



MERCÚRIO NA COMUNIDADE PLANCTÔNICA DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE SAMUEL (RO), AMAZÔNIA OCIDENTAL

E.L. Nascimento^{1*,2*}; J.P.O. Gomes^{1,3**}; D.P. Carvalho¹; R. Almeida^{1,4***};
W.R. Bastos¹; K.R. Miyai^{5****}

¹ Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Núcleo de Ciência e Tecnologia, Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR, Rodovia BR 364, km 9,5 Sentido Acre, CEP: 78.900-500, Porto Velho, RO, Brasil

² Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias, Instituto de Biofísica CCF, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

³ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, Av. Jorge Teixeira, 3559, Porto Velho, RO, Brasil

⁴ Laboratório de Radioisótopos EPF, Instituto de Biofísica CCF, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

⁵ Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A, R. Major Amarantes, 513, Arigolândia, Porto Velho, RO, Brasil

E-mail: *beta@biof.ufrj.br; **joaopaulo@unir.br;
ronaldoalmeida@unir.br; *robertomiyai@eln.gov.br

Recebido em 05/07, aceito para publicação em 01/08

ABSTRACT

The present work evaluates the Hg concentrations in the planktonic community of the Samuel hydroelectric reservoir (Amazon/Brazil). Plankton samples were collected from September 2003 to May 2004, to verify possible correlations with the variation in the water level in the reservoir. Plankton samples were collected through two nylon nets, one with 68 μm and the other with 20 μm of mesh size. An aliquot of each plankton filtrate was removed and preserved for posterior taxonomic analysis and another was lyophilized and digested for Hg analysis. Total Hg was determined by cold vapor atomic absorption spectrophotometer (CVAAS) (FIMS-400, Perkin-Elmer). Hydrochemical parameters were analyzed in situ during sampling. Highest Hg concentration was obtained in December 2003 (226 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Hg concentrations were influenced by the inflow of the reservoir when water entering the lake resulted in sediment particles re-suspension from bottom sediments. Lowest Hg concentration (23 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) was registered in September 2004, corresponding to the period of smallest inflow to the lake, when higher deposition of particulate suspended matter occurs.

RESUMO

Este trabalho apresenta as concentrações de Hg na comunidade planctônica do reservatório da Usina Hidroelétrica de Samuel, RO. As amostras de plâncton foram coletadas entre Setembro de 2003 e maio de 2004, a fim de verificar possíveis

correlações com a variação hidrológica do reservatório. As amostras de plâncton foram coletadas através de duas redes de malha (68 μm e 20 μm). Uma alíquota de cada filtrado foi removida e preservada para posterior análise taxonômica, enquanto outra foi liofilizada e digerida para determinação de Hg por espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (CVAAS) (FIMS-400, Perkin-Elmer). Parâmetros hidroquímicos foram determinados simultaneamente à coleta in situ. As maiores concentrações de Hg foram obtidas em Dezembro de 2003 (226 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). As concentrações foram influenciadas pelo período de cheia do reservatório quando a entrada de água resulta em uma ressuspensão de partículas do sedimento de fundo. As menores concentrações (23 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) foram observadas em Setembro de 2004, correspondendo ao período de seca quando ocorreu grande deposição de material em suspensão.

INTRODUÇÃO

A transferência energética dentro da cadeia alimentar aquática é uma importante via de entrada e acumulação de mercúrio (Hg) em peixes, que pode ter início ainda em seus estágios larvais. Via de regra, são duas as principais formas de incorporação do Hg na comunidade zooplânctônica: através da ingestão de alimento contaminado (fitoplâncton, material particulado em suspensão e outros) e diretamente da água, do Hg dissolvido. Em ambos os casos, o Hg se acumula principalmente no exoesqueleto do zooplâncton. O fitoplâncton contamina-se através de processos passivos de adsorção e absorção de espécies dissolvidas de Hg (Fishe *et al.*, 2002). Algumas pesquisas revelaram que a composição da carapaça do zooplâncton é um determinante bioquímico fundamental na bioacumulação de metais (Hembray & Masson, 2003).

O Hg presente nos organismos planctônicos pode causar efeitos negativos para os mesmos, como o decréscimo na reprodução, relatado em cladóceros de água doce e copépodos marinhos por Hook *et al.* (2002). Quando estes organismos eram expostos a concentrações nanomolares de Hg através da alimentação (fitoplâncton), havia um decréscimo de 50 a 75% na produção de ovos. Aparentemente, esta redução na produção de ovos está relacionada com o acúmulo de Hg no ovário destes organismos. No Japão as águas do rio Aragano, que recebiam efluentes industriais contendo Hg, não apresentavam mais que 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto a concentração do Hg no fitoplâncton chegava a 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ nos peixes resultando em um coeficiente de concentração de 100 vezes para o fitoplâncton e 400 vezes para peixes (Ramade, 1977).

O zooplâncton constitui-se em um item obrigatório na dieta de quase todos os alevinos e de adultos de muitas espécies de peixes (Lazarro, 1977). Os estágios mais jovens de pós-larva consomem indivíduos de pequeno porte, tais como protozoários, rotíferos e náuplios de copépodes. Em poucos dias, os alevinos passam a consumir organismos maiores, dando preferência a microcrustáceos. Mais tarde, eles passarão a se alimentar de copépodes ou mesmo de larvas de insetos, dependendo da espécie considerada (Pinto-Coelho, 1997). Estudos realizados por Sipaúba-Tavares (1993) e Watanabe (1978) demonstraram que algumas espécies nativas Amazônicas, como o tambaqui e o pacu, alimentam-se prioritariamente de rotíferos quando estão com dois a seis dias de idade, devido ao pequeno tamanho e ao estímulo sensorial causado por sua constante movimentação na massa d'água, além do seu curto período de vida e alto valor nutritivo.

Nos reservatórios, a entrada de Hg pode ocorrer através de lançamentos diretos na coluna d'água; através da deposição atmosférica úmida e seca e; também através dos rios, em grande parte ligada às partículas em suspensão formada por materiais minerais e orgânicos, resultantes dos processos de erosão. Essas partículas podem ficar suspensas na coluna d'água e serem transportadas para longas distâncias ou decantar e se acumular no sedimento de fundo (Lacerda & Salomons, 1992). Recentemente vêm sendo realizados estudos, tais como os de Schetagne *et al.* (2000), para tentar compreender qual o principal componente no transporte de Hg em reservatórios para a jusante e qual a quantidade exportada. Estes autores concluíram que de acordo com o conteúdo estomacal dos peixes analisados, estima-se que 93% do metilmercúrio exportado para a jusante, resultou do zooplâncton, que transferiu este composto para os peixes.

Nos últimos 20 anos, vários estudos foram realizados sobre a contaminação ambiental por Hg na Amazônia, principalmente em decorrência de seu uso na mineração de ouro (Martinelli *et al.*, 1988; Pfeiffer & Lacerda, 1988; Lacerda, 1995; Malm *et al.*, 1995; Lacerda *et al.*, 1998; Lodenius & Malm, 1998; Malm, 1998; Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000; Leckler *et al.*, 2000; Bastos *et al.*, 2005). Os dados referentes às quantidades de Hg que foram lançados em rios, solos e atmosfera no ambiente amazônico entre as décadas de 70 e 80 devido ao garimpo de ouro diferem entre os autores, mas todos sugerem cargas entre 1.000 a 4.000 t (Malm, 1998; Boschio & Henshel, 2000; Roulet *et al.*, 2000; Cordeiro *et al.*, 2002). No entanto, outros estudos sugerem que os solos Amazônicos também contribuiriam naturalmente com Hg para o sistema aquático principalmente devido ao intenso uso da terra na região (Almeida *et al.*, 2005). Segundo Roulet & Lucotte (1995) os incêndios florestais comuns na Amazônia e a conseqüente queima da cobertura vegetal seriam importantes fatores para a liberação do Hg presente nos solos Amazônicos para a atmosfera. O Hg presente na atmosfera pode precipitar adsorvido à partículas, através da deposição úmida e seca ou ser oxidado através da ação de elevados níveis de ozônio, radiação solar e uma elevada umidade, favorecendo sua conversão a Hg²⁺ na atmosfera e sua deposição (Hancon *et al.*, 1995). Neste estudo buscou-se estudar o comportamento do Hg nos níveis inferiores da cadeia alimentar aquática, através da análise do teor de Hg em amostras de plâncton e a influência das variáveis hidrológicas nas concentrações de Hg na comunidade planctônica.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (UHE-Samuel) está situado na Bacia do Rio Jamari, afluente da margem direita do Rio Madeira no estado de Rondônia (Figura 1). A área do reservatório é de 634 km² e drena uma bacia de cerca de 29.700 km². Neste estudo foi selecionada a estação (estação M1) utilizada pela Eletronorte para o monitoramento limnológico do reservatório localizada a 1,5 km a montante da barragem (S 08°45'026" e W 063°26'25,9"). Apesar da Bacia do Rio Jamari não possuir ocorrências conhecidas de garimpo de ouro, os garimpos existentes na região podem ocasionar impactos sobre a área de influência do reservatório, através da dispersão atmosférica. Fator que é agravado devido ao desflorestamento e ao crescente uso do solo para agricultura e pecuária.

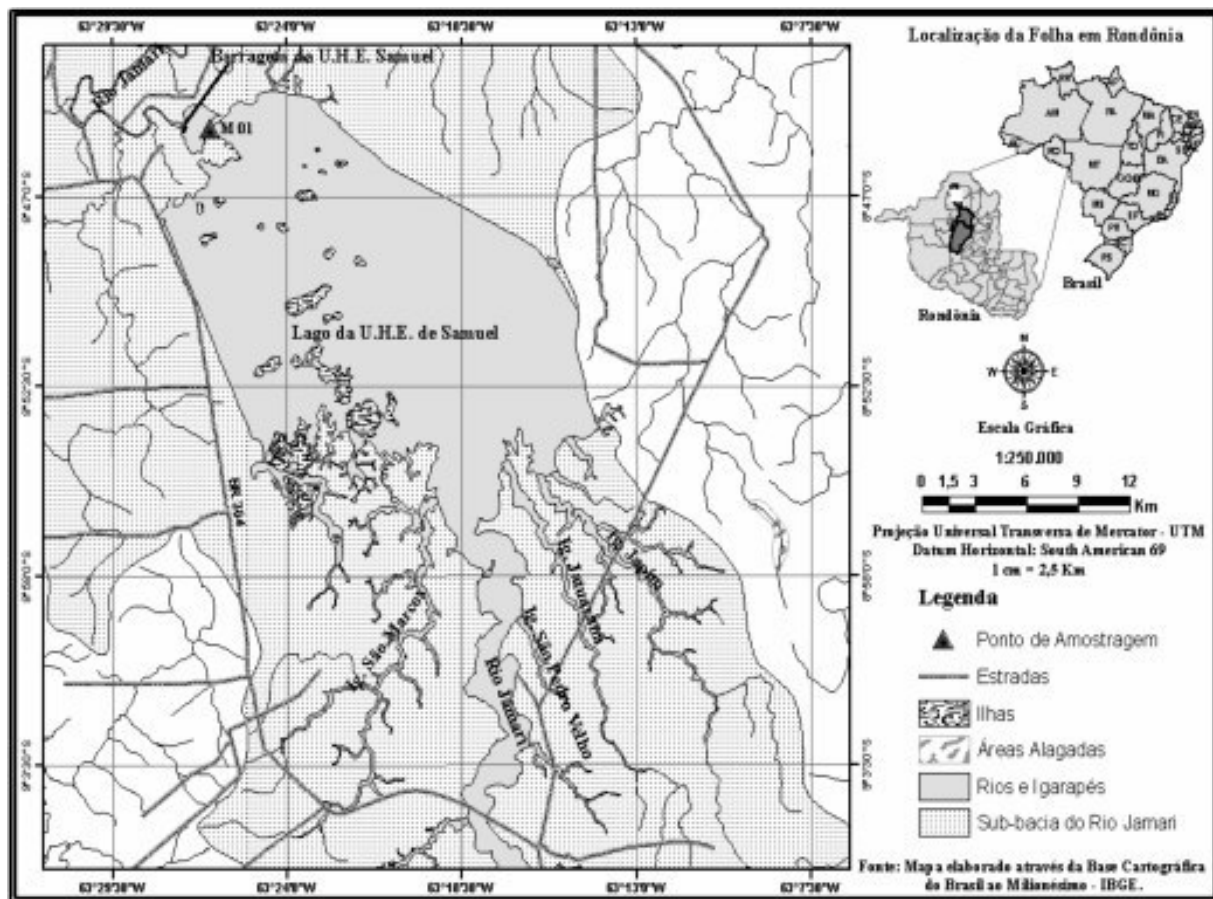


Figura 1: Mapa de localização da área de estudos.

Coleta e identificação do plâncton

As coletas de plâncton, bem como de água superficial foram realizadas bimestralmente a partir de Setembro de 2003 a Maio de 2004, a fim de acompanhar possíveis correlações com a variação no nível das águas do reservatório, totalizando seis amostragens. As amostras foram coletadas utilizando-se duas redes de arraste de nylon, uma com 68 μm e outra 20 μm de abertura de malha, apropriadas para coleta de fitoplâncton e zooplâncton, respectivamente. O filtrado de plâncton de ambas as redes foi acondicionado em frascos de polietileno até obtenção de 4 L de filtrado para cada rede utilizada. Uma alíquota de cada filtrado foi retirada e fixada para posterior análise taxonômica. O fitoplâncton foi fixado com solução *Transeaux* e o zooplâncton com formol a 4%. Para a contagem do fitoplâncton e do zooplâncton foi utilizada a metodologia por Lund *et al.* (1958), com precisão de cerca de 20% ($p < 0,05$). A análise taxonômica foi realizada através da observação de caracteres morfológicos com auxílio de microscópio óptico (Leika, Alemanha) e bibliografia específica para cada grupo taxonômico (Edmondson, 1959; Forster, 1969; Bicudo & Bicudo, 1970; Prescott, 1970; Kost, 1972; Reid, 1985; Moor-Loreiro, 1997; Bicudo & Menezes, 2005).

Análises Laboratoriais

Para a determinação de Hg total as amostras de plâncton total (zooplâncton + fitoplâncton) foram liofilizadas e sofreram um processo de abertura química (HNO_3 , H_2SO_4 e KMnO_4) em banho-maria a 60°C , segundo metodologia proposta por Bastos *et al.* (1998). A determinação de Hg total foi realizada pela técnica de espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (FIMS-400, Perkin Elmer).

As variáveis limnológicas (temperatura da água, transparência, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido) foram determinadas em campo e no Laboratório de Limnologia da Usina Hidrelétrica de Samuel (Centro de Proteção Ambiental – CPA). Os dados de temperatura foram obtidos *in situ* através de um termistor (Horiba, U10). O pH e a condutividade elétrica da água foram determinados em laboratório com equipamentos de bancada (Digitimed-30M). O teor de oxigênio dissolvido foi determinado pelo do método Winkler (Golterman, 1978). A transparência da água foi estimada pela extinção do disco de Secchi.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores obtidos no período de estudo dos parâmetros físico-químicos medidos na água são apresentados na tabela 1. Através dos resultados de oxigênio dissolvido foi possível observar que a água superficial (primeiros 20 cm da coluna d'água) da estação M1 encontrou-se com boa oxigenação, apresentando valores mais elevados no período seco e sensível redução durante o período chuvoso, condizendo com o período de maior vazão afluente do reservatório (Figura 2).

Tabela 1: Resultados dos parâmetros físico-químicos da água na estação M1 do reservatório da UHE-Samuel nos meses amostrados 2003-2004.

Período	Oxigênio dissolvido		pH	Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Transparência (m)
	($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	(%)				
Setembro/2003	7,8	93	6,7	22,2	30,1	3,90
Dezembro/2003	6,8	90	6,6	22,2	30,1	3,10
Janeiro/2004	5,8	66	6,3	22,3	30,0	2,70
Março/2004	6,2	80	6,4	25,7	29,0	2,60
Maió/2004	6,7	87	6,6	23,3	29,1	2,60
Julho/2004	7,2	94,6	7,2	24,2	29,8	2,60
Setembro/2004	9,3	122	6,9	-	30,1	2,50

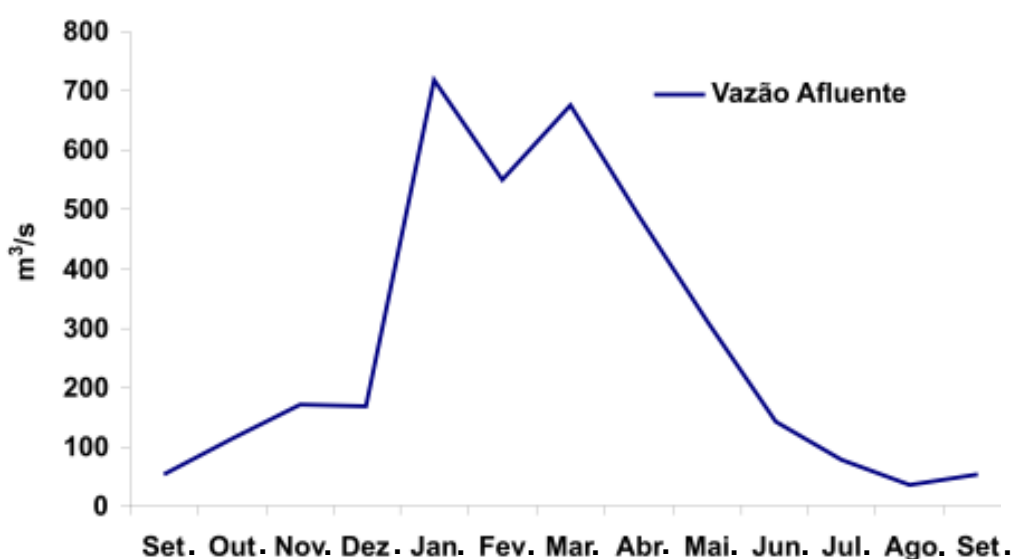


Figura 2: Vazão afluente do reservatório da UHE – Samuel entre os meses de setembro de 2003 a setembro de 2004.

O pH se encontrou em uma faixa próxima ao neutro durante o período amostrado, sendo registrado seu menor valor em janeiro de 2004 (pH= 6,3) e o maior valor em

julho de 2004 (pH= 7,2). A temperatura foi elevada durante todo período com mínima de 29,0°C e máxima de 30,1°C. Quanto à condutividade elétrica, a água mostrou-se relativamente pobre em íons dissolvidos. Através dos resultados de transparência-Secchi, concluí-se que a água foi relativamente transparente ao longo do período amostral.

A concentração mais elevada de Hg ($226 \mu\text{g.kg}^{-1}$) no plâncton total (zooplâncton + fitoplâncton) do reservatório da UHE-Samuel foi medida no mês de dezembro de 2003 com um significativo decréscimo nos meses seguintes (Figura 3). As maiores concentrações medidas ocorreram via de regra no período chuvoso com menor transparência na coluna d'água. É possível que a entrada de partículas enriquecidas em Hg carregadas para o reservatório através da maior lixiviação dos solos no período chuvoso, contribua para o aumento das concentrações de Hg disponíveis para incorporação pelo plâncton. O aumento das concentrações de Hg também pode estar associado à ressuspensão de partículas, no período chuvoso, depositadas no sedimento de fundo do reservatório, conseqüentemente também disponibilizando Hg para incorporação pela biota aquática.

A menor concentração de Hg no plâncton ($23 \mu\text{g.kg}^{-1}$) foi encontrada no mês de setembro de 2004, que corresponde ao período de estiagem da região, período este em que há uma maior deposição do material particulado em suspensão, corroborado pelos elevados valores de transparência-Secchi (3,9 m). Também é possível observarmos através do gráfico de vazão afluente que os períodos de menor vazão, correspondem aos períodos em que são encontradas as menores concentrações de Hg no plâncton (Figura 2).

Apesar da Bacia do Rio Jamari não apresentar histórico de garimpagem de ouro, o Hg associado às partículas pode ser proveniente de fontes antrópicas, a exemplo da queima do amálgama Au-Hg, e/ou de origem natural proveniente da queima de biomassa e deposição atmosférica. Estas partículas enriquecidas em Hg poderiam estar sendo carregadas desde regiões a montante do reservatório. Também foi possível observar que com o aumento do volume das águas no reservatório, os valores de Hg no plâncton tendem a diminuir, em relação ao valor encontrado no mês de dezembro, o que pode refletir uma diluição do Hg presente na coluna d'água (Figura 3).

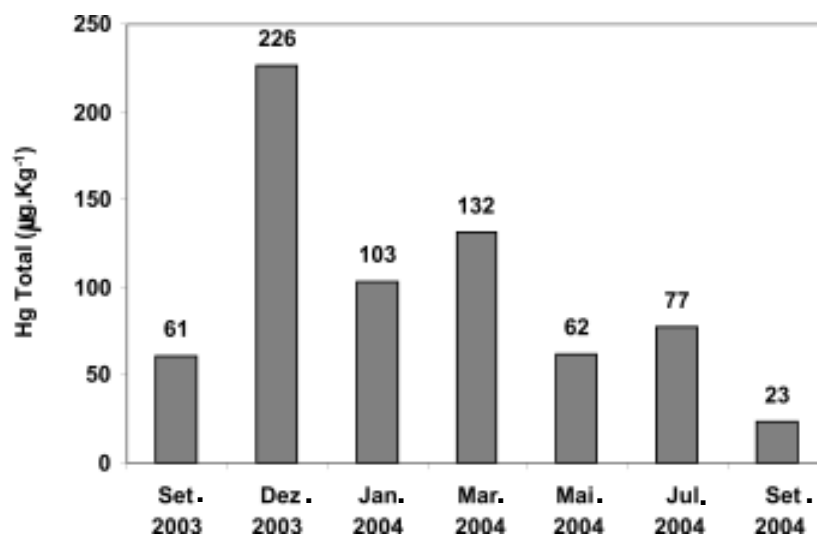


Figura 3: Concentração de mercúrio ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) no plâncton total em relação aos meses e localidades amostradas 2003-2004.

Quanto à densidade dos organismos planctônicos podemos observar que na estação M1 o zooplâncton foi predominante nos meses de setembro e dezembro de 2003 e janeiro de 2004, compondo nestes meses mais de 70% da comunidade planctônica (Figura 4). No entanto, nos meses de março a julho de 2004 ocorreu o inverso, quando mais de 60 % do plâncton foi composto pelo fitoplâncton (Figura 4). No mês de setembro de 2004 o zooplâncton volta a ser predominante na comunidade planctônica. Durante a coleta do plâncton, mesmo com o uso de redes específicas para o tamanho dos organismos de cada grupo, sempre ocorre certo grau de mistura dos mesmos, de forma que não é possível estabelecer uma correlação entre as concentrações de Hg no plâncton e a densidade de fitoplâncton e zooplâncton presente. Entretanto, de acordo com estudos realizados com a comunidade planctônica (e.g. Schetagne *et al.*, 2000), as diferenças encontradas nas concentrações de Hg no plâncton, podem estar relacionadas com a variação na densidade dos organismos zooplanctônicos.

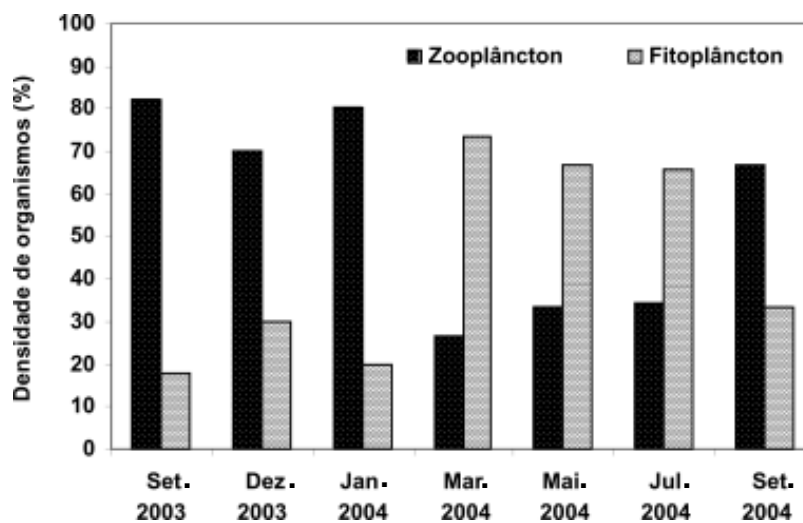


Figura 4: Porcentagem relativa quanto à presença de zooplâncton e fitoplâncton encontrado no momento da coleta no período amostrado 2003-2004.

Nos meses em que foram encontradas as menores concentrações de Hg na estação M1, setembro de 2003 ($61 \mu\text{g.kg}^{-1}$) maio ($64 \mu\text{g.kg}^{-1}$) e setembro ($23 \mu\text{g.kg}^{-1}$) de 2004 predominaram os copépodes conforme apresentado na figura 5.

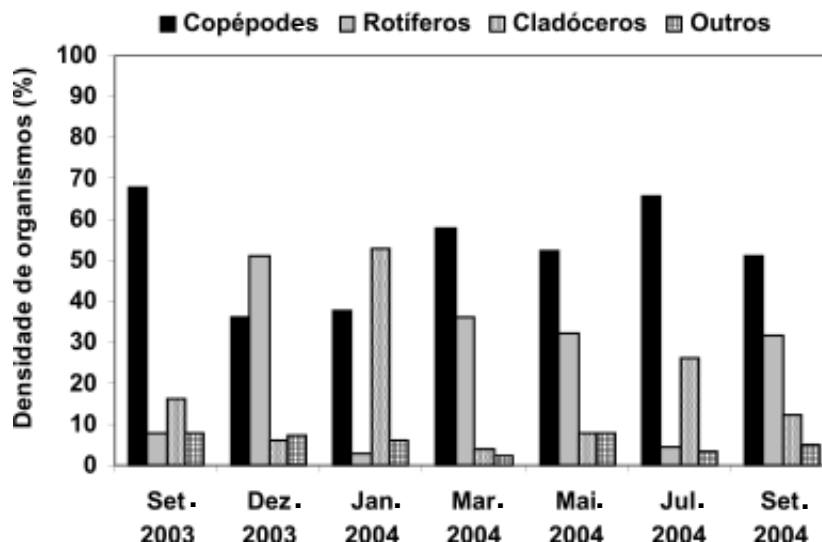


Figura 5: Composição dos organismos zooplanctônicos estudados em relação aos meses amostrados 2003-2004.

Segundo Reinfelder *et al.*, (1998), os copépodes possuem estratégias de assimilação e detoxificação de metais pesados, tanto para o Hg provindo do citoplasma de algas contaminadas, quanto ao Hg presente na água em sua fase dissolvida. Este estudo mostrou que quando há predominância de copépodes no zooplâncton os valores tendem a serem mais baixos. Ainda com relação à composição dos grandes grupos da comunidade zooplanctônica foi possível observar uma alternância com relação à densidade de rotíferos e cladóceros. Estudos realizados por Gilbert (1988) mostraram que em geral rotíferos e *Daphnias* possuem hábitos alimentares semelhantes (células e detritos de 1 a 17 μm). Por outro lado, mesmo os cladóceros de menor tamanho corpóreo como *Ceriodaphnia* sp. e *Bosmina* sp., mostraram-se predadores de rotíferos. Este estudo também mostrou que o declínio de rotíferos não estava associado em nenhum momento ao aumento das populações de copépodes. Assim, o estudo conclui que onde há grande densidade de cladóceros a densidade de rotíferos diminui e vice-versa, devido a competição pelo mesmo tipo de alimento.

Em relação à análise taxonômica do zooplâncton, para o grupo dos copépodes das três principais ordens de vida livre presentes no plâncton foram encontradas apenas duas, Calanoida e Ciclopoida (Figura 6). Onde os calanoidas compunham mais de 50% dos indivíduos em todos os meses amostrados.

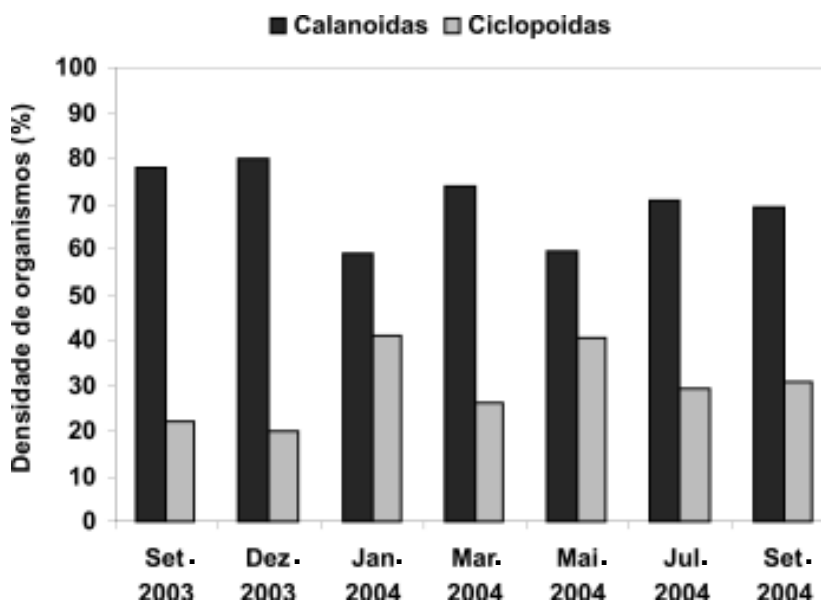


Figura 6: Percentual das densidades das ordens de copépodes encontradas nos meses amostrados 2003-2004.

Este resultado condiz com a literatura, pois estas duas ordens são comuns em regiões centrais de reservatórios e lagos, característica do ponto amostral do presente trabalho. Estudos realizados por Gorski (2003) em dois lagos distintos dos Estados Unidos, Lago Richie e Lago Sargent, mostraram que o lago que apresentava uma maior densidade de calanoidas (Lago Richie) também apresentava menor concentração de Hg total ($44 - 72 \mu\text{g.kg}^{-1}$), enquanto que o lago em que a densidade de ciclopoidas era maior (Lago Sargent) apresentava maiores concentrações de Hg ($196 - 276 \mu\text{g.kg}^{-1}$).

Neste estudo, apesar dos calanoidas terem sido dominantes em todos os meses amostrados na estação M1, é difícil fazer uma relação quanto à presença destes organismos e a concentração de Hg quando há uma constante sucessão das comunidades dos grandes grupos (copépodes, cladóceros e rotíferos). E para que possamos ter idéia da contribuição de cada grupo quanto à presença de Hg seriam

necessários estudos com os indivíduos isolados de cada comunidade, bem como observar o comportamento destes organismos frente a este contaminante (bioensaio).

Quanto aos resultados da análise taxonômica para o grupo dos cladóceros nas duas localidades amostradas foram encontrados 6 gêneros. Os gêneros *Ceriodaphnia* sp. e *Diaphanosoma* sp. foram encontrados em todos os meses amostrados na estação M1, entretanto em diferentes proporções (Figura 7).

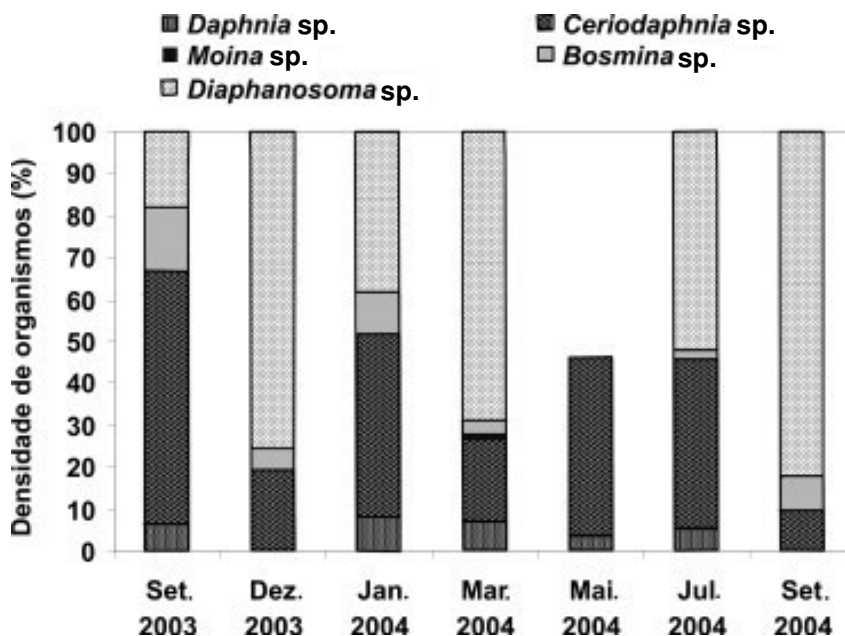


Figura 7: Percentual das densidades dos gêneros de cladóceros encontrados nos meses amostrados 2003-2004.

O gênero *Bosmina* sp. na estação M1 se mostrou ausente apenas no mês de maio, tendo sido encontrada em todos os outros meses amostrados apesar da baixa representatividade. *Moina* sp. foi encontrada somente no mês de março e com baixa representatividade. Como já mencionado, um dos organismos planctônicos mais utilizados em trabalhos de biomonitoramento de ambientes aquáticos, são os cladóceros do gênero *Daphnia* sp., por várias razões, tais como: curto ciclo de vida, não possuir estágios larvais o que facilita sua identificação e, sua abundância nos ecossistemas lênticos de água doce. No reservatório da UHE-Samuel observou-se que este gênero, apesar da baixa representatividade, foi encontrado em todos os meses amostrados, entretanto mostrou-se ausente na coleta do mês de dezembro, mês em que se obteve a maior concentração de Hg no plâncton total ($226 \mu\text{g.kg}^{-1}$). No entanto, também mostrou-se ausente em setembro de 2004 onde foi registrado a menor concentração de Hg ($27 \mu\text{g.kg}^{-1}$) no plâncton total.

Em relação ao grupo dos rotíferos na estação M1, foram encontrados apenas três gêneros ao longo dos meses amostrados, *Fillinia* sp., *Keratella* sp. e *Trichocerca* sp., sendo este último encontrado apenas no mês de setembro de 2004. Quanto à análise quantitativa das algas fitoplanctônicas, na estação M1, as maiores densidades foram obtidas nos meses de março, maio e julho de 2004 (Figura 8). Nestes meses as concentrações de Hg foram de $132 \mu\text{g.kg}^{-1}$, $64 \mu\text{g.kg}^{-1}$ e $77 \mu\text{g.kg}^{-1}$, respectivamente. Em relação à análise qualitativa do fitoplâncton, em todos os meses amostrados foram encontradas um total de 19 famílias distintas (Figura 8).

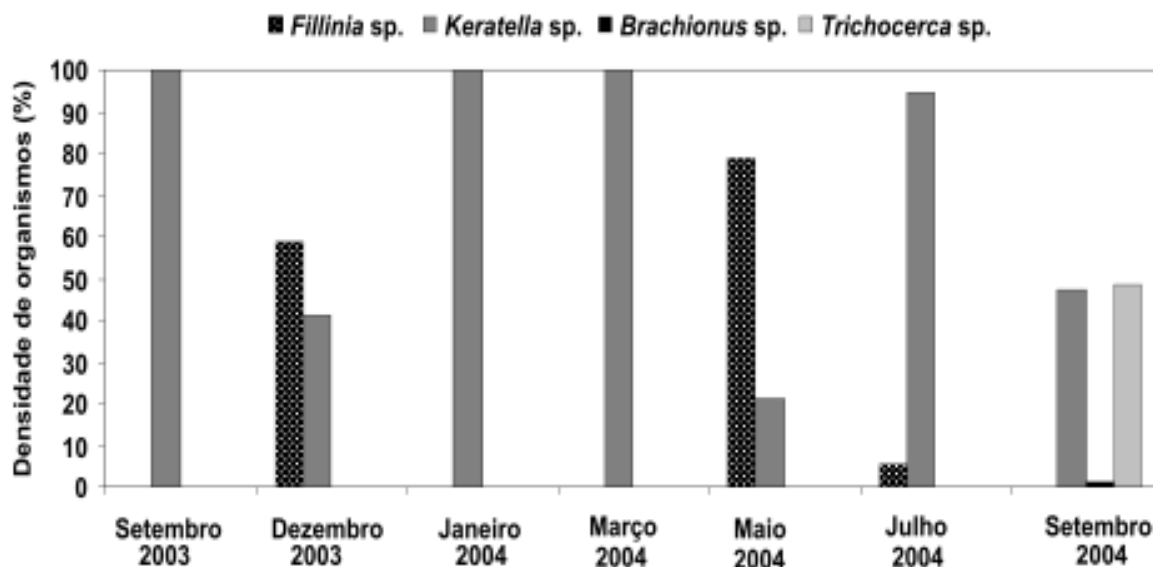


Figura 8: Percentual das densidades dos gêneros de rotíferos encontrados nos meses amostrados 2003-2004.

Dentre todas as famílias de fitoplâncton encontradas (Figura 9 A-G), as algas pertencentes à família Desmidiaceae mostraram ser dominantes em todos os meses amostrados, com exceção dos meses de julho e setembro de 2004 (F e G) onde predominou a família Dictyosphaeraceae, devido exclusivamente a presença do gênero *Botryococcus* sp., algas de coloração acastanhada que tendem a formar florações.

As sucessivas mudanças na composição das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton apresentadas no presente trabalho, podem estar relacionadas com fatores ecológicos de cada grupo; com características físico-químicas da água, nutricionais ou até mesmo com a presença de Hg no meio. Esses fatores podem agir como reguladores de vários processos metabólicos dos organismos aquáticos que podem estar regulando o crescimento de algumas espécies e controlando o crescimento de outras. Para Santos (1982), um dos fatores ecológicos mais importantes nesta seleção é o pH.

A comparação entre os dados obtidos no reservatório de Samuel com outros trabalhos (Tabela 2) mostra que no período de coleta do reservatório da UHE-Samuel, a concentração mais elevada de Hg no plâncton total (zoo+fito) foi obtida no mês de dezembro de 2003, caracterizado por chuvas intensas como apresentado no gráfico de vazão afluente (Figura 2). No entanto, no reservatório de Ribeirão das Lajes, os maiores valores de Hg no plâncton total ocorreram na estação seca e o menor na estação chuvosa (Palermo, 2002). Já no estudo realizado no reservatório de Quebec-Canadá, por ser um ambiente temperado característico de baixa pluviosidade, os resultados obtidos não foram relacionados com o ciclo hidrológico. Os 3 reservatórios citados são utilizados para geração de energia elétrica, sendo o reservatório de Ribeirão das Lajes também utilizado para o abastecimento de água.

As maiores concentrações foram obtidas no reservatório canadense, até 2 vezes maior que a concentração máxima obtidas no reservatório da UHE-Samuel e até 5 vezes maior que o máximo obtido no reservatório de Lages. O alagamento e conseqüente aporte de materiais originado na denudação física e química dos solos adjacentes, característico de Samuel e Quebec, mas que não ocorre de forma

significativa em Lages, sugere o aporte marginal como importante no controle das concentrações de Hg medidas no plâncton.

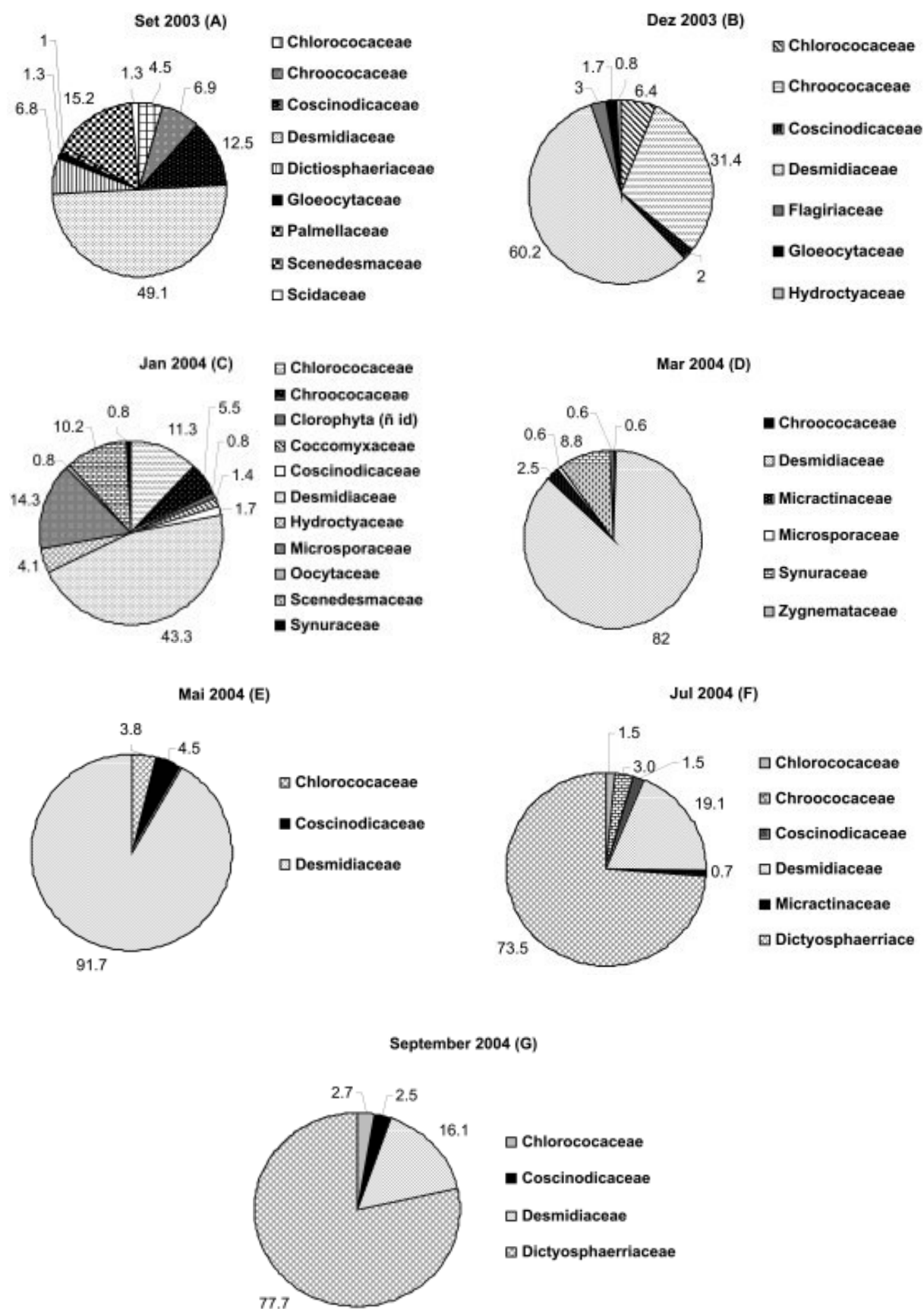


Figura 9: Percentual das densidades das famílias de fitoplâncton encontradas nos meses amostrados 2003-2004.

Tabela 2: Comparação entre as concentrações de Hg (peso seco) encontradas no plâncton do reservatório da UHE-Samuel-RO (Nascimento, 2004), reservatório de Ribeirão das Lajes-RJ (Pallermo *et al.*, 2002) e reservatório de Québec-Canadá (Tremblay, 1998)..

Localidades	Mínimo $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	Máximo $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	Referências
Reservatório de Ribeirão das Lajes-RJ	30	100	Palermo, 2002
Reservatório de Québec-Canadá	70	538	Tremblay, 1998
Reservatório da UHE-Samuel-RO	61	226	Este Trabalho

CONCLUSÕES

Através dos dados obtidos, pôde-se observar que as concentrações de Hg encontradas no plâncton mostram sofrer influência da vazão afluyente do reservatório. De modo que com a entrada de água e, conseqüente ressuspensão e carreamento de partículas para coluna d'água, as concentrações de Hg tendem a ser maiores. Este fato deve-se não apenas à partícula com Hg ingerida pelo zooplâncton ou adsorvida e absorvida pelo fitoplâncton, mas também devido à presença dessas partículas na própria amostra de plâncton a ser analisada. Com a entrada de água no reservatório, que ocorre entre os meses de novembro a março, as concentrações de Hg no plâncton aumentam, diminuindo a seguir provavelmente devido à diluição e, atinge seus menores valores no período de estiagem, quando ocorre uma menor concentração de partículas suspensas.

A variação temporal e espacial sofrida tanto pelo fitoplâncton como pelo zooplâncton provavelmente está relacionada com as variações climáticas e limnológicas da coluna d'água, que influem na entrada e disponibilidade de nutrientes, atividade fotossintética e outros. Faz-se necessário compreender melhor as flutuações temporais apresentadas pelos organismos planctônicos do reservatório da UHE-Samuel, para diferenciar quando os mesmos estão sendo influenciados pela entrada de Hg no ambiente e das influências dos parâmetros físico-químicos na coluna d'água. Desta forma, torna-se possível sua utilização em programas de biomonitoramento, pois possuem um curto ciclo de vida e uma baixa mobilidade nos corpos d'água, podendo evidenciar a variação na concentração e disponibilidade do Hg no ambiente de reservatórios mesmo quando em pequena escala temporal.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio logístico do Centro de Proteção Ambiental da Eletronorte do estado de Rondônia e financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) através dos projetos CNPq/CT-Amazônia (Proc. Nº. 553269/2004-1) e CNPq/PPG-7-Fase II (Proc. Nº. 556934/2005-9).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; HERRMANN, J.C. (2005) Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, **137**: 179-186.
- BASTOS, W.R.; MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; CLEARLY, D., (1998) Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon – Brazil. *Ciência & Cultura*, **50**: 255 - 260.
- BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O.; OLIVEIRA, R.C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E.L.; BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; PFEIFFER, W. C. (2005) Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **368**: 344-351.
- BOISCHIO, A.A.P. & HENSHEL, D. (2000) Fish consumption, fish lore, and mercury pollution: risk communication for the Madeira River people. *Environmental Research Section A*, **12**: 108-126.
- BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.M.T. (1970) *Algas de Águas Continentais Brasileiras (Chave Ilustrada para Identificação de Gêneros)*. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências. São Paulo, 228 p.
- BICUDO, C.E.M. & MENEZES, M. (2005) *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (Chave para Identificações e Descrições)*. Ed. Rima, São Carlos, 508 p.
- CORDEIRO, R.C.; TURCQ, B.; RIBEIRO, M.G.; LACERDA, L.D.; CAPITANEO, J.; SILVA, O.A.; SIFEDDINE, A.; TURCQ, P.M. (2002) Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of the Total Environment*, **293**: 247-256.
- EDMONDSON, W.T. (1959) *Fresh-Water Biology*. Washington University Press, Cambridge, 1248 p.
- ELMOOR-LOREIRO, L.M.A. (1997). *Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil*. Ed. Universa, Brasília, 156 p.
- FISHE, N.S. & HOOK, S.E. (2002) Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology*, **181**: 531-536.
- FOSTER, V.K. (1969) Amazonische Desmidiéen. *Amazoniana*, **2**: 1-116p.
- GILBERT, J.J. (1988) Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnology & Oceanography*, **33**: 1286-1303.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. (1978) *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters*. 2 ed. Oxford, Blackwell Scientific Publications, I.B.P. Handbook, **8**: 213p.
- GORSKI, P.R.; CLECKNER, L.B.; HURLEY, J.M.; SIERSZEN, M.E.; ARMSTRONG, D.E. (2003) Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royale National Park, USA. *The Science of the Total Environment*, **304**: 327-348.
- HACON, S.; ARTAXO, P.; GERAB, F.; YAMASOE, M.A.; CAMPOS, R.C.; CONTI, L.F.; LACERDA, L.D. (1995) Atmospheric Mercury and Trace Elements in the Region of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Water, Air and Soil Pollution*, **80**: 273-283.
- HEMBRAY, A & MASSON, S. (2003) Effects of intensive fishing on the structure of zooplankton communities and mercury levels. *The Science of the Total Environment*, **304**: 377-390.
- HOOK, S.E. & FISHE, N.S. (2002) Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity. *Marine Environmental Research*, **53**:161-17.
- KOST, W. (1972). Rotatorien aus Gewässern Amazoniens. *Amazoniana*, **3**: 1-505.

- LACERDA, L.D. & SALOMONS, W. (1998). Mercury from Gold and Silver Mining: A Chemical Time Bomb. Springer Verlag, Berlin, 146 p.
- LACERDA, L.D. (1995) Amazon mercury emissions. *Nature*, 374: 20-21.
- LAZZARO, X. (1977) A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviors, selectivity, and impacts. *Hydrobiologia*, **146**: 97-167.
- LECKLER, P.J.; MILLER, J.R.; LACERDA, L.D.; VINSON, D., J.C.; BONZONGO LYONS, W.B.; WARWICK, J.J. (2000) Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *The Science of the Total Environment*, **260**: 87-96.
- LODENIUS, M. & MALM, O. (1998) Mercury in the Amazon. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **157**: 25-52.
- LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LE-KREN, D. (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, **11**: 143-170.
- MALM, O. (1998) Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Section A*, **77**: 73-78.
- MALM, O.; BRANCHES, F.J.P.; AKAGI, H.; CASTRO, M.B.; PFEIFFER, W.C.; HARADA, M.; BASTOS, W.R.; KATO, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River Basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **175**:141-150.
- MARTINELLI, L.A.; FERREIRA, J.R.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R.L. (1988) Mercury contamination in the Amazon: a gold rush consequence. *Ambio*, **17**: 252-254.
- MAURICE-BOURGOIN, L.M.; QUIROGA, I; CHINCHEROS, J.; COURAU, P. (2000) Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira Rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment*, **260**: 73-86.
- PALERMO, E.F.A.; KEHRIG, H.A.; BRANCO, C.W.C.; MALM, O.; BRANCO, H.S.B. (2002) Mercúrio e metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil. In: Pereira, M.E. (org.). *Estudos sobre Contaminação Ambiental na Península Ibérica*. Ed. Piaget, Viseu, **1**: 219-227.
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. (1988) Mercury inputs to the Amazon region, Brazil. *Environmental Technology Letter*, **9**: 325-350.
- PINTO-COELHO, R.M.; SÁ-JÚNIOR, W.P.; CORGOSINHO, P.H. (1997) Variação nictemeral do status nutricional do zooplâncton em tanques de cultivo de plâncton. *Revista UNIMAR*, **19**: 521-535.
- PRESCOTT, G.W. (1970) *The Freshwater Algae*. W.M.C. Brown Company Publishers, New York, 348 p.
- RAMADE, F. (1977) *Écotoxicologie: B-Mercure*. Masson, Paris, p. 97-108.
- REID, J.W. (1985) Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais e sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea Copepoda). *Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo*, **9**: 17-143.
- REINFELDER, J.R.; FISHER, N.S.; LUOMA, S.N.; NICHOLS, J.W.; WANG, W.-X. (1998) Trace element trophic Transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. *The Science of the Total Environment*, **219**:117-135.
- ROULET, M & LUCOTTE, M. (1995) Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollution*, **80**: 1079-1088.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CAUNEL, R.; FARELLA, N.; COURCELLES M.;

- GUIMARAES, J.R.D.; MERGLER, D; AMORIM, M. (2000) Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*, **65**: 243-266.
- SANTOS, A. 1982. Limnologia do sistema Tocantins-Araguaia: aspectos físicos, físico-químicos e químicos. Dissertação de Mestrado. UFSCAR, São Carlos, 182 p.
- SHETAGNE, R.; DOYON, J.F.; FOURNIER, J.J. (2000) Export of mercury downstream from reservoirs. *The Science of the Total Environment*, **260**: 135-145.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. (1993) Análise da seletividade alimentar em larvas de tambaqui (*Colossoma macropomum*) e tambacu (híbrido, pacu *Piaractus mesopotamicus* e tambaqui *Colossoma macropomum*) sobre os organismos zooplanctônicos. *Acta Limnologica Brasiliensis*, **6**:114-132.
- TREMBLAY, A.; LUCOTTE, M.; SCHETAGNE, S. (1998) Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Québec (Canada). *The Science of the Total Environment*, **213**: 307-315.
- WATANABE, T. (1978) Nutritive value of plankton for fish larvae in the view point of lipids. *Fish Science*, **22**: 93-111.

