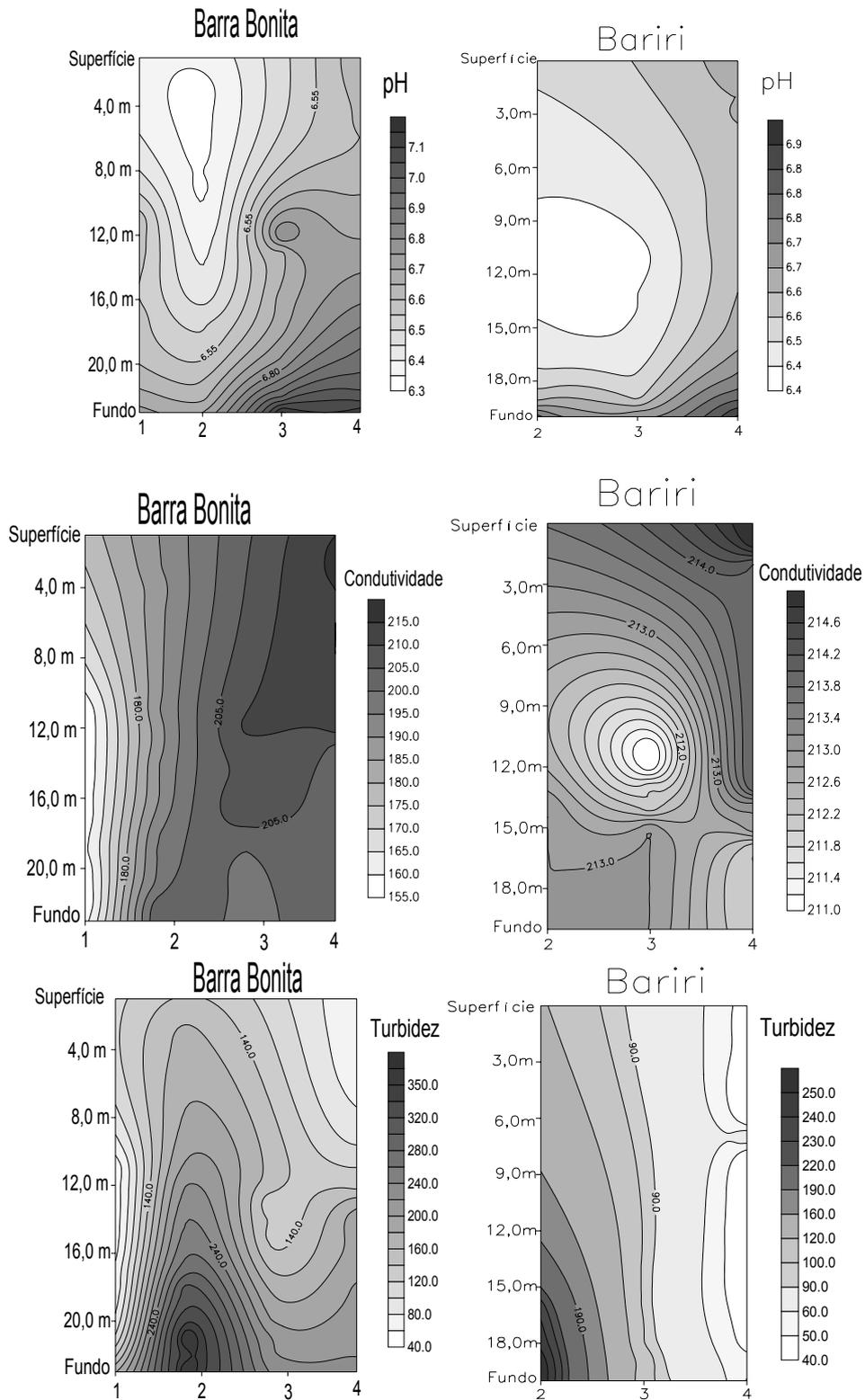


Figura XIX. Variação espacial de pH, condutividade e turbidez para Barra Bonita e Bariri, em março de 2003.

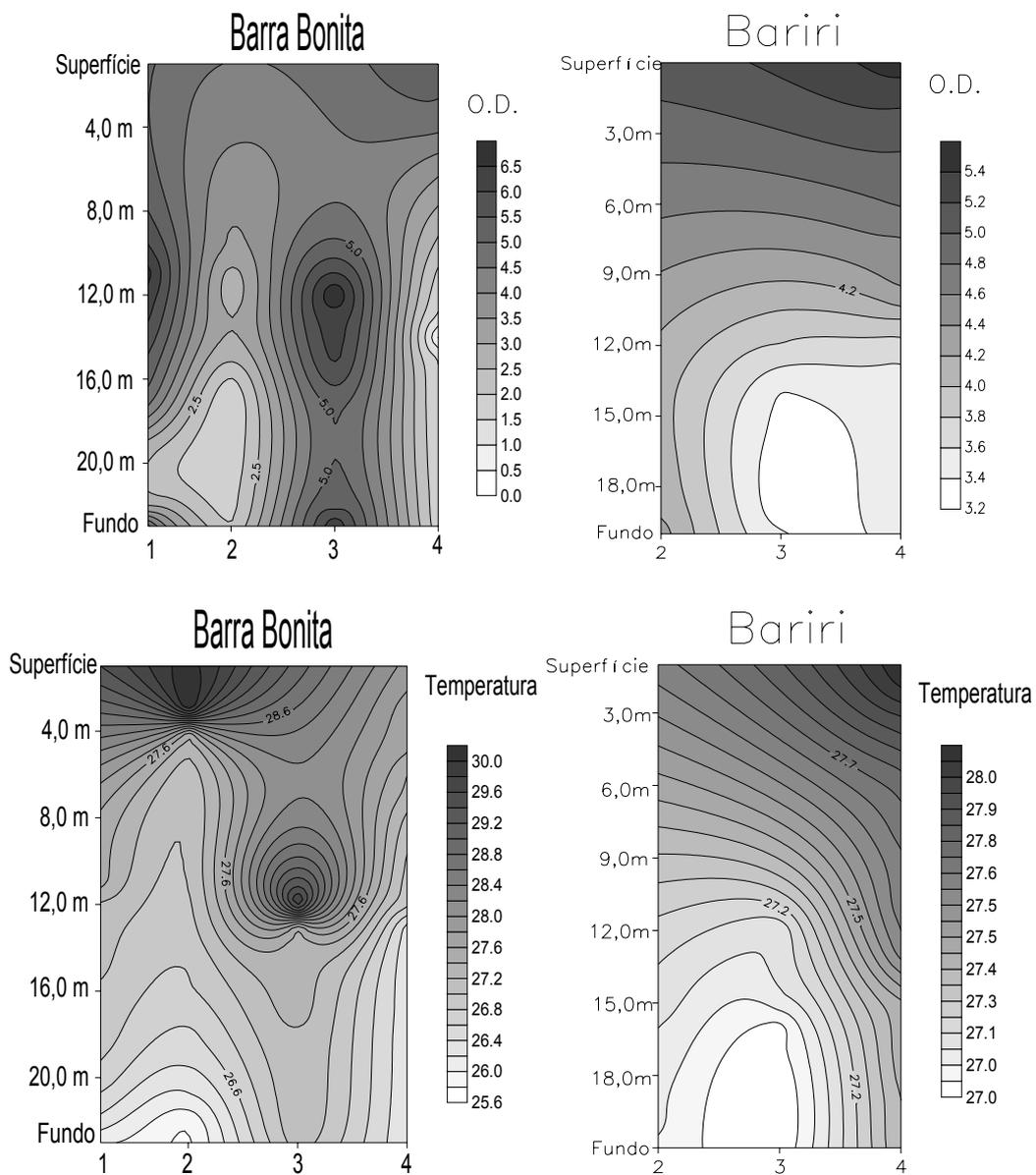


Figura XIX. Variação espacial de oxigênio dissolvido (O.D.) e temperatura para Barra Bonita e Bariri, em março de 2003.

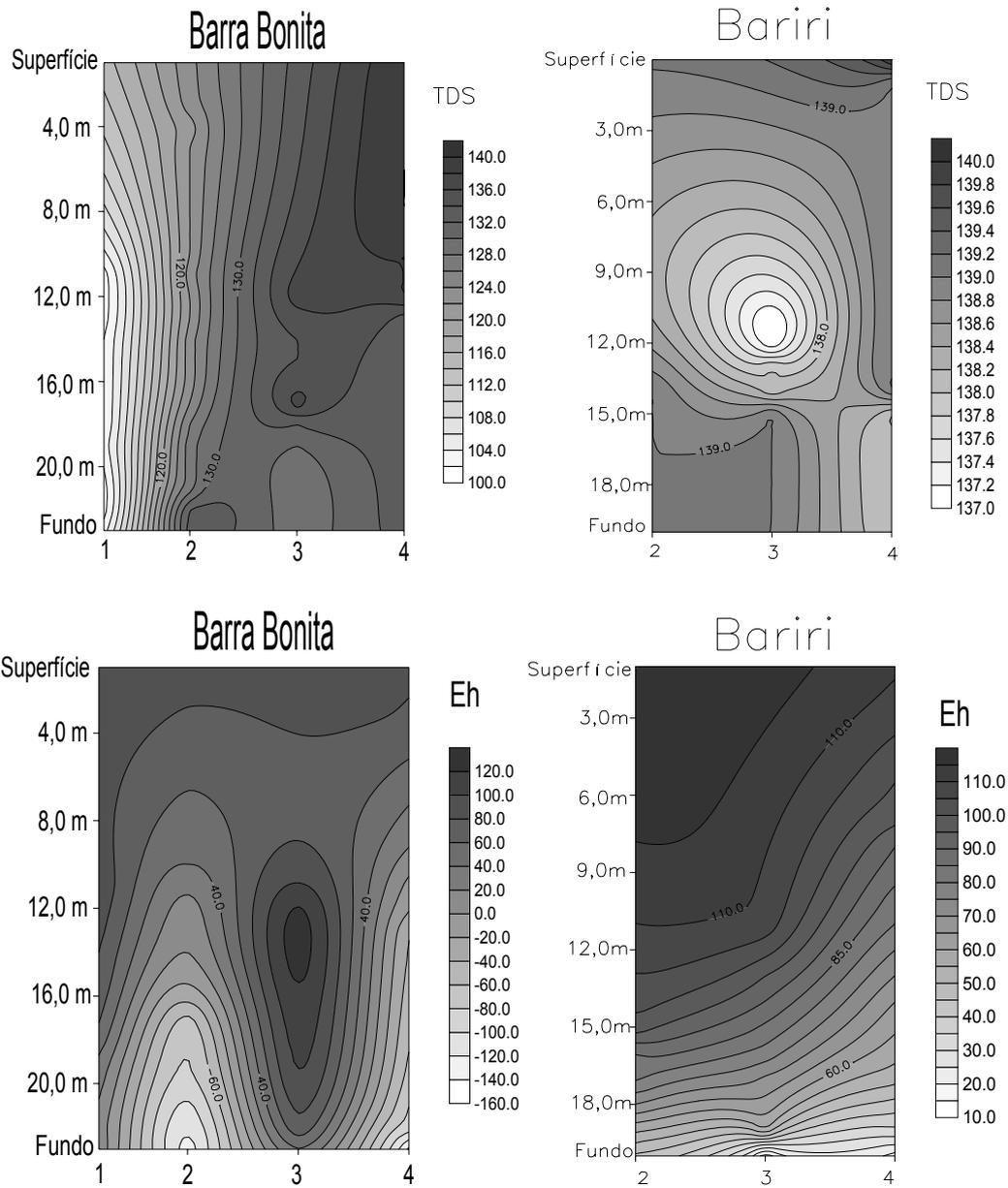


Figura XX. Variação espacial de sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial redox (Eh) para Barra Bonita e Bariri, em março de 2003.

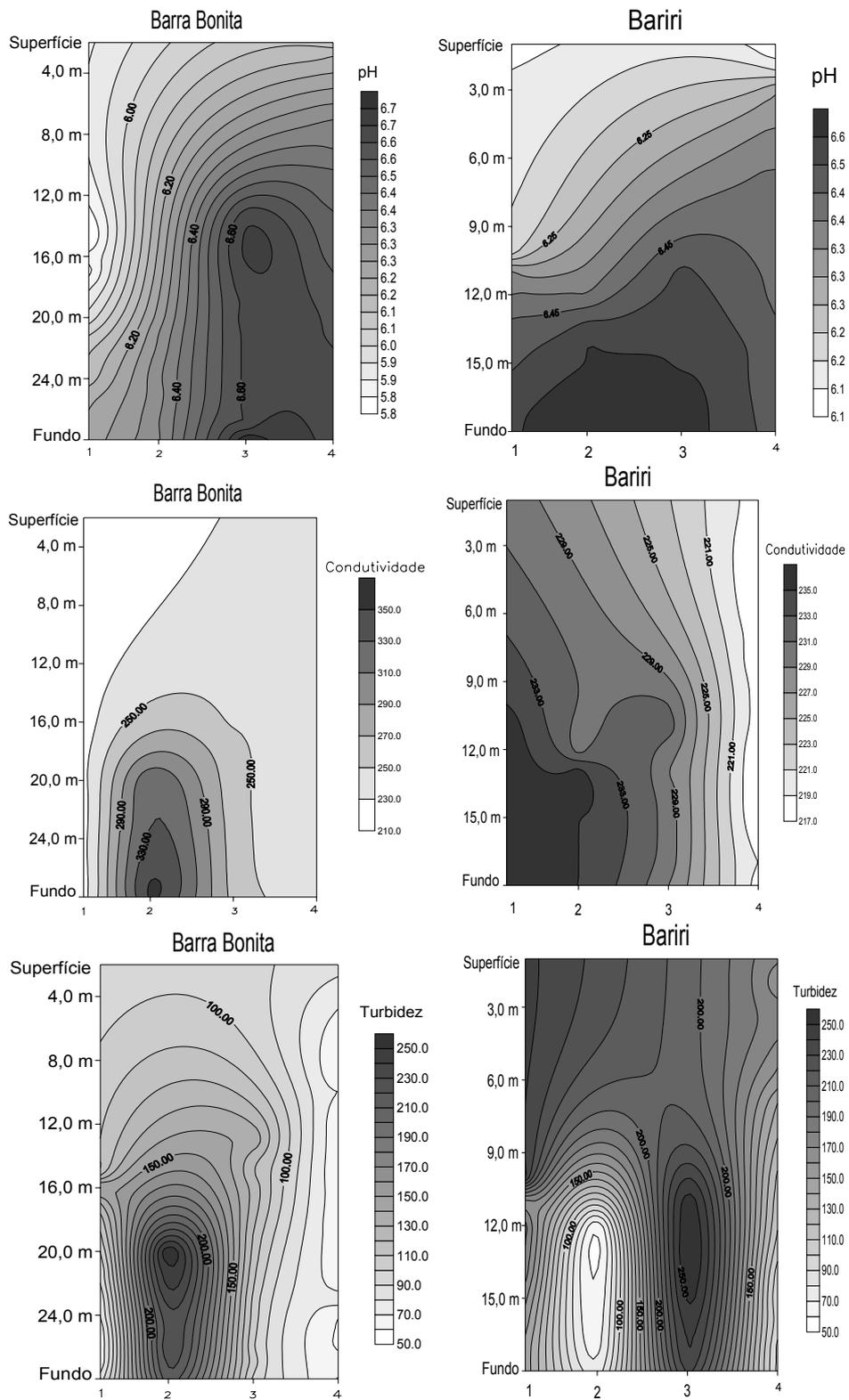


Figura XVIII. Variação espacial de pH, condutividade e turbidez para Barra Bonita e Bariri, em julho de 2003.

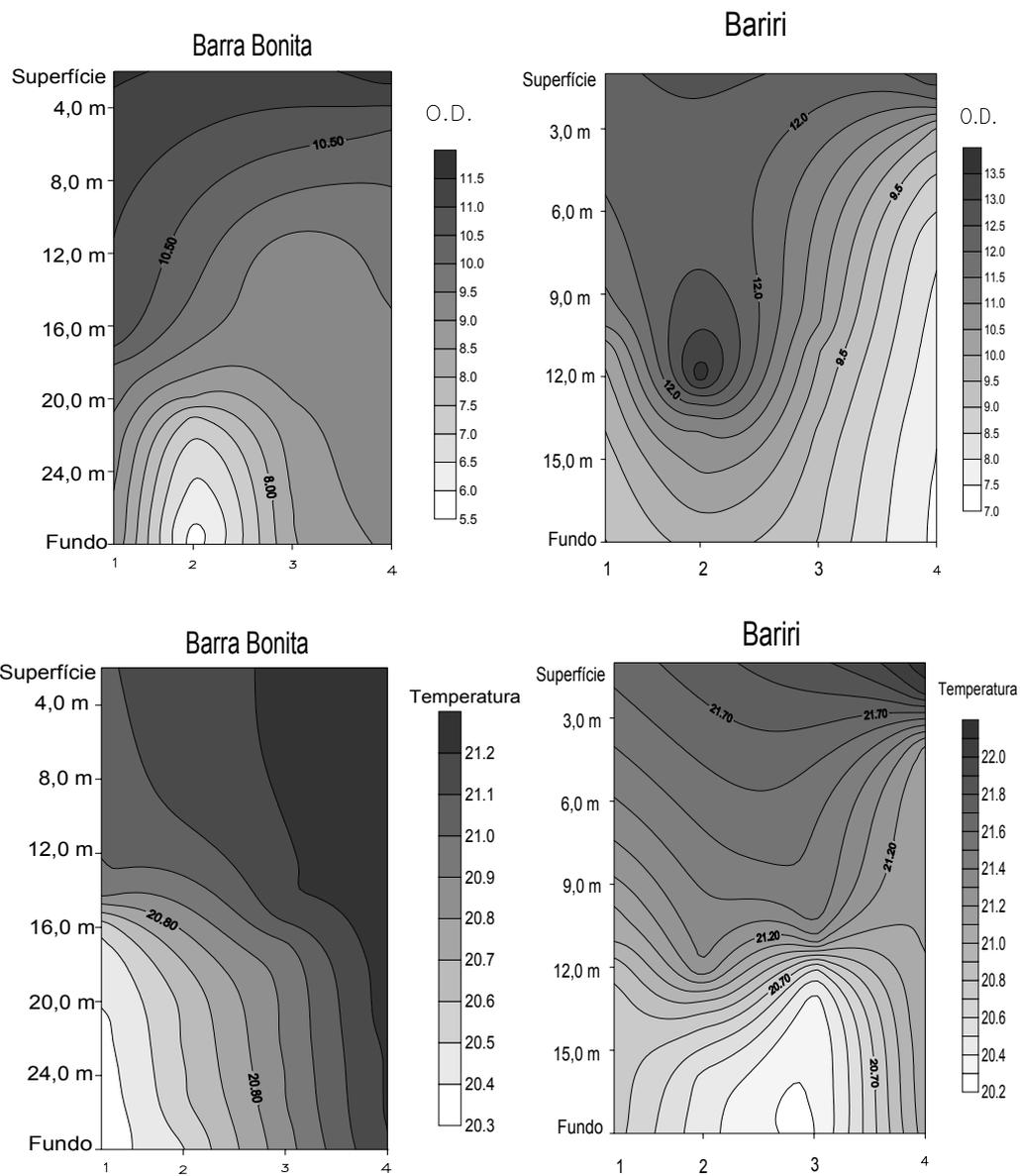


Figura XXII. Variação espacial de oxigênio dissolvido (O.D.) e temperatura para Barra Bonita e Bariri, em julho de 2003.

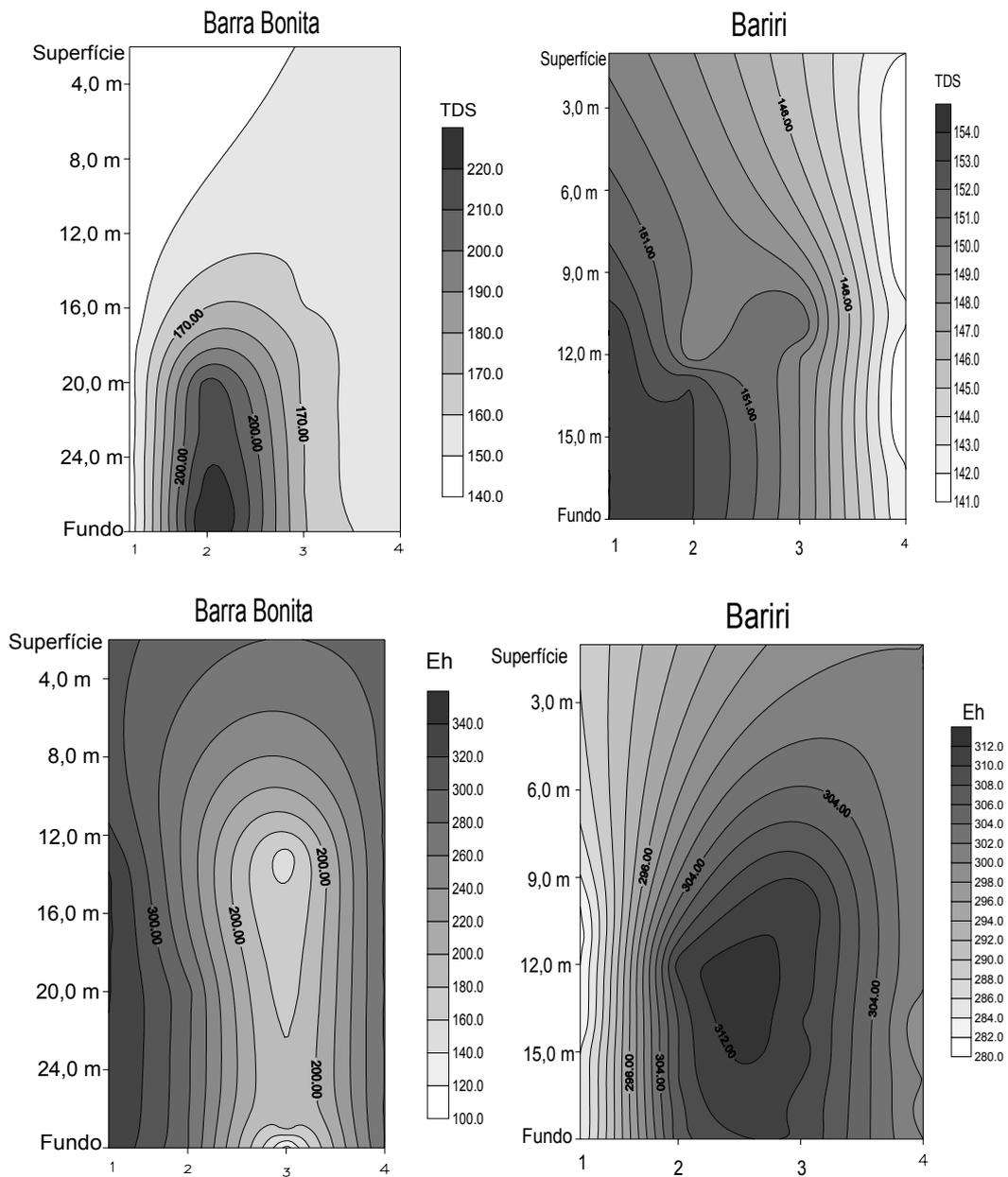


Figura XXIII. Variação espacial de sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial redox (Eh) para Barra Bonita e Bariri, em julho de 2003.

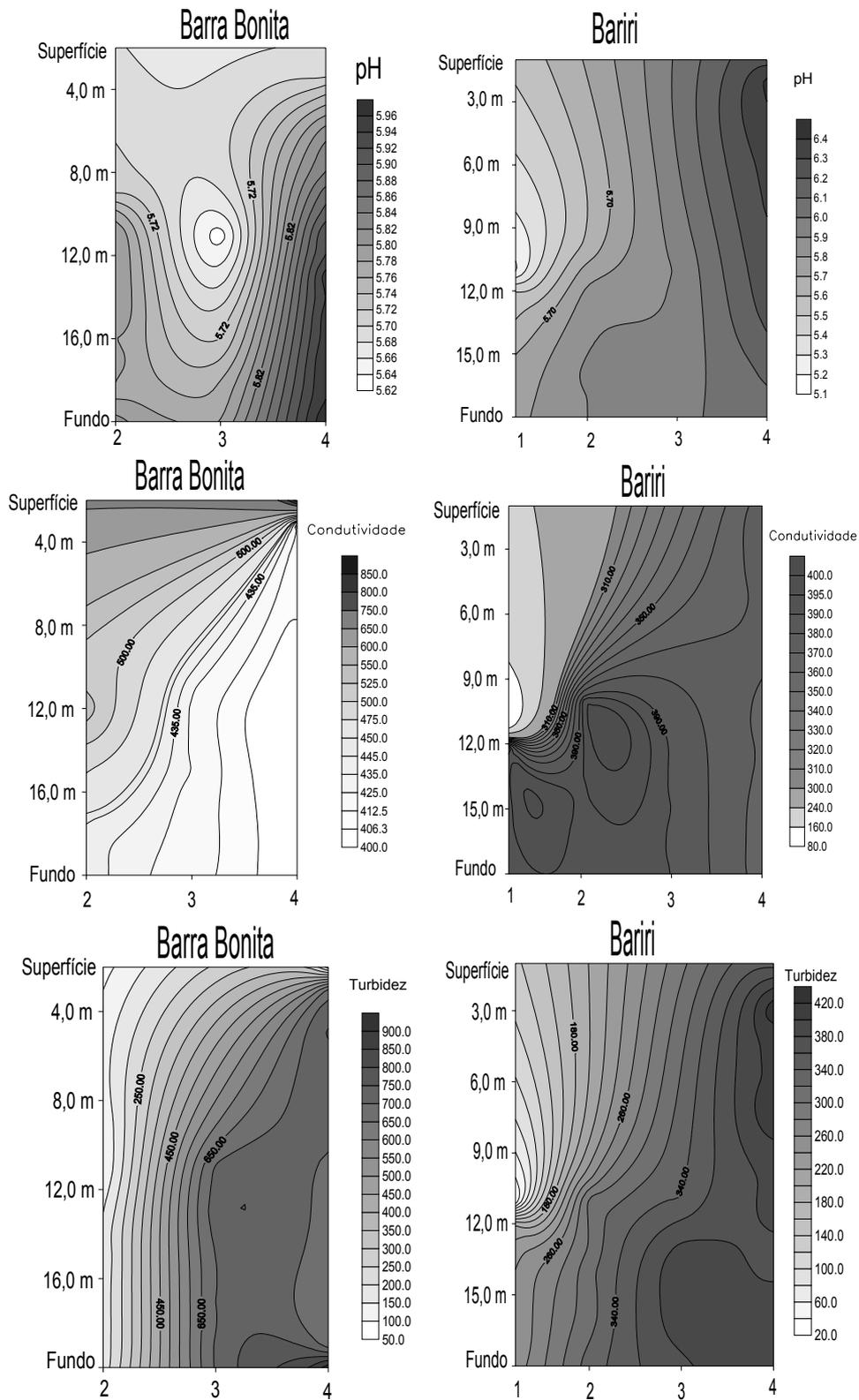


Figura XXIV. Variação espacial de pH, condutividade e turbidez para Barra Bonita e Bariri, em outubro de 2003.

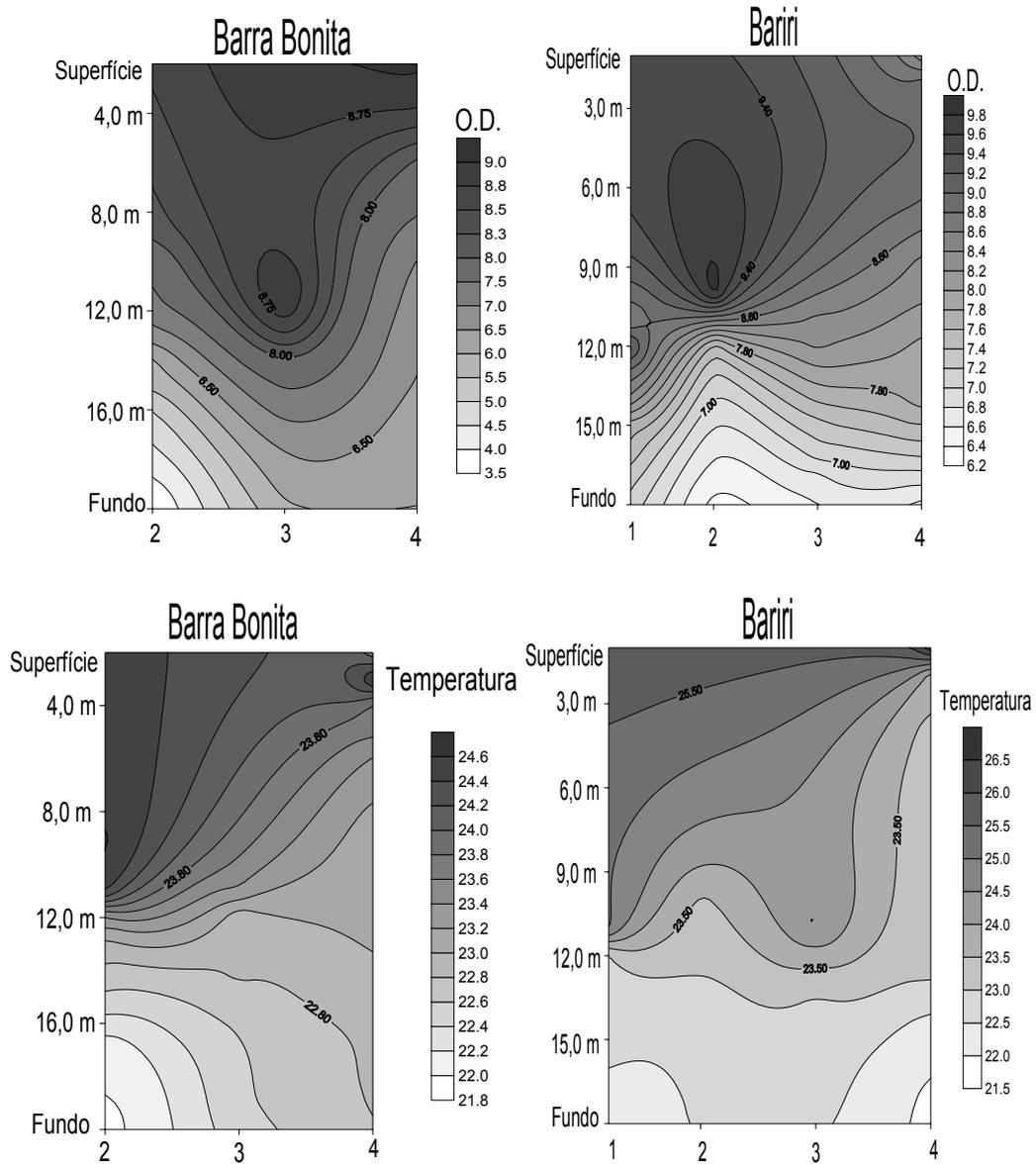


Figura XXV. Variação espacial de oxigênio dissolvido (O.D.) e temperatura para Barra Bonita e Bariri, em outubro de 2003.

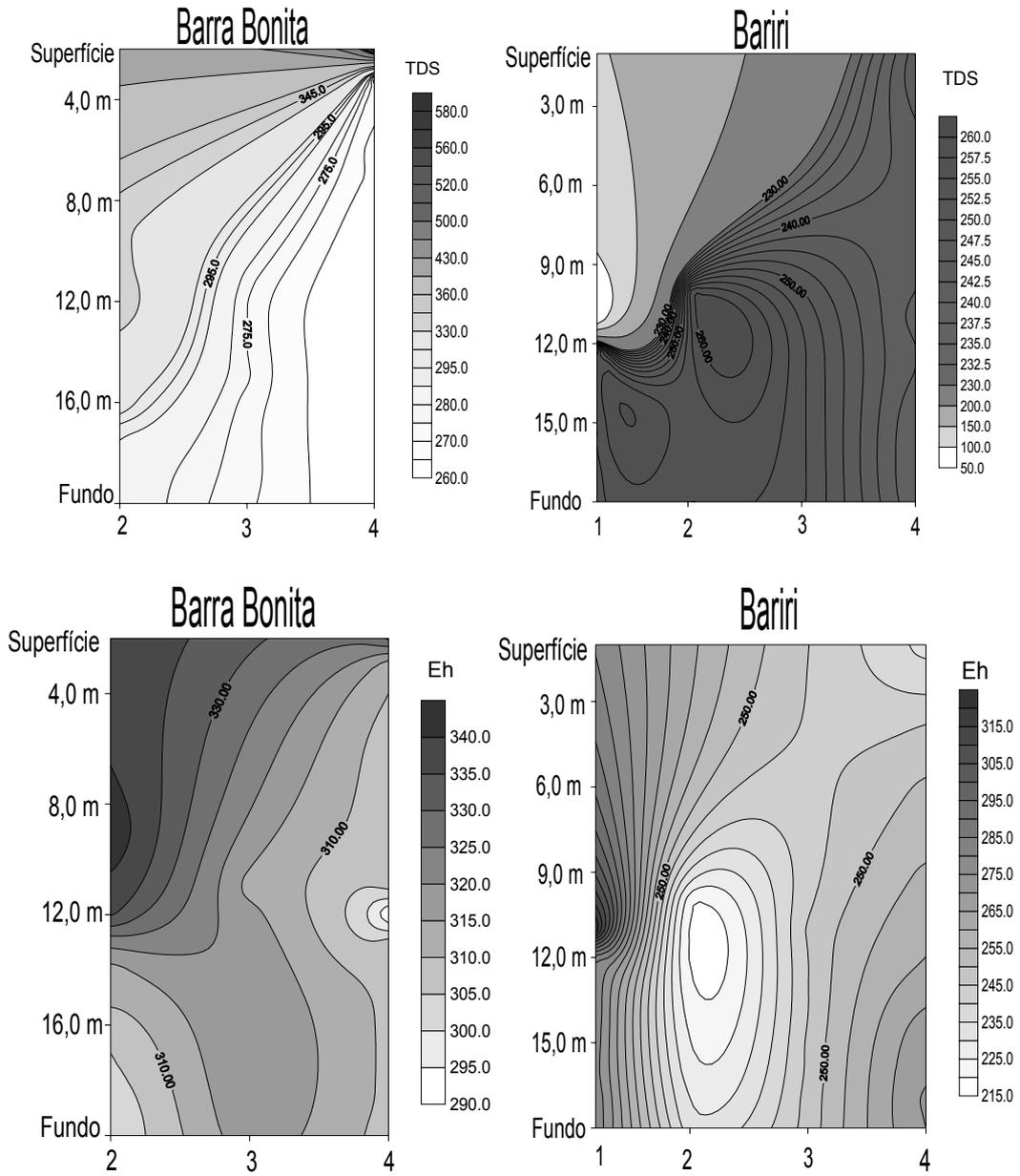


Figura XXVI. Variação espacial de sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial redox (Eh) para Barra Bonita e Bariri, em outubro de 2003.