

# FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS EM UMA LAGOA COSTEIRA HIPEREUTRÓFICA DO RIO DE JANEIRO/RJ (BRASIL) E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA SAÚDE HUMANA

*Andreia Maria da Anunciação Gomes<sup>1\*</sup>, Pedro Lima Sampaio<sup>1</sup>, Aloysio da Silva Ferrão-Filho<sup>2</sup>, Valeria de Freitas Magalhães<sup>1</sup>, Marcelo Manzi Marinho<sup>3</sup>, Ana Cláudia Pimentel de Oliveira<sup>4</sup>, Vitor Barbosa dos Santos<sup>1,4</sup>, Patrícia Domingos<sup>4</sup> & Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Ilha do Fundão. CEP 21949-900. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

<sup>2</sup>Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, Departamento de Biologia – Instituto Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, Av. Brasil 4365, Mangunhos. CEP 21045-900. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

<sup>3</sup>Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas, Departamento de Biologia Vegetal – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier N°524 – PHLC Sala 511, Maracanã. CEP 20550-900. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

<sup>4</sup>Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Divisão de Laboratórios, Laboratório de Biologia, Avenida Salvador Allende, 5500, Recreio dos Bandeirantes. CEP: 22780-160. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

\*Email: amagoges@biof.ufrj.br

## RESUMO

A baixada de Jacarepaguá (RJ/Brasil) vem sofrendo há pelo menos quatro décadas um processo desordenado de ocupação urbana e industrial, o que tem se refletido em mudança na qualidade da água e na incidência de florações de cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CLJ). O presente estudo reuniu uma série de dados temporais objetivando avaliar a qualidade hídrica da Lagoa de Jacarepaguá (LJ) através do monitoramento físico (pH, transparência da água e temperatura), químico (salinidade, O.D. e clorofila *a*) e da comunidade planctônica. Foi também analisado a concentração de microcistinas no pescado comercializado na região. Os dados foram divididos em três períodos de acordo com os diferentes ciclos sazonais estudados: PI (ago/96 a set/97), PII (jan/99 a nov/99) e PIII (fev/07 a jan/08). Dominância de cianobactérias ocorreu na maior parte do tempo, intercalada por pulsos de maior diversidade fitoplanctônica, observados a partir de 1999 (PII e III). Esta diversidade foi representada pelas clorofíceas, diatomáceas, prasinofíceas e criptofíceas. Foi interessante notar que a dinâmica observada em 1999 tenha se repetido quase 10 anos depois, o que sugere uma tendência sazonal de estruturação da comunidade no CLJ. O desaparecimento da floração coincidiu com épocas de menores temperaturas, sugerindo ser esse um importante fator regulador da dinâmica observada. A LJ apresentou uma elevada abundância zooplanctônica, com baixa diversidade de espécies. Durante alguns meses, as concentrações de microcistinas encontradas nos músculos dos peixes estiveram acima dos valores recomendados pela OMS para consumo humano.

**Palavras-chave:** Lagoa costeira, eutrofização, cianobactérias, microcistinas.

## ABSTRACT

**TOXIC CYANOBACTERIAL BLOOMS IN AN EUTROPHICATED COASTAL LAGOON IN RIO DE JANEIRO, BRAZIL: EFFECTS ON HUMAN HEALTH.** The Jacarepaguá Basin, Rio de Janeiro, Brazil has over the last four decades undergone a disordered process of urban and industrial growth with direct consequences on water quality and incidence of cyanobacterial blooms in the Jacarepaguá Lagoon Complex (JLC). The present study combines data aiming to evaluate water quality in Jacarepaguá Lagoon (JL) from monitoring of physical variables (pH, water transparency, temperature), chemical variables (salinity, dissolved oxygen, chlorophyll), the planktonic community, and the concentration of microcystins in fish from the region. The data herein presented were divided into three periods according to seasonal cycles: PI (aug/96 to sep/97), PII (jan/99 to nov/99), and PIII (feb/07 to jan/08). Dominance by cyanobacteria characterized most of the study period, interspersed with sudden peaks (e.g. during PII and PIII) of high diversity of phytoplankton. Phytoplanktonic peaks were represented by Chlorophyta, diatoms, Prasinophyta and Cryptophyta. Interestingly, the events observed in 1999 repeated almost 10 years later, suggesting roughly seasonal community structure

dynamism in the JLC. Disappearance of the bloom coincided with the lowest recorded water temperatures, suggesting that temperature is an important factor in the observed dynamics. The JL had a high abundance of zooplankton, yet species diversity was relatively low. Concentrations of microcystins found in muscles of fish from JL often contained values above the levels recommended by OMS for human consumption.

**Keywords:** Coastal lagoon, eutrophication, cyanobacteria, microcystins.

## RESUMEN

**FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS TOXICAS EN UNA LAGUNA COSTERA HIPEREUTROFICA DE RIO DE JANEIRO/RJ (BRASIL) Y SUS CONSECUENCIAS PARA LA SALUD HUMANA.** La Cuenca de Jacarepaguá (RJ/Brasil) ha sufrido, en las últimas cuatro décadas, un proceso desordenado de ocupación urbana e industrial, que se refleja en un cambio en la calidad del agua y en la incidencia de floraciones de las cianobacterias en el Complejo Lagunar Jacarepaguá (CLJ). El presente estudio reúne una serie de datos con el objeto de evaluar la calidad del Lago Jacarepaguá (LJ), a través del monitoreo físico (pH, transparencia del agua y temperatura), químico (salinidad, O.D. y clorofila *a*) y de la comunidad planctónica. También fue analizada la concentración de microcistinas en pescados comercializados en la región. Los datos fueron divididos en tres períodos de acuerdo con los diferentes ciclos estacionales estudiados: PI (ago/96 a sept/07), PII (ene/99 a nov/99) y PIII (feb/07 a ene/08). La dominancia de cianobacterias ocurre en la mayor parte del período de estudio, intercalada con pulsos de mayor diversidad fitoplanctónica, observada desde 1999 (PII y PIII). Dicha diversidad estuvo representada por las clorofíceas, diatomeas, prasinofíceas y criptofíceas. Cabe destacar que la dinámica observada en 1999 se repitió casi 10 años después, lo que sugiere una tendencia estacional para la estructura de la comunidad del CLJ. La desaparición de la floración coincide con épocas de bajas temperaturas sugiriendo que ésta es un factor regulador importante de la dinámica observada. El LJ presentó una elevada abundancia zooplanctónica, con baja diversidad de especies. Durante algunos meses, las concentraciones de microcistinas encontradas en los músculos de los peces estuvieron por encima de los valores recomendados por la OMS para el consumo humano.

**Palabras claves:** Laguna costera, eutrofización, cianobacterias, microcistinas.

## INTRODUÇÃO

As lagoas costeiras são ecossistemas de grande importância econômica devido a sua alta produção pesqueira, intenso uso para aquicultura, recreação e depósito de resíduos alóctones (Spaulding 1994). São freqüentemente apontadas como um dos sistemas mais produtivos do mundo por apresentarem altas taxas de produção primária e secundária (Knoppers 1994). Ocorrem em praticamente todo litoral brasileiro e são consideradas como um dos principais sistemas lênticos do país (Esteves 1988). Geralmente são caracterizadas por serem sistemas rasos, separados do oceano por uma barreira terrestre e podem ser conectados ao mesmo, pelo menos temporariamente, por uma ou mais entradas restritas (Kjerfve 1994). Sofrem uma forte influência dos ventos, o que leva a uma maior homogeneização da coluna d'água. Devido a sua proximidade com o mar, as lagoas costeiras apresentam uma grande variação da salinidade. O tamanho e a morfometria desses ambientes também

influenciam muitas de suas características físicas, químicas e biológicas (Panosso *et al.* 1998). Os diversos usos desses sistemas aquáticos pelo homem vêm promovendo profundas alterações em suas condições naturais. Como consequência, é comum a verificação de acelerados processos de eutrofização – enriquecimento artificial dos ecossistemas por nutrientes a partir, sobretudo, de descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultáveis.

No Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CLJ) o impacto antropogênico é evidenciado pela ocupação urbana desordenada, que resulta no aporte de efluentes sem nenhum tipo de tratamento, além dos assoreamentos e aterros acelerados das lagoas, causando o estrangulamento dos canais de ligação com o mar (Silva 2006). Tal fato tem modificado a composição de suas águas, aumentando excessivamente a proporção de água doce em relação à água do mar. Ainda como consequência das dificuldades de troca de água entre as lagoas e o mar, ocorre

estagnação e desoxigenação da coluna d'água, o que tem provocado periodicamente mortandade maciças de peixes.

Um estudo da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC 2002), responsável pelo monitoramento das águas das lagoas do município do Rio de Janeiro, caracterizou o Arroio Pavuna e o Arroio Fundo como as principais fontes de poluição do sistema lagunar da região. Esses canais se localizam na lagoa do Camorim, poluindo principalmente as lagoas adjacentes Jacarepaguá e Tijuca. No caso da lagoa de Jacarepaguá há que se destacar a intensa atividade industrial exercida na região, cujos resíduos vão desaguar na lagoa (Feema 1982, 1984). Cabe destacar ainda que as lagoas do CLJ se intercomunicam, distribuindo de forma mais ou menos homogênea as descargas que recebem (Domingos 2001). O processo de eutrofização observado nesse sistema lagunar vem sendo apontado há cerca de 20 anos (Saieg-Filho 1986), muito embora na década anterior, Semeraro & Costa (1972) já relatavam a primeira ocorrência de florações de cianobactérias, além de destacarem a freqüente ocorrência de florações de dinoflagelados (*Gymnodinium* spp.) que conferiam coloração castanha às águas da lagoa de Jacarepaguá.

Uma das principais conseqüências do processo de eutrofização é o aumento relativo de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica, resultante, dentre outros fatores, do acúmulo de nutrientes inorgânicos dissolvidos. No complexo lagunar Jacarepaguá-Camorim-Tijuca, florações freqüentes de cianobactérias vêm sendo registradas desde a década de 90 (Fernandes 1993, Ferrão-Filho *et al.* 2002a), inclusive sendo registradas a ocorrência de cepas produtoras de cianotoxinas e o acúmulo dessas toxinas pelo zooplâncton e pelo pescado (Ferrão-Filho *et al.* 2002b, Magalhães *et al.* 2001). Uma das toxinas mais comuns produzidas por cianobactérias são as microcistinas, as quais são classificadas como heptapeptídeos cíclicos hepatotóxicos. São extremamente tóxicas para animais e já foram envolvidas em acidentes de intoxicação em humanos levando-os a morte e também em casos de envenenamento em animais (Jochimsen *et al.* 1998, Duy *et al.* 2000). A presença de cianobactérias tóxicas no CLJ também pode acarretar problemas de saúde pública na região costeira marinha, uma vez que o

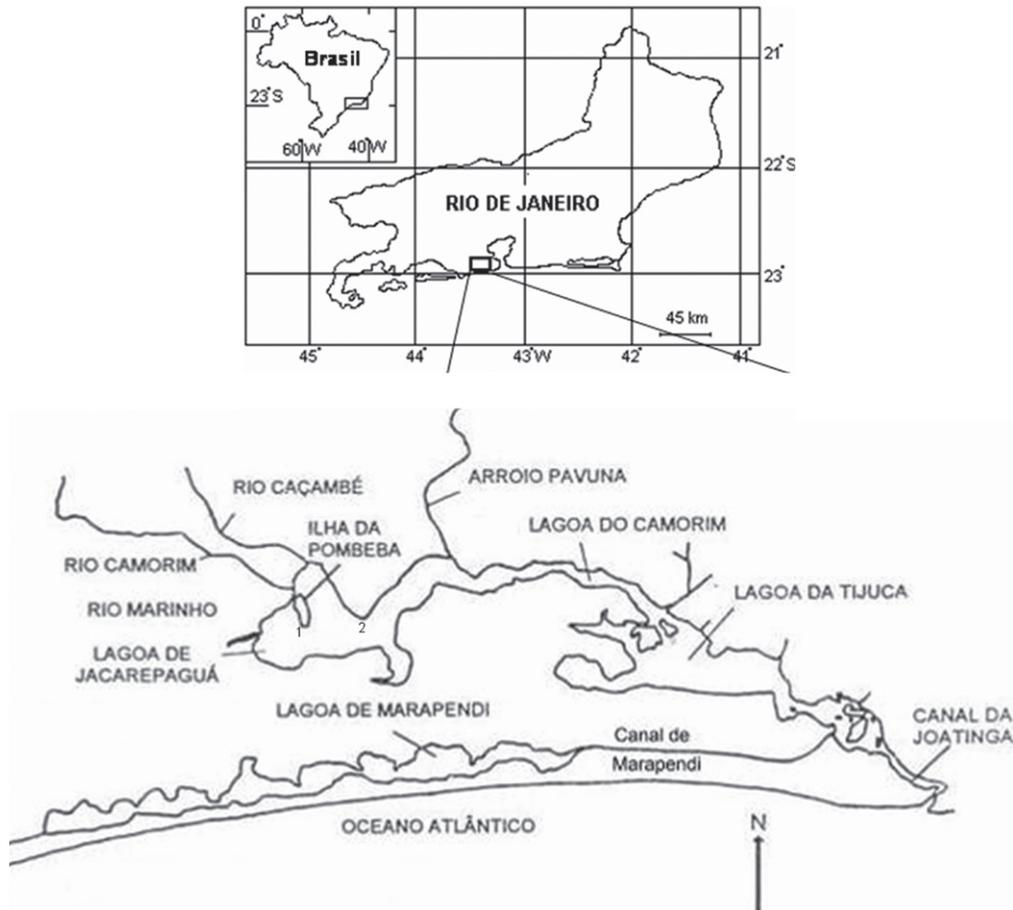
sistema lagunar comunica-se com o mar e, devido a sua hidrodinâmica, as águas são lançadas em uma praia de grande uso recreativo.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade hídrica da Lagoa de Jacarepaguá através de monitoramento físico, químico e da comunidade planctônica; além disso avaliou-se a qualidade do pescado comercializado na região, quanto à contaminação por microcistinas.

## ÁREA DE ESTUDO

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá localiza-se na Planície Costeira de Jacarepaguá, no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro (43°17' e 43°30'W; 22°55' e 23°00'S, Figura 1). Esse complexo possui 130km<sup>2</sup> de extensão e é formado por três lagoas principais alongadas: Jacarepaguá, Tijuca e Marapendi, e pela lagoa de Camorim, trecho também alongado que conecta as lagoas de Jacarepaguá e Tijuca (Domingos 2001). A bacia hidrográfica de Jacarepaguá é formada também pelos rios que descem das vertentes dos Maciços da Tijuca e da Pedra Branca e do escudo rochoso situado ao norte da baixada. A drenagem tem as lagoas como primeiro destino e em seguida, o mar. A área total da bacia hidrográfica de Jacarepaguá é de aproximadamente 226km<sup>2</sup>, sendo que cerca de 176km<sup>2</sup> se referem às superfícies drenadas pelos rios. A lagoa de Jacarepaguá é a que recebe maior contribuição de rios que drenam para sua bacia. Os principais afluentes da lagoa de Jacarepaguá são o Arroio Pavuna (5,0km), rio Pavuninha (4,0km), rio Passarinho (2,5km), rio Caçambé (3,2km), rio Camorim (6,5km) e rio Marinho (3,5km) (SEMADS 2001).

A lagoa de Jacarepaguá apresenta uma área de 3,7km<sup>2</sup>, profundidade média de 3,3m e comunica-se com o mar através das lagoas do Camorim, da Tijuca e do canal artificial da Joatinga. Essa lagoa é a mais continental do CLJ, com escassa troca de água com o mar e com o maior tempo de retenção da água, o que contribui para o aumento da eutrofização (Domingos 2001). A lagoa de Jacarepaguá possui a maior área de drenagem da região (102,8km<sup>2</sup>) e uma vazão dos rios contribuintes de cerca de 0,78m<sup>3</sup>/s. Estes rios cortam grande parte dos bairros de Jacarepaguá e adjacências, trazendo em suas águas grande quantidade de sedimentos, resíduos industriais e domésticos (SEMADS 2001).



**Figura 1.** Mapa e localização do complexo lagunar de Jacarepaguá, assinaladas as estações de coleta.  
**Figure 1.** Regional map and location of the Jacarepaguá lagoon complex. Sampling sites are indicated with numbers.

## MÉTODOS

### PERIODICIDADE E ESTAÇÕES DE COLETA

Foram realizadas amostragens a cada quinze dias, durante os meses de agosto a dezembro de 1996, janeiro a setembro de 1997, janeiro a novembro de 1999 e fevereiro de 2007 a fevereiro de 2008 em duas estações de coleta na lagoa de Jacarepaguá. As estações de amostragem foram definidas com base em amostragens prévias e dados pré-existentes e suas localizações estão assinaladas na Figura 1. As coletas de zooplâncton e peixes para análises de microcistinas foram realizadas mensalmente, entre os períodos de agosto de 1996 a novembro de 1999 e de março de 2006 a abril de 2007.

### MEDIDAS DE CAMPO

A temperatura da coluna d'água foi obtida através de um termistor digital. Valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, salinidade e pH

foram medidos utilizando eletrodos específicos para essas variáveis. A transparência d'água foi estimada pela extinção do disco de Secchi, no lado sombreado do barco (Lund & Talling 1957).

### CLOROFILA-A

As coletas de água foram realizadas com garrafa de Van Dorn. Parte da amostra foi filtrada em campo, em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/C). Os filtros foram preservados congelados para posterior análise de clorofila-*a*. As concentrações de clorofila-*a* foram estimadas por espectrofotometria, segundo metodologia descrita em APHA (1998), a partir de extração com acetona 90%, durante 20-24h.

### FITOPLÂNCTON

As amostras de fitoplâncton foram coletadas na sub-superfície (0,1m) das estações de coleta e fixadas com solução de Lugol. As populações

foram identificadas sempre que possível em nível de espécie. As densidades das populações (células.mL<sup>-1</sup>) foram estimadas segundo a técnica da sedimentação (Utermöhl 1958). Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger 1964), em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais freqüente, sendo o erro inferior a 20%, a um intervalo de confiança de 95% (Lund *et al.* 1958).

### ZOOPLÂNCTON

Para análise da densidade do zooplâncton foram coletados 9,0L de água da sub-superfície da lagoa e concentrados em rede de plâncton com abertura de malha de 68µm. O concentrado foi acondicionado em frascos de vidro, contendo solução de formol a 4%. Para identificação e quantificação das populações, foi utilizado microscópio óptico, sendo os animais identificados em nível de espécie, sempre que possível. Para a quantificação foi utilizada uma câmara de Sedgwick-Rafter reticulada com capacidade para 1mL. Para melhor confiabilidade dos resultados, essas contagens foram feitas três vezes por amostra.

### CIANOTOXINAS

Microcistinas foram analisadas a partir de amostras de séston da lagoa retida nos filtros de borosilicato. Cerca de 2,0L de água da lagoa foram filtrados em membranas de borosilicato (Sartorius AG 37070, Goettingen, Germany), sendo os mesmos congelados até a análise. A extração de toxina dos filtros foi feita segundo método descrito em Krishnamurthy *et al.* (1986), utilizando-se uma solução butanol-metanol-água (5:20:75 vol/vol), seguida de centrifugação do extrato e evaporação do sobrenadante a 1/3 do volume. Em seguida, os extratos foram passados em cartucho C18 (Varian) para uma primeira purificação da fração contendo microcistinas. Este cartucho foi então eluído com 20mL de água deionizada, 20mL de metanol 20% e finalmente com 20mL de metanol 100%. Esta fração foi então evaporada até a secagem completa, ressuspensa em 1,0mL de água deionizada e congelada para posterior análise.

A verificação da presença de microcistinas foi feita através de análise por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC), em cromatógrafo Shimadzu

com detetor UV/Vis. SPD-M10A. As análises foram realizadas em condições isocráticas, sendo utilizada uma coluna de fase reversa Supercosil LC-18 (5µm, 25cm x 10mm), fase móvel de acetonitrila e acetato de amônio 20mM (28:72 v/v), fluxo de 1,0mL.min<sup>-1</sup> e absorbância a 238nm.

O espectro de cada um dos picos obtidos nos cromatogramas foi analisado entre 200-300nm, com o auxílio de um fotodetector de diodo (SPD-M10A - Diode Array-PDA) e comparados a um espectro padrão de microcistina-LR, no sentido de confirmar a presença da toxina. A quantificação da toxina foi feita através da comparação de área do pico da amostra em relação a uma área obtida num cromatograma feito com um padrão de microcistina-LR, no qual a concentração de microcistinas é conhecida.

Para verificação da presença e/ou acumulação de microcistinas no tecido muscular, os peixes foram dissecados com bisturi e as amostras do tecido muscular foram extraídas com metanol 100%, seguida de uma partição com hexano para a retirada do excesso de lipídios e pré-purificada em cartucho de octadecilsilano (C18) seguindo a metodologia descrita por Magalhães *et al.* (2001).

Os peixes coletados a partir de 2006 foram extraídos com metanol:TFA (0,1%) (Chorus & Bartran 1999) e pré purificada em cartucho de sílica HP20. O material extraído e seco foi analisado por técnicas de imunoensaio do tipo ELISA (kit de placas Beacon®), desenvolvido por Chu *et al.* (1990). Neste caso, é importante ressaltar que toda a quantidade de microcistinas extraída dos tecidos se refere a microcistinas livres, pois no momento em que essas toxinas se ligam as proteínas fosfatases não podem ser extraídas, por ser esta uma ligação covalente irreversível.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

A lagoa de Jacarepaguá tem sido caracterizada como um ambiente raso, turbido, hipereutrófico, e com altas densidades fitoplanctônicas (Fernandes 1993, Domingos 2001, Ferrão-Filho *et al.* 2002a).

Os perfis de temperatura observados durante o período de amostragem do ano de 2007 sugerem uma constante circulação de toda a coluna d'água ao longo de todo ciclo sazonal (dados não mostrados).

Para melhor interpretação dos dados, os mesmos foram divididos em três períodos de acordo com os ciclos sazonais estudados, são eles: Período I (PI) de agosto/96 a setembro/97, Período II (PII) de janeiro/99 a novembro/99 e Período III (PIII) de fevereiro/07 a janeiro/08. Em PI a temperatura variou de 20,0 e 21,0°C (agosto/96) à 31,2 e 32,6°C (janeiro/97) nos pontos 1 e 2, respectivamente (Figura 2). A variação da temperatura em PII foi de 19°C em agosto/99 (nos dois pontos de coleta) à 29,6°C (ponto 1) e 30,5°C (ponto 2). Já em PIII, os menores valores de temperatura foram observados no mês de julho/07 (18, 5°C, ponto 1; 19,1°C, ponto 2) e os maiores em março/07 (31,4°C; ponto 1) e em fevereiro/07 (30,6°C; ponto 2). A variação de um pouco mais de 10°C de temperatura da água entre os meses de inverno e verão observados na lagoa de Jacarepaguá parece ter sido um fator importante que contribuiu para a mudança na composição e densidade fitoplanctônica nesse ambiente.

Os valores de pH no ponto 1 variaram de neutro à levemente alcalino na maioria dos meses em PI e PII (Figura 2). Um considerável aumento nos valores de pH foi registrado nos meses de verão (pH 10; novembro/99), coincidindo com o maior valor de densidade fitoplanctônica total ( $1,2 \times 10^7 \text{cél.mL}^{-1}$ ) e dominância de cianobactérias observado em todo período de estudo. Em PIII (ponto 1), apenas os meses de fevereiro e março/07 apresentaram altos valores de pH, nos demais meses desse período, o pH da água variou de neutro a ácido. No ponto 2, os valores de pH também variaram de neutro a alcalino na maioria dos meses, com valores ligeiramente ácidos nos meses de verão em PIII. É importante ressaltar que embora as cianobactérias apresentem vantagens em colonizar ambientes com pH mais elevado (Caraco & Miller 1998), a dominância desse grupo sobre comunidade fitoplanctônica não se restringiu a épocas em que as águas estiveram alcalinas.

A salinidade da água da lagoa de Jacarepaguá variou desde valores próximos a zero ppt (fevereiro e março/97; janeiro e fevereiro/99) a 10ppt (novembro/99; Figura 2). Em PIII, ocorreram salinidades mais baixas nos meses do verão (período chuvoso), se comparadas aos meses de seca do inverno, sugerindo uma possível diluição da água da lagoa pela água da chuva.

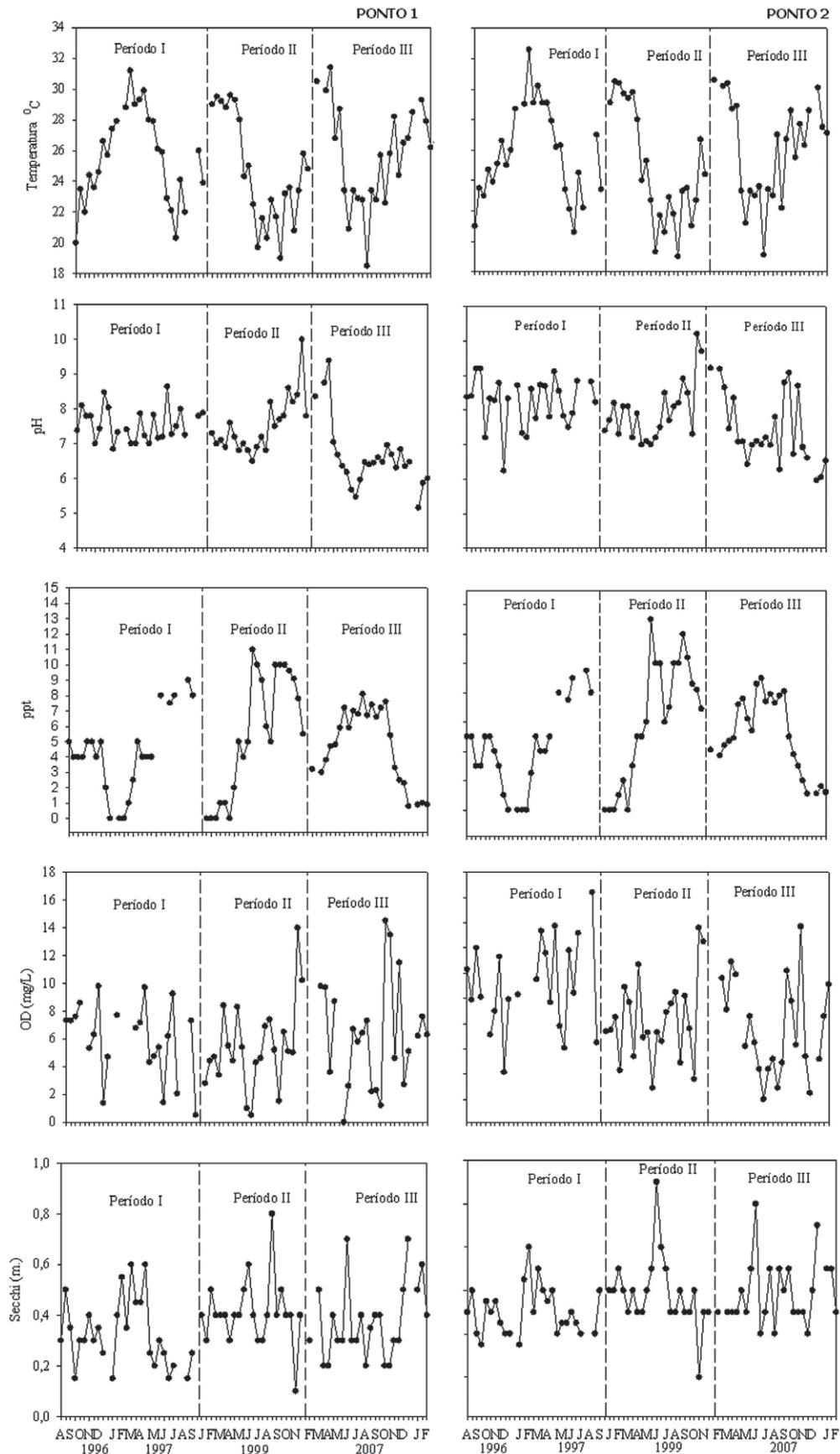
A salinidade não parece ser um fator tão importante quanto nas lagoas localizadas no norte do estado do Rio de Janeiro que atingem valores de até 53,4ppt (Enrich-Prast *et al.* 2004), possivelmente devido à escassa circulação da água do mar provocada pelo estrangulamento e fechamento dos canais de comunicação da lagoa com a região costeira.

Ao longo dos três períodos estudados, foi registrada uma grande variabilidade das concentrações de oxigênio dissolvido (OD, Figura 2). As maiores concentrações de OD (máx =  $16,40 \text{mg.L}^{-1}$  em agosto/97) encontradas na superfície na coluna d'água são resultado da elevada atividade fotossintética fitoplanctônica. Em PIII, maiores concentrações de OD foram observadas na superfície e anoxia, no fundo da coluna d'água (dados não mostrados). Na maioria das amostragens, a anoxia foi registrada já a partir dos primeiros 50cm da coluna d'água.

A transparência da água na lagoa de Jacarepaguá foi reduzida ao longo de todos os três períodos estudados, com a maioria dos valores entre 10 e 50cm de coluna d'água (Figura 2). A baixa transparência da água pode ser atribuída à alta densidade fitoplanctônica.

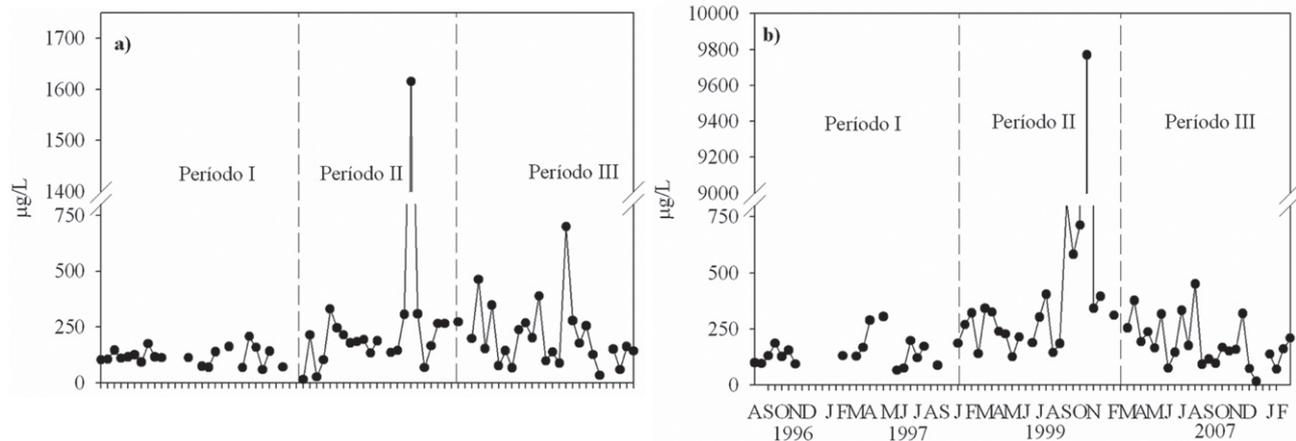
Durante os três períodos estudados, as concentrações de clorofila-*a* foram bastante elevadas (Figura 3). Em PI, alcançaram os valores máximos de 207 e  $304,3 \mu\text{g.L}^{-1}$  (pontos 1 e 2, respectivamente). As maiores concentrações dessa variável foram observadas em PII, atingindo valores de  $9770,4 \mu\text{g.L}^{-1}$  (ponto 2; outubro/99). As elevadas concentrações de clorofila-*a* estão relacionadas com a alta disponibilidade de nutrientes neste sistema lagunar (Domingos 2001).

A reduzida transparência da água, associada às elevadas concentrações de clorofila-*a*, caracterizam a lagoa de Jacarepaguá como um ambiente hipereutrófico, de acordo com qualquer índice de estado trófico utilizado (Nürnberg 1996, Vollenweider & Kerekes 1980, Salas & Martino 1991). A ocupação urbana desordenada na região da Barra da Tijuca (RJ) pode ser apontada como uma das principais causas do acelerado processo de eutrofização dessa lagoa, que vem sendo intensificada desde a década de 70 (Semeraro & Costa 1972). As lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro que apresentam uma intensa ocupação urbana e/ou industrial em seu entorno são freqüentemente reportadas como ambientes de alta



**Figura 2.** Variação dos valores de temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, profundidade de Secchi na lagoa de Jacarepaguá, nas duas estações de coleta.

**Figure 2.** Variation in water temperature, pH, salinity, dissolved oxygen, and Secchi depth at the two sampling sites in the Jacarepaguá lagoon over the study period.



**Figura 3.** Variação da concentração de clorofila-*a*, nos pontos 1 (a) e 2 (b), ao longo do período estudado na lagoa de Jacarepaguá.

**Figure 3.** Variation in the concentration of chlorophyll-*a* at the sampling sites 1 (a) and 2 (b) in the Jacarepaguá lagoon over the study period.

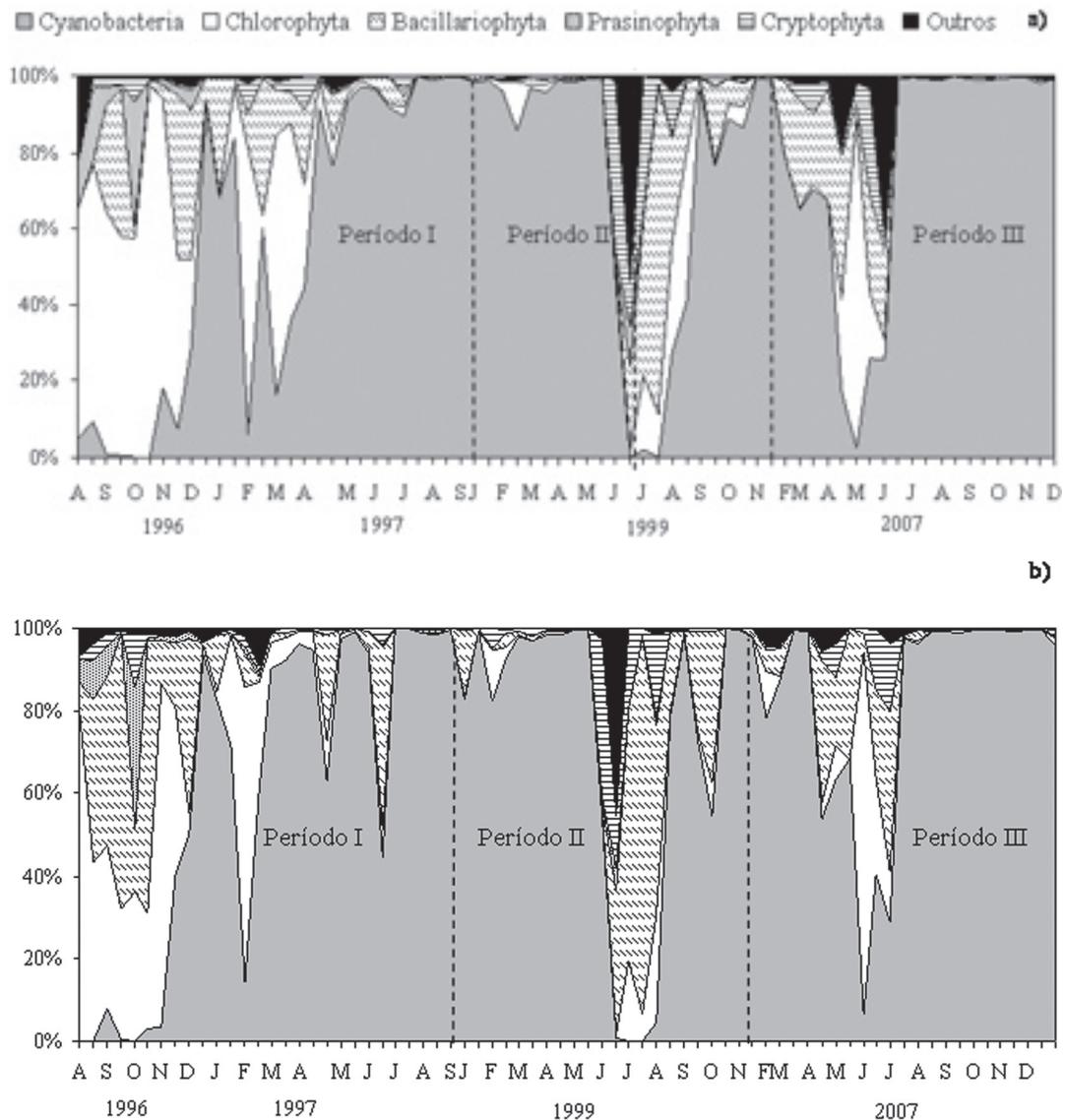
produtividade primária e de eventuais ou freqüentes ocorrências de florações de cianobactérias, como também reportado para as lagoas de Imboassica/RJ (Mello 2001) e da Barra (Domingos *et al.* 1994).

#### COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Marcada dominância de cianobactérias na maior parte do estudo, intercalada por pulsos sazonais de maior diversidade fitoplanctônica, foram observados a partir de 1999 (PII e PIII - Figura 4). No entanto, o um perfil diferente foi observado em PIII, quando uma composição fitoplanctônica mais diversa foi observada com maior freqüência em sua fase inicial (agosto a dezembro/96). Esta diversidade esteve representada, principalmente, por clorofíceas, diatomáceas, prasinofíceas e criptofíceas. Entre a segunda metade de dezembro/96 e o final de janeiro/97 foi possível observar um aumento massivo de cianobactérias, o que representou o primeiro evento de floração registrado no presente estudo. Este evento foi seguido por uma reestruturação da diversidade inicial, retornando três meses depois, quando a ocorrência de cianobactérias tornou-se mais freqüente na lagoa. De fato, estudos anteriores indicam que, apesar de florações de cianobactérias terem sido registradas desde os anos 70 (Semerano & Costa 1972), elas se restringiam a surgimentos ocasionais, sendo mais persistentes a partir dos anos 90 (Domingos 2001). Em PII e PIII, durante aos anos de 1999 e 2007, respectivamente, observou-se a tendência desse grupo em dominar a

comunidade fitoplanctônica durante quase todo o ano, exceto em um curto período de tempo (final de julho a início de agosto), quando os pulsos de maior diversidade fitoplanctônica foram observados.

Cabe salientar que a dinâmica observada em 1999 tenha se repetido quase 10 anos depois, o que sugere uma tendência sazonal de estruturação da comunidade fitoplanctônica local, nos levando a buscar entender os fatores que controlam essa variação. A partir dos dados físicos e químicos observou-se que, para esses anos, o desaparecimento da floração coincidiu com épocas de menores temperaturas, sugerindo ser esse um importante fator regulador da dinâmica observada. Apesar de ser uma época de estiagem, o que tende a concentrar os nutrientes disponíveis e sustentar uma maior biomassa fitoplanctônica, como ressaltado por Naselli-Flores (2000), para 21 reservatórios da Sicília (Itália), a situação hipereutrófica do corpo d'água estudado deve representar uma oferta constante de nutrientes de modo que este não seja o fator limitante em questão. Esta condição, associada a climas tropicais (Padisak 1997) e um alto valor de pH (Caraco & Miller 1998) fazem desse, um sistema favorável para o estabelecimento e dominância das cianobactérias. As florações, portanto, significam maiores densidades totais da comunidade fitoplanctônica, sendo sua presença, aparentemente impedida apenas pela queda de temperatura, como já observado para outros sistemas aquáticas do sudeste do Brasil (Marinho & Huszar 2002, Soares 2008) ocasionando em períodos de aumento na diversidade fitoplanctônica. A influência



**Figura 4.** Abundância relativa dos grandes grupos taxonômicos da comunidade fitoplânctônica nos pontos 1 (a) e 2 (b) da lagoa de Jacarepaguá, assinalados os períodos de estudo.

**Figure 4.** Relative abundance of the main taxonomic groups in the phytoplanktonic communities of sampling sites 1 (a) and 2 (b) in the Jacarepagua lagoon over the study period. Letters on the lower part of the graphs indicate months of the year.

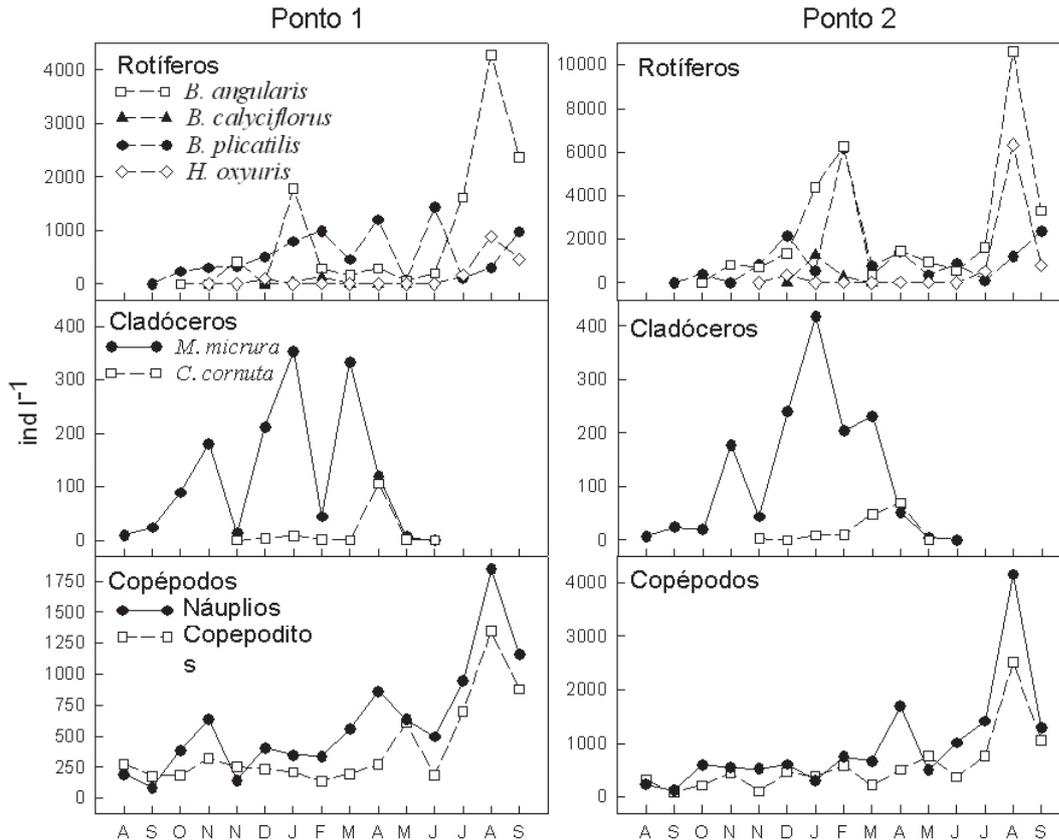
do aumento da temperatura com as mudanças climáticas globais, intensificando o processo de eutrofização, tem sido ressaltada recentemente por Paerl & Huisman (2008).

#### COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A comunidade zooplânctônica foi analisada mensalmente somente em PI (1996-1997). Durante aquele período, observou-se dominância em abundância de rotíferos e copépodos (Figura 5). Dentre as sete espécies de rotíferos, duas foram dominantes na maior parte do período: *Brachionus*

*angularis* e *B. plicatilis*, comuns em ambientes estuarinos e salobros (Branco 1998). Os copépodos foram representados por uma única espécie de ciclopoidea, *Metacyclops mendocinus*, sendo dominantes as formas larvais (náuplios) e copepoditos. Apenas duas espécies de cladóceros ocorreram na lagoa, sendo *Moina micrura* a dominante, chegando a densidades de até 360 e 400 indivíduos  $L^{-1}$  nos pontos 1 e 2, enquanto *Ceriodaphnia cornuta* ocorreu somente num curto período, com densidades de até 106 e 83 indivíduos  $L^{-1}$ , nos pontos 1 e 2 respectivamente.

Apesar da elevada densidade de organismos zooplânctônicos encontrada na lagoa, observa-se uma



**Figura 5.** Densidades de rotíferos, cladóceros e copépodos da comunidade zooplancônica da lagoa de Jacarepaguá, durante o Período I (agosto/96 a setembro/97).

**Figure 5.** Population densities of rotifers, cladocerans and copepods in the zooplanktonic community of Jacarepagua lagoon during study period I (August/96 – September/97). Letters on the lower part of the graphs indicate months of the year.

baixa diversidade de espécies quando comparada a outros ecossistemas lagunares costeiros. Branco (1998) encontrou 92 táxons na lagoa de Imboassica, 60 táxons na lagoa de Comprida e 88 táxons na lagoa de Cabiúnas, no litoral Norte Fluminense. A baixa diversidade de espécies, associada à dominância de copépodos ciclopidas e rotíferos demonstra o alto grau de eutrofização e de impacto antrópico deste ecossistema.

Muitos estudos apontam as cianobactérias como um alimento de baixo valor nutritivo para o zooplâncton (Porter & Orcutt 1980, Infante & Abella 1985, Haney 1987, Hanazato & Yasuno 1987, Lampert 1987, Matveev & Balseiro 1990, Hening *et al.* 1991, Lundstedt & Brett 1991), podendo inibir as populações de cladóceros em alguns lagos (Gliwicz 1977, Edmondson & Litt 1982, Jarvis *et al.* 1987, Burns *et al.* 1989, Hazanato 1991). Repka (1997) assinalou que o baixo valor das cianobactérias como alimento se deve a uma combinação de vários fatores, tais como suas características bioquímicas, capacidade

de interferir mecanicamente no processo de filtração de partículas e escassa digestibilidade das colônias ou filamentos. Além disso, algumas cianobactérias são deficientes em ácidos graxos poli-insaturados (tipo ômega-3), essenciais ao crescimento do zooplâncton (Coutteau & Sorgeloos 1997, DeMott & Müller-Navarra 1997). Muitas cianobactérias produzem toxinas que podem também afetar a sobrevivência e fecundidade do zooplâncton influenciando, portanto, o seu *fitness* (DeMott *et al.* 1991, Hietala *et al.* 1995, Smith & Gilbert 1995, Ferrão-Filho *et al.* 2000, Nandini 2000, Lüring 2003). Outros estudos demonstram que a dominância de cianobactérias pode alterar a composição da comunidade zooplancônica, que passa de uma comunidade dominada por filtradores generalistas de grande porte (p.ex: *Daphnia*), para uma comunidade dominada por seletores de partículas de pequeno porte (Leonard & Pearl 2005, Hansson *et al.* 2007).

No estudo de Ferrão-Filho *et al.* (2002a), sobre a composição do zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá,

foi observada uma correlação negativa ( $r = -0.679$ ;  $P < 0,05$ ) entre a densidade de cladóceros e a densidade de cianobactérias, demonstrando que as cianobactérias afetam negativamente as populações de cladóceros. O oposto foi verificado para as populações de copépodos, os quais apresentaram correlação positiva ( $r = 0.617$ ;  $P < 0,05$ ) com a densidade de cianobactérias. Este fato foi considerado um efeito indireto do aumento da oferta de alimento durante a floração, como detritos e bactérias, já que esta espécie de ciclopoidea tem hábitos detritívoros (Ferrão-Filho *et al.* 2002a). Alguns testes de toxicidade realizados durante o PI comprovaram a hipótese de que as cianobactérias, principalmente *Microcystis aeruginosa*, são fonte de alimento pobre para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, fato que pode ser tanto devido a sua toxicidade quanto ao baixo valor nutritivo deste recurso (Ferrão-Filho *et al.* 2002a, Ferrão-Filho & Azevedo 2003).

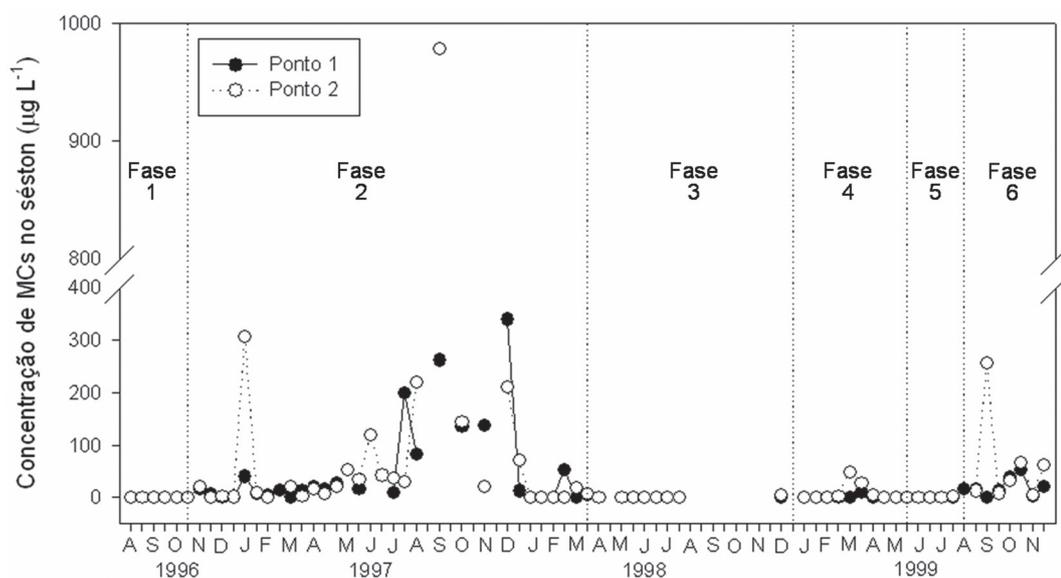
No estudo de Ferrão-Filho *et al.* (2002b), sobre a acumulação de cianotoxinas (microcistinas) no zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá, foi demonstrado que a comunidade zooplancônica pode acumular quantidades expressivas destas toxinas a partir do séston, com fator de bioacumulação da ordem de 29.000, o que demonstra que estes organismos podem servir como vetores destas toxinas para elos superiores da cadeia alimentar.

## CIANOTOXINAS

Foram observadas seis fases distintas no primeiro e segundo período relativo à 40 meses consecutivos de coleta (1996 a 1999). A fase 1 correspondeu ao período anterior à floração de cianobactérias (agosto-outubro/96), quando as clorococcales foram dominantes (60%), não tendo sido detectadas microcistinas (MC) nas amostras de séston (Figura 6) e peixes (Figura 7).

A fase 2 (novembro/96-março/98) foi caracterizada pelo aumento do percentual de cianobactérias alcançando 99,9% em setembro/97, sendo *M. aeruginosa* a espécie dominante. Nesta fase, as concentrações de MC nas amostras de séston atingiram seu máximo, com valores variando de  $1,45 \mu\text{g.L}^{-1}$  (novembro/96) a  $979 \mu\text{g.L}^{-1}$  (setembro/97; Figura 6). Esta toxina foi também detectada em 75% das amostras de tecidos musculares dos peixes, variando de 2,9 a  $26,4 \text{ng.g}^{-1}$ . Com estes resultados pode-se inferir que 73,9% das amostras de tecido muscular dos peixes estiveram acima da ingestão diária tolerada (IDT) por humanos de  $0,04 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (Chorus & Bartran 1999) (Figura 7).

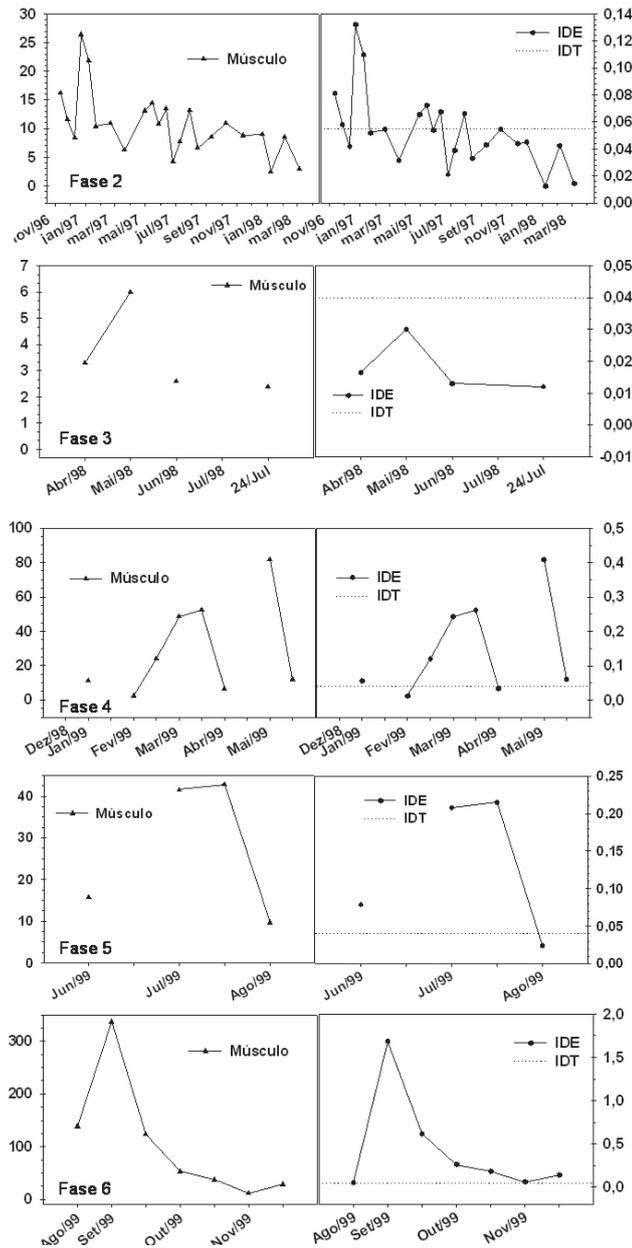
Na fase 3 (abril/98-início de dezembro/98), a concentração de MC no séston foi baixa ( $0-6,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) e portanto, a concentração encontrada no tecido muscular também decresceu, ficando abaixo do limite recomendado para consumo (Figura 7).



**Figura 6.** Concentração de microcistinas (MCs) no séston da lagoa de Jacarepaguá durante as seis fases de amostragem (delimitados pelas linhas pontilhadas).

**Figure 6.** Microcystins (MCs) concentration at the seston of Jacarepagua lagoon during the six phases of the sampled period (dotted lines). Letters on the bottom of the graph indicate months of the year.

Já na fase 4 (final de dezembro/98-maio/99), a média do percentual de cianobactérias foi de 92% com densidade variando de  $10^4$  a  $10^6$  células.mL<sup>-1</sup> com a dominância do gênero *Oscillatoria*. A concentração de MC no séston aumentou ligeiramente, chegando a 48,8µg.L<sup>-1</sup> no ponto 2. Valores de MC acima do IDT foram detectados em 75% das amostras de tecido muscular, variando de 2,4 a 81,8ng.g<sup>-1</sup> (Figura 7).



**Figura 7.** Conteúdo de microcistinas em músculo de *Tilapia rendalli*, IDE (ingestão diária estimada em µg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>) e IDT (ingestão diária tolerada de 0,04µg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>) nas diferentes fases do estudo.

**Figure 7.** Amount of microcystins in the muscles of *Tilapia rendalli* from the Jacarepagua lagoon, estimated daily ingestion (IDE; in µg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>) and tolerated daily ingestion of 0.04µg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> (IDT) over the different phases of the study period.

Na fase 5 (junho/99-início de agosto/99), o percentual de cianobactérias caiu, em média, para 13% com uma densidade fitoplanctônica de  $10^4$  células.mL<sup>-1</sup>. O séston apresentou valores de MC variando de 0 a 17,1µg.L<sup>-1</sup> (Figura 6). Apesar desses baixos valores de MC, esta toxina foi detectada em todas as amostras de tecido muscular variando de 9,7 a 42,9ng.g<sup>-1</sup> e somente o menor resultado ficou abaixo da IDT (Figura 7).

Durante a fase 6 (final de agosto-novembro/99), houve um aumento da abundância de cianobactérias ( $10^7$  células.mL<sup>-1</sup>) representado 85% do total da comunidade fitoplanctônica. Este período foi marcado por uma densa floração de *Microcystis* e conseqüente aumento da concentração de MC no séston (256,9µg.L<sup>-1</sup>) e no tecido muscular dos peixes coletados alcançando um máximo de 337,3ng.g<sup>-1</sup> em setembro de 1999. Este resultado representa uma IDE de 1,68µg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, ou seja, 42 vezes acima do permitido.

Analisando todo esse período, mesmo com o decréscimo da floração de cianobactérias, 72% das amostras de tecido muscular apresentaram concentrações próximas ou acima da ingestão máxima tolerada.

Após cerca de seis anos dos primeiros estudos sobre MCs no músculo de peixes na lagoa de Jacarepaguá, novas amostragens foram realizadas abrangendo o período de agosto/06 a janeiro/07. Pôde-se detectar MC no tecido muscular do pescado com concentrações acima do valor máximo estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (Tabela I). No mês de novembro/06 foi detectada a maior concentração de MC no tecido muscular de peixe (40,7ng.g<sup>-1</sup>), estando este valor 5 vezes acima do valor limite recomendado para não conferir riscos de intoxicação à população humana. Nos demais meses de estudo desse período, foram detectadas MC no tecido muscular em concentrações abaixo do limite máximo recomendado pela OMS, sendo as menores concentrações detectadas nos meses de março a julho de 2006, variando entre 0,46ng.g<sup>-1</sup> a 0,84ng.g<sup>-1</sup>.

Os resultados mostraram uma rápida transferência das MC para o tecido muscular dos peixes. Esta transferência se dá, provavelmente, devido à ingestão de células tóxicas de *Microcystis*. Os dados, portanto, confirmam o acúmulo e a

**Tabela I.** Concentrações de microcistinas nos fígados e nos tecidos musculares dos peixes amostrados na lagoa de Jacarepaguá no período de março de 2006 a março de 2007 e as espécies de cianobactérias dominantes no ponto 1. IDE = Ingestão Diária Estimada de 300g/pessoa de 60kg. (-) não analisado

**Table I.** Concentration of microcystins in the livers and muscles of fish from Jacarepagua lagoon captured between March 2006 and March 2007, along with predominant cyanobacteria species at sampling site 1. EDI = Estimated daily ingestion of 300g for a 60kg person. (-) not analyzed

Data	Amostra Tilapia sp.	Elisa (ng g <sup>-1</sup> )	IDE (µg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	Espécie dominante no Complexo Lagunar de
março/06	Tec. Muscular Fígado	0,84 -	0,0042	<i>Planktothrix</i> sp. (1,0 x 10 <sup>5</sup> )
maio/06	Tec. Muscular Fígado	0,7 84,06	0,0035	<i>Planktothrix</i> sp. (1,4 x 10 <sup>5</sup> )
junho/06	Tec. Muscular Fígado	0,84 177,7	0,0042	<i>Jaaginema subtilissima</i> (1,3 x 10 <sup>6</sup> )
julho/06	Tec. Muscular Fígado	0,46 109,5	0,0023	<i>J. subtilissima</i> (5,0 x 10 <sup>5</sup> )
agosto/06	Tec. Muscular Fígado	24,9 153,5	0,1245	<i>Pseudanabaena</i> sp. (3,3 x 10 <sup>3</sup> )
outubro/06	Tec. Muscular Fígado	36,6 104,7	0,1834	<i>Microcystis</i> sp. (2,3 x 10 <sup>4</sup> )
novembro/06	Tec. Muscular Fígado	40,7 260,7	0,2038	<i>Planktothrix</i> sp. (5,2 x 10 <sup>5</sup> )
dezembro/06	Tec. Muscular Fígado	28,0 512,7	0,1403	<i>Microcystis aeruginosa</i> (4,5 x 10 <sup>5</sup> )
Janeiro/07	Tec. Muscular Fígado	8,1 836,2	0,0405	<i>M. aeruginosa</i> (2,1 x 10 <sup>5</sup> )
Fevereiro/07	Tec. Muscular Fígado	2,24 162,5	0,0112	<i>M. aeruginosa</i> (9,8 x 10 <sup>4</sup> )
março/07	Tec. Muscular Fígado	2,73 121,9	0,0136	<i>M. aeruginosa</i> (3,0 x 10 <sup>5</sup> )

persistência das MC no tecido muscular de *Tilapia* e demonstra o risco de consumo destes peixes pela população humana. Ressalta-se também que em virtude de a IDT estar relacionada a adultos saudáveis, o risco poderá ser ainda maior quando crianças e idosos forem expostas a esse risco.

Os resultados desse estudo contribuíram para a tomada de decisão da Secretaria Estadual de Meio Ambiente em proibir a pesca e a comercialização de peixes oriundos do Complexo Lagunar de Jacarepaguá no início do ano de 2007, devido aos riscos potenciais das microcistinas para a saúde da

população. Essa decisão foi amparada legalmente pela Resolução 274/2000 do CONAMA, que permite a interdição se for constatada a má qualidade das águas.

## CONCLUSÃO

A explosão demográfica da região da Barra da Tijuca, a partir das décadas de 70 e 80, associada à falta de infra-estrutura de saneamento básico, quanto ao tratamento e destino dos efluentes domésticos, foi um dos principais responsáveis pelo

acelerado e intensificado processo de eutrofização das águas da lagoa de Jacarepaguá. Uma das consequências da eutrofização nesse ambiente tem sido a freqüente ocorrência de florações de cianobactérias. O grupo das cianobactérias vem dominando a comunidade fitoplanctônica desse sistema há vários anos, salvo alguns curtos pulsos de redução da representatividade desse grupo e aumento da diversidade, fato este que parece estar também associado a uma brusca redução da temperatura nos meses de inverno. A ocorrência de espécies de cianobactérias produtoras de microcistinas assim como altas concentrações destas toxinas foram reportadas na lagoa de Jacarepaguá. Essas toxinas são acumuladas nos peixes dessa lagoa e estes são consumidos e comercializados pela população humana local, principalmente pela comunidade que vive em torno dessa lagoa. Durante 60% do meses de estudo, as concentrações de microcistinas encontradas no tecido muscular do pescado estiveram acima dos valores recomendados pela OMS para consumo humano. Em decorrência disso, no início do ano de 2007, a pesca na lagoa de Jacarepaguá foi proibida. Nessa mesma época, um trecho da praia da Barra da Tijuca ficou interditado para uso recreativo devido à presença de toxinas de cianobactérias na água do mar. De fato, a freqüente ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas na lagoa de Jacarepaguá, leva-nos a concluir que é de grande importância o constante estudo de monitoramento tanto da qualidade da água quanto do pescado, principalmente porque essa lagoa ainda é utilizada para recreação e produção pesqueira.

**AGRADECIMENTOS:** A Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (Feema), a Divisão de Laboratório (Dilab) e em especial as biólogas Gisele Gomara e Gláucia F. Sampaio.

## REFERÊNCIAS

APHA. 1998. *Standard Methods for Examination of Waste and Wastewater*. American Public Health Association, New York. 894p.

BRANCO, C.W.C. 1998. *Comunidades zooplanctônicas e aspectos limnológicos de três lagoas costeiras da região Norte Fluminense. (Macaé, RJ)*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 277p.

BURNS, C.W.; FORSYTH, D.J.; HANEY, J.F.; JAMES, M.R.; LAMPERT, W. & PRIDMORE, R.D. 1989. Coexistence and exclusion of zooplankton by *Anabaena minutissima* var. *attenuata* in Lake Rotongaio. New Zelaand. *Archive für Hydrobiologie*, 32: 63-82.

CARACO, N. & MILLER, R. 1998. Direct and indirect effects of CO<sub>2</sub> on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 55: 54-62.

CHORUS, I & BARTRAM, J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon on behalf of WHO. 416p.

CHU, F.S.; HUANG, X. & WEI, R.D. 1990. Enzyme linked immunosorbent assay for microcystins in blue-green algae blooms. *Journal-Association of Official Analytical Chemists*. 73: 451-456.

COUTTEAU, P. & SORGELOOS, P. 1997. Manipulation of dietary lipids, fatty acids and vitamins in zooplankton cultures. *Freshwater Biology*, 38: 501-512.

DEMOTT, W.R. & MÜLER-NAVARRA, D.C. 1997. The importance of highly unsaturated fatty acids in zooplankton nutrition: evidence from experiments with *Daphnia*, a cyanobacterium and lipid emulsions. *Freshwater Biology*, 38: 649-664.

DEMOTT, W.R.; ZHANG, Q.X.; CARMICHAEL, W.W. 1991. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 36: 1346-1357.

DOMINGOS, P. 2001. *Dinâmica de Cianobactérias produtoras de microcistinas na Lagoa de Jacarepaguá (RJ)*. Tese de Doutorado em Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 111p.

DOMINGOS, P., HUSZAR, V. L., CARMOUZE, J. 1994. Composition et biomasse de phytoplankton d'une lagune tropicale (Brésil) marquée par une mortalité de poissons. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale*, 27 (3): 235-250.

DUY, T.N.; LAM, P.K.S.; SHAW, G.R. & CONNELL, D.W. 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 163: 115-136.

EDMONDSON, W.T. & LITT, A.H. 1982. *Daphnia* in Lake Washington. *Limnology and Oceanography*. 27: 272-293.

ENRICH-PRAST, A.; BOZELLI, R.; ESTEVES, F.A. & MEIRELLES, F. 2004. Lagoas Costeiras da Restinga de Jurubatiba: Descrição de suas variáveis limnológicas. Pp.

- 245-254. In: C.F.D. Rocha, F.A. Esteves & F.R. Scarano. (eds). Pesquisas de Longa duração na Restinga de Jurubatiba Ecologia, História Natural e Conservação. RiMa, São Carlos. 376p.
- ESTEVES, F.A. 1988. *Fundamentos de limnologia*. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 575p.
- FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia de Meio Ambiente). 1982. *Estudo da Barra da Tijuca – Fase I: Lagoa de Jacarepaguá*. 37p.
- FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia de Meio Ambiente). 1984. *Quadro da situação ambiental da Baixada de Jacarepaguá*. Rio de Janeiro. DIPLAN. 107p.
- FERNANDES, V.O. 1993. *Estudos sucessionais da comunidade perifítica em folhas de Typha domingensis Pers, relacionado às variáveis limnológicas na Lagoa de Jacarepaguá, RJ*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, Brasil. 131p.
- FERRÃO-FILHO, A.S. & AZEVEDO S.M.F.O. 2003. Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystis aeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, 37: 23-35.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O. & DEMOTT, W.R. 2000. Effects of toxic and nontoxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, 43: 1-19.
- FERRÃO-FILHO A.S.; DOMINGOS P. & AZEVEDO S.M.F.O. 2002a. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologia*, 32: 295-308.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SUZUKI, B.K. & AZEVEDO, S.M.O. 2002b. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. *Aquatic Toxicology*, 59: 201-208.
- GLIWICZ, Z.M. 1977. Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake. *Ekologia Polska*. 25: 179-225.
- HANAZATO, T. 1991. Interrelations between *Microcystis* and Cladocera in the highly eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76: 21-36.
- HAZANATO, T. & YASUNO, M. 1987. Evaluation of *Microcystis* as food for zooplankton in an eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 144: 251-259.
- HANEY, J.F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21: 467-475.
- HANSSON, L.; GUSTAFSSON, S.; RENGEFORS, K. & BOMARK, L. 2007. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52: 1290-1301.
- HENING, M.; HERTEL, H.; WALL, H. & KOHL, J.G. 1991. Strain-specific influence of *Microcystis aeruginosa* on food ingestion and assimilation of some cladocerans and copepods. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76: 37-45.
- HIETALA, J.; REINIKAINEN, M. & WALLS, M. 1995. Variation in life history responses of *Daphnia* to toxic *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Plankton Research*, 17: 2307-2318.
- INFANTE, A.; ABELLA, S.E.B. 1985. Inhibition of *Daphnia* by *Oscillatoria* in Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 30: 1046-1052.
- JARVIS, A.C.; HART, R.C. & COMBRINK, S. 1987. Zooplankton feeding on size fractionated *Microcystis* colonies and *Chlorella* in a hypereutrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa): Implications to resource utilization and zooplankton succession. *Journal of Plankton Research*. 9: 1231-1249.
- JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; AN, J.; CARDO, D.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.M.; ANTUNES, M.B.C.; MELO FILHO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.; AZEVEDO, S.M.F.O. & JARVIS, W.R. 1998. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, 36: 373-378.
- KJERFVE, B. 1994. Coastal lagoons. Pp. 1-8. In: B. Kjerfve, (ed). Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam. 599p.
- KNOPPERS, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. Pp. 243-286. In: B. Kjerfve. (ed). Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam. 599p.
- KRISHNAMURTHY, T.; CARMICHAEL, W.W.; SARVER, E.W. 1986. Toxic peptides from freshwater cyanobacteria blue-green algae. Isolation, purification and characterization of peptides from *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae*. *Toxicon*, 24 (9): 865-873.
- LAMPERT, W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21: 483-490.
- LEONARD, J.A. & PEARL, H.W. 2005. Zooplankton community structure, micro-zooplankton grazing impact, and seston energy content in the St. Johns river system, Florida as

- influenced by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*, 537: 89-97.
- LUND, J.W.G. & TALLING, J.F. 1957. Botanical limnological methods with special reference to the algae. *Botanical Review*, 23: 485-583.
- LUNDSTED, L. & BRETT, M.T. 1991. Differential growth rates of three cladoceran species in response to mono- and mixed-algal cultures. *Limnology and Oceanography*, 36: 159-165.
- LÜRLING, M. 2003. Daphnia growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Limnology and Oceanography*, 48: 2214-2220.
- MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (RJ, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39: 1077-1085.
- MATVEEV, V.F. & BALSEIRO, E.G. 1990. Contrasting responses of two cladocerans in the nutritional value of nanoplankton. *Freshwater Biology*, 23: 197-204.
- MELLO, S. 2001. *Fitoplâncton da Lagoa de Imboassica (Macaé, RJ – Brasil): Flora, Estrutura de Comunidade e Variações espaciais e temporais*. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 154p.
- MARINHO, M.M. & HUSZAR, V.L.M. 2002 Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, 153: 443-468.
- NANDINI, S. 2000. Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): a demographic study. *Aquatic Ecology*, 34: 227-242.
- NASELLI-FLORES, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, 424: 1-11.
- NÜRNBERG, G. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12: 432-447.
- PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, 107: 563-593.
- PANOSSO, R.F.; ATTAYDE, J.L.; MUEHE, D. 1998. Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: Implicações para seu funcionamento e manejo. Pp. 91-108 In: F.A Esteves, (Ed.) *Ecologia das Lagos Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Universidade Federal do rio de janeiro. 464p.
- PAERL, H.W. & HUISMAN, J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320: 57-58.
- PORTER, K.G. & ORCUTT, J.D. 1980. Nutritional adequacy, manageability and toxicity as factors that determine the food quality of green and blue-green algae for *Daphnia*. Pp. 268-281. In: W.C. Kerfoot (ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. Hanover University Press of New England. 793p.
- REPKA, S. 1997. Effects of food type on the life history of *Daphnia* clones from lakes differing in trophic state. I. *Daphnia galeata* feeding on *Scenedesmus* and *Oscillatoria*. *Freshwater Biology*, 37: 675-683.
- SAIEG-FILHO, E. 1986. *Ecologia do Fitoplâncton Marginal das Lagunas da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro-RJ*. Monografia de Bacharelado em biologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 150p.
- SALAS, H.J. & MARTINO, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25: 341-350.
- SEMADS (Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável). 2001. *Ambiente das águas do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Sholna Reproduções gráficas. 203p.
- SEMERARO, J. & COSTA, A.F. 1972. O Plâncton e a Poluição nas lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá. XII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, Assunção, Paraguai. Tema 4, Publ. no.3: 31p.
- SILVA, G. 2006. *Processo de Ocupação Urbana da Barra da Tijuca (RJ): Problemas Ambientais, Conflitos Sócio-Ambientais, Impactos Ambientais Urbanos*. Pesquisa em arquitetura e Construção. 28p.
- SMAC (Secretaria Municipal de Meio Ambiente) 2002. *Qualidade Ambiental – primavera, Verão, Outono*. Rio de Janeiro. 172p.
- SMITH, A.D. & GILBERT, J.J. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa*. *Archiv für Hydrobiologie*, 132: 309-336.
- SOARES, M. C. S. 2008. *Cianobactérias Tóxicas no Reservatório do Funil: Uma batalha Pelágica*. Tese de Doutorado em Botânica. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 419p.

SPAULDING, E. 1994. Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. Pp 69-101 *In*: B. Kjerfve, (Ed). Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam. 577p.

UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénobrement planctonique. *Archives of Sciences*, 17: 121-123.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 9: 1-39.

VOLLENWEIDER, R. & KEREKES, J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Program Water Technoloy*, 12: 5-38.

*Submetido em 09/12/2008.*

*Aceito em 30/01/2009.*