

ALOYSIO DA SILVA FERRAO FILHO

**INFLUÊNCIAS DAS FLORACOES DE CIANOBACTERIAS NA DINÂMICA
DE POPULAÇÕES ZOOPLANCTÔNICAS DA LAGOA DE JACAREPAGUA
(RJ): EFEITOS TOXICOS DE *Microcystis aeruginosa* SOBRE CLADOCEROS**

**TESE SUBMETIDA À UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
VISANDO A OBTENÇÃO DO GRAU DE DODTOR EM CIÊNCIAS**



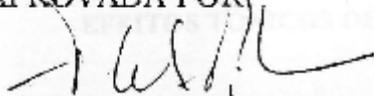
**Universidade Federal do Rio de Janeiro
Centro de Ciências da Saúde
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho
1998**

"INFLUÊNCIAS DAS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS DINÂMICA DE POPULAÇÕES ZOOPLANTÔNICAS DA LAGOA DE JACAREPAGUÁ (RJ): EFEITOS TÓXICOS DE *MICROCYSTIS AERUGINOSA* SOBRE CLADÓCEROS".

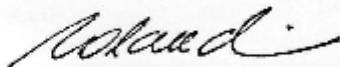
ALOYSIO DA SILVA FERRÃO FILHO

TESE SUBMETIDA A UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO VISANDO A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS

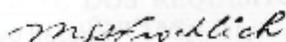
APROVADA POR:



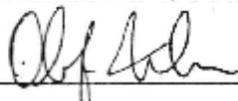
DR. FERNANDO COSTA E SILVA FILHO
(PRESIDENTE DA BANCA)



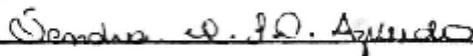
DR. FÁBIO ROLAND



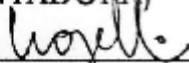
DRA. MARLENE SOFIA ARCIFA FROEHLICH



DR. OLAF MALM



DRA. SANDRA MARIA FELICIANO DE OLIVEIRA AZEVEDO
(ORIENTADORA)



DR. REINALDO LUIZ BOZELLI
(REVISOR)

RIO DE JANEIRO, RJ, BRASIL
11 de setembro de 1998

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIENCIAS DA SAUDE
INSTITUTO DE BIOFISICA CARLOS CHAGAS FILHO

INFLUÊNCIAS DAS FLORAÇÕES DE CIANOBACTERIAS NA
DINÂMICA DE POPULAÇÕES ZOOPLANCTONICAS DA LAGOA DE
JACAREPAGUA (RJ): EFEITOS TOXICOS DE *Microcystis aeruginosa*
SOBRE CLADOCEROS

Aloysio da Silva Ferrão Filho

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO DE BIOFISICA
CARLOS CHAGAS FILHO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSARIOS A OBTENÇÃO DO GRAU DE
DOUTOR EM CIENCIAS.

Aprovada por:

Prof. _____
(Presidente da Banca)

Prof. _____

Prof. _____

Rio de Janeiro, RJ - Brasil
Setembro de 1998

FICHA CATALOGRÁFICA

FERRÃO-FILHO, Aloysio da Silva

Influências das florações de cianobactérias na dinâmica de populações zooplanctônicas da lagoa de Jacarepaguá (RJ): Efeitos tóxicos de *Microcystis aeruginosa* sobre cladóceros. Rio de Janeiro, UFRJ, IBCCF, 1998.

XIII, 212 f

Tese: Doutor em Ciências (Biofísica)

1. Zooplâncton 2. Cianobactérias 3. Toxicidade 4. Teses

I. Universidade Federal do Rio de Janeiro - IBCCF

II. Título

Orientador: Profa. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo

Co-orientador: Prof. Wolfgang Christian Pfeiffer

*Aos meus queridos filhos Ramiro, Estevão e Vinicius,
por tudo que representam para mim e que são
a razão de toda a minha vida.*

*Ao meu pai,
que tanto me incentivou a buscar o
caminho do conhecimento e da razão.*

AGRADECIMENTOS

À Profa. Sandra Azevedo, por ter me possibilitado realizar este trabalho, pela sua orientação e pelo seu apoio, tanto no lado profissional quanta no lado pessoal.

Ao Prof. Wolfgang Pfeiffer, como co-orientador desta tese, pelo seu apoio e pela disponibilidade de sua equipe e da infraestrutura laboratorial.

Aos membros titulares da banca examinadora, Profa. Marlene Sofia Arcifa Froehlich, Prof Fabio Roland e Prof. Olaf Malm pelas criticas valiosas e sugestões.

Ao Prof. Reinaldo L. Bozelli, como membro suplente da banca examinadora e revisor da tese, pela sua leitura critica e sugestões.

Ao Prof. William R. DeMott, como orientador de parte de minha tese, quando em estagio na Universidade de Indiana-Purdue, Indiana, *EVA*.

Em especial, a minha amiga Patrícia Domingos, pela gentileza em ceder parte dos seus dados de tese de doutorado, relativos à comunidade fitoplanctônica da lagoa de Jacarepaguá, indispensáveis na interpretação dos resultados deste trabalho, e também por todo apoio e auxilio nas coletas de campo e nas análises de laboratório.

Ao meu amigo Renato Molica, que me ensinou as técnicas de cultivo de microalgas e pela inestimável colaboração em diversas etapas da minha tese.

A todos os amigos e integrantes do Laboratório de Cultivo e Fisiologia de Microalgas do NPPN, UFRJ: Raquel, Patrícia, Valeria, Simone, Ana, Karine, Elisangela, Suzane, Claudio, Marcelo e Joao, pelo companheirismo e pelo auxilio nas coletas de campo e culturas de laboratório.

Ao Prof. Francisco Esteves e ao Prof. Reinaldo Bozelli, do Laboratório de Limnologia do Instituto de Biologia da UFRJ, pela disponibilidade em ceder seus equipamentos de laboratório durante a realização desta pesquisa. Em especial a Rose, pelo auxilio no uso dos equipamentos e por cuidar das minhas culturas de zooplâncton ao final da minha tese.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de doutorado e à CAPES, pela concessão da bolsa sanduiche, que me possibilitou ter viajado para os *EVA* e realizado parte de minhas pesquisas no laboratório do Prof. William R. DeMott.

Ao programa de Pós-Graduação em Biofísica, do Instituto de Biônica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro, pelas facilidades proporcionadas.

À Paulina e a Lisiane, do laboratório de Limnologia do Instituto de Biologia da UFRJ, pela valiosa ajuda na identificação das espécies de zooplâncton.

À Isabel, minha terapeuta, que me ajudou a superar os momentos difíceis e que meu deu muita força para acabar este doutorado.

Ao seu Ivan, pelos agradáveis passeios de barco pela lagoa de Jacarepaguá e pelo auxílio inestimável nas coletas.

Aos meus filhos, Ramiro, Estevão e Vinicius, que souberam reconhecer a importância deste momento e pela paciência e compreensão com a minha falta de tempo.

À minha eterna e querida companheira Maira, pelo apoio e incentivo que sempre soube me dedicar desde o início dos nossos tempos de faculdade até o presente, meus sinceros e mais profundos agradecimentos.

Aos meus pais, pelo carinho e pelo apoio que sempre me deram em diversas fases da minha vida, meu eterno agradecimento.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

RESUMO

Neste trabalho, estudou-se as comunidades zooplanctônicas da lagoa de Jacarepaguá (RJ) e as influências da floração da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* sobre as populações de cladóceros do mesmo ambiente. Foram realizadas coletas de campo no período de agosto/96 a setembro/97 e analisou-se a variação qualitativa e quantitativa das populações zooplanctônicas e de algumas variáveis físicas e químicas da água. Foram também realizados vários experimentos de laboratório, com a finalidade de se testar os efeitos de *M aeruginosa* na sobrevivência, no crescimento e na taxa de filtração de espécies de cladóceros. A análise dos resultados de campo mostraram que a temperatura e salinidade foram fatores importantes na dinâmica das populações zooplanctônicas. As populações de cladóceros apresentaram sinais de limitação alimentar durante a floração de *M aeruginosa*, como redução na produção de ovos e produção de efípios. O aumento da concentração de microcistinas no seston, entretanto, não exerceu efeito evidente nas populações zooplanctônicas. Os experimentos laboratoriais demonstraram que *M aeruginosa* pode exercer efeitos tóxicos sobre as populações de cladóceros. Estes efeitos foram mais evidentes quando foram utilizadas cepas de cianobactéria cultivadas em laboratório, como redução na sobrevivência, na reprodução, no crescimento e na taxa de filtração. Quando foram utilizadas amostras das populações naturais da lagoa, estes efeitos nem sempre foram evidenciados. Os resultados revelaram que os efeitos tóxicos de *M aeruginosa* dependem: da concentração de células tóxicas, do tamanho das colônias, da disponibilidade de recursos alimentares de alto valor nutritivo e da sensibilidade da espécie de cladóceros.

ABSTRACT

In this work, we studied the zooplankton communities of Jacarepaguá Lagoon (RJ) and the influences of the *Microcystis aeruginosa* bloom on cladoceran populations of this coastal lagoon. Sampling work was performed from August/96 to September/97 at three stations for the analysis of zooplankton community and physical and chemical variables. Several laboratory experiments were performed to test the toxic effects of *M aeruginosa* strains and natural assemblages of this cyanobacteria on cladoceran species. The experiments consisted of acute and chronic toxicity experiments, weight gain experiments and measures of filtering rates in cladocerans submitted to toxic cyanobacteria. The field data analysis showed a strong influence of temperature and salinity on the zooplankton community dynamics. The highest density of zooplankton organisms occurred in summer and in low salinity conditions. The cladoceran populations showed signals of food limitation during the *M aeruginosa* bloom, as reduced egg production and appearance of ephyra. The increase in microcystin in the seston, however, has not exerted a clear effect on zooplankton populations. The laboratory experiments showed that *M aeruginosa* can exert toxic effects on cladoceran populations. These effects were more evident with laboratory strains of cyanobacteria than with natural assemblages, and can be enumerated as reductions in survivorship, fecundity, weight gain and filtering rates. However, the toxic effects of *M aeruginosa* depend on: toxic cell concentration, colony size, availability of nutritious resources and sensitivity of cladoceran species.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. ÁREA DE ESTUDO	10
3. OBJETIVOS.....	16
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.1. Coletas de campo.....	17
4.2. Análises estatísticas dos dados de campo.....	20
4.3. Culturas de microalgas e cianobactérias.....	20
4.4. Culturas de zooplâncton	21
4.5. Experimentos de laboratório	24
4.5.1. Preparo de suspensões algais para os experimentos	25
4.5.2. Bioensaios de toxicidade aguda com culturas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	25
4.5.3. Bioensaios de toxicidade crônica com culturas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	26
4.5.4. Bioensaios de toxicidade aguda e crônica com amostras naturais.....	28
4.5.5. Aumento de biomassa zooplancônica com dieta de séston da lagoa de Jacarepaguá.....	31
4.5.6. Medidas da taxa de filtração de cladóceros expostos a células de <i>M. aeruginosa</i>	32
5. RESULTADOS.....	37
5.1. Dados limnológicos, físicos e químicos	37
5.2. Análise quali-quantitativa do fitoplâncton	45
5.3. Análise qualitativa e quantitativa do zooplâncton.....	50
5.4. Análise estatística dos resultados de campo	62
5.5. Experimentos de laboratório	66
5.5.1. Bioensaios de toxicidade aguda com cepas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	66
5.5.2. Bioensaios de toxicidade crônica com cepas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	83
5.5.3. Bioensaios de toxicidade aguda com amostras de séston da lagoa de Jacarepaguá.....	87
5.5.4. Bioensaios de toxicidade crônica com amostras de séston da lagoa de Jacarepaguá	103
5.5.5. Aumento de biomassa com dieta de séston da lagoa de Jacarepaguá	108
5.5.6. Taxa de filtração de cladóceros submetidos a células de <i>M. aeruginosa</i>	114
6. DISCUSSÃO.....	121
6.1. Variáveis limnológicas, físicas e químicas e caracterização do ambiente.....	121
6.2. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica	128
6.3. Dinâmica da comunidade zooplanctônica	131
6.4. Experimentos Laboratoriais	146
6.4.1. Toxicidade aguda de cepas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	146
6.4.2. Toxicidade crônica das cepas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	154
6.4.3. Efeitos agudos do séston sobre os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.....	158

6.4.4.	Efeitos crônicos do séston e de amostras naturais de <i>M. aeruginosa</i> para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá	162
6.4.5.	Efeitos do séston e de amostras naturais de <i>M. aeruginosa</i> no aumento em biomassa de <i>M. micrura</i>	165
6.4.6.	Efeitos inibitórios de <i>M. aeruginosa</i> sobre a taxa de filtração de cladóceros.....	168
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	171
8.	CONCLUSÕES.....	174
9.	BIBLIOGRAFIA.....	176
10.	ANEXO 1 : Meios de cultivo de zooplâncton utilizados:	189
11.	ANEXO 2: Tabelas com dados limnológicos.....	191
12.	ANEXO 3: Análises de variância dos experimentos com cepas de <i>M. aeruginosa</i>	199
13.	ANEXO 4 : Análises de variância dos experimentos com amostras naturais.....	205

1. INTRODUÇÃO

Por muito tempo, as cianobactérias foram classificadas como algas, dentro da Divisão CYANOPHYTA (Classe CYANOPHYCEAE), vindo daí a denominação genérica de algas-azuis. Isto se deveu ao fato de que as cianobactérias, como as outras algas do plâncton, possuem clorofila-*a* e realizam fotossíntese. Além deste pigmento, as cianobactérias possuem um pigmento acessório, a ficocianina, que lhes confere a coloração verde-azulada. Em 1971, após intensos exames ao microscópio eletrônico, R. Y. Stanier concluiu que estes organismos são, na realidade, procariotos, pois ao contrário das algas, não possuem núcleo ou quaisquer organelas intracelulares delimitadas por membranas (Carmichael, 1994).

Apesar da sua simplicidade, as cianobactérias possuem várias adaptações que as permitem dominar os ambientes lacustres eutróficos, tais como: capacidade de regular a flutuação (Reynolds, 1972), fixação de nitrogênio atmosférico (Pearl, 1985), alelopatia, ou secreção de inibidores químicos de outras algas (Keating, 1977), rápida taxa de crescimento, mesmo sob baixa intensidade luminosa (Shapiro, 1990) e produção de compostos capazes de reduzir a predação pelo zooplâncton (Kirk & Gilbert, 1992). Estas e outras características, sugerem que a habilidade das cianobactérias em modificar o seu ambiente foi um importante fator para o seu sucesso evolutivo (Sterner, 1989a).

Em países temperados, a ocorrência de “blooms” ou florações de cianobactérias ocorre normalmente no final do verão ou início do outono, logo após a fase de “águas claras” (Sommer *et al.*, 1986). Vários fatores tem sido atribuídos a essa sucessão na comunidade fitoplânctônica. Dentre estes destacam-se os fatores de ordem física, tais como mudanças de intensidade luminosa, fotoperíodo e temperatura (Reynolds, 1989), e os de ordem biológica, tais como a competição com outras algas (Sommer, 1989) e a predação pelo zooplâncton (Sterner, 1989b). Outros fatores importantes para o aparecimento de florações de cianobactéria são a disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e o pH (Shapiro, 1990). Sabe-se que as florações de cianobactéria desenvolvem-se principalmente em ambientes com baixa relação N/P e com pH neutro a alcalino (Shapiro, *op. cit.*).

Outro aspecto importante, que contribui para a formação de florações, é a ausência de mistura vertical na coluna d’água. Como muitas cianobactérias produzem vacúolos gasosos que as conferem alta capacidade de flutuação, sob condições de pouco vento e de pouca mistura vertical, as células podem acumular-se na superfície da coluna d’água,

formando verdadeiros tapetes de células, chamados de “scums” (Pearl & Ustach, 1982). Além da vantagem de aproveitarem melhor a alta irradiância na superfície, as células de cianobactéria acabam por sombrear as outras algas do plâncton, eliminando-as por competição pela luz (Shapiro, 1990).

Nos trópicos, onde altas intensidades luminosas e altas temperaturas ocorrem quase o ano inteiro, as florações de cianobactérias podem desenvolver-se por períodos de tempo superiores às que ocorrem em regiões temperadas, sendo este, portanto, um importante elo na estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos tropicais (Haney, 1987).

O zooplâncton, que engloba organismos de categorias sistemáticas tão distintas quanto protozoários (flagelados, ciliados e sarcodinos) e metazoários (rotíferos, cladóceros, copépodos e larvas de dípteros), ocupa um papel fundamental na estrutura trofo-dinâmica dos ambientes aquáticos. Este conjunto de organismos constitui-se no principal elo de ligação entre a produção primária do fitoplâncton e os consumidores de grande porte, como os peixes. Deste modo, a herbivoria exercida pelo zooplâncton, principalmente pelos grupos de maior porte como os cladóceros, desempenha um papel importante na regulação das densidades de fitoplâncton nos ambientes aquáticos, inclusive das cianobactérias (Carlson & Schoenberg, 1983; Shapiro e Wright, 1984).

No entanto, o zooplâncton pode ter um papel importante no estabelecimento de florações de cianobactérias. Alguns estudos sugerem que a predação pelo zooplâncton promove o desenvolvimento de altas densidades de cianobactérias coloniais ou filamentosas, presumivelmente pela eliminação do fitoplâncton de menor tamanho e mais facilmente consumido, o que leva à uma considerável vantagem competitiva das cianobactérias sobre as outras algas (Haney, 1987). Além disso, Lampert (1982) sugere que as cianobactérias possuem características químicas que lhes conferem um “sabor ruim” (“bad taste”) para o zooplâncton. Deste modo, estas seriam menos consumidas do que as outras algas do plâncton, o que favoreceria o aparecimento de altas densidades de cianobactéria.

Todavia, as cianobactérias também exercem efeitos variados sobre o zooplâncton. Estes efeitos podem ser de natureza inibitória ou de caráter toxicológico. Entre os efeitos inibitórios, pode-se distinguir ainda os efeitos de natureza mecânica e os de natureza química. Várias espécies de cianobactérias formam colônias ou filamentos que podem interferir no processo de filtração de partículas pelo zooplâncton. Estudos de laboratório, demonstram que partículas grandes, como filamentos e colônias, reduzem a eficiência de

filtração do zooplâncton (Fulton & Pearyl, 1987a; Gliwicz, 1990; Rothhaupt, 1991; Xu & Burns, 1991; Epp, 1996). Os cladóceros de grande porte, como *Daphnia*, são preferencialmente afetados, quando filamentos de cianobactéria estão presentes em grandes concentrações (Infante & Abella, 1985; Kirk & Gilbert, 1992). Estes filamentos podem entrar no canal alimentar destes cladóceros, causando dificuldades na filtração de outras partículas. Movimentos de rejeição de partículas, executados com o pós-abdomem, juntamente à dificuldade em filtrar outras partículas nutritivas do plâncton, podem aumentar o gasto energético destes animais, diminuindo, deste modo, o seu “fitness” (Lampert, 1987). Tamanho e forma, portanto, são fatores importantes, determinando não somente a ingestibilidade das partículas mas também a interferência que estas podem exercer no processo de filtração de alimento nutritivo como um todo.

Outros efeitos inibitórios podem estar relacionados com a natureza química das cianobactérias. As cianobactérias têm sido consideradas como um alimento de baixo valor nutritivo para várias espécies de zooplâncton, causando redução no crescimento e na taxa de reprodução (Porter & Orcutt, 1980; Infante and Abella, 1985; Haney, 1987; Hanazato and Yasuno, 1987; Lampert, 1987; Matveev & Balseiro, 1990; Lundstedt & Brett, 1991; Rothhaupt, 1991; Smith & Gilbert, 1995). Alguns estudos, entretanto, demonstraram que certas espécies de cianobactéria podem fornecer boa taxa de crescimento, sobrevivência e reprodução para o zooplâncton (De Bernardi & Giussani, 1990; Gliwicz, 1990; Burns & Xu, 1990; Fulton & Jones, 1991; Rothhaupt, 1991).

O baixo valor nutritivo das cianobactérias é frequentemente associado com sua baixa digestibilidade (Lampert, 1987; De Bernardi & Giussani, 1990). As cianobactérias, em geral, possuem uma bainha de mucilagem muito espessa ao redor de suas células, o que dificulta a digestão e, conseqüentemente, a assimilação da sua biomassa pelo zooplâncton (Lampert, 1987). Sabe-se que certas algas gelatinosas podem passar intactas pelo tubo digestivo do zooplâncton (Porter, 1975). No entanto, alguns trabalhos mostram uma ampla faixa de variação na eficiência de assimilação para várias espécies de cianobactéria, a qual não difere muito da assimilação de outros grupos taxonômicos (Arnold, 1971; Holm *et al.*, 1983). Além disso, algumas cianobactérias possuem baixa quantidade de lipídeos essenciais ao crescimento do zooplâncton, o que causa uma redução na biomassa de animais alimentados com dietas exclusivas de cianobactéria (DeMott & Müller-Navarra, 1997).

Os efeitos de natureza tóxica estão associados à determinados compostos

secundários produzidos pelas cianobactérias. Entre estes compostos, os mais conhecidos são certas toxinas produzidas pelas cianobactérias: as neurotoxinas e as hepatotoxinas (Carmichael, 1992). Estes compostos foram assim denominados devido à seus efeitos em mamíferos e outros vertebrados, principalmente no sistema nervoso central e no sistema hepático (Carmichael, 1994).

As microcistinas são a classe de toxinas de cianobactérias mais estudadas quanto ao seu efeito sobre o zooplâncton (DeMott et al., 1991; Jungmann, 1992; Jungmann & Benndorf, 1994). Estas toxinas são heptapeptídeos cíclicos, com cinco aminoácidos fixos e dois aminoácidos variáveis, os quais caracterizam os diferentes tipos de microcistina. Existem, mais de 50 tipos de microcistina conhecidos até o presente, sendo que o tipo mais comum é a microcistina-LR, que possui a leucina e a arginina como aminoácidos variáveis (Carmichael, 1992; Codd, 1995). Os gêneros de cianobactéria mais comuns entre os produtores de microcistina são *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Nostoc* (Carmichael, 1992), sendo *Microcystis aeruginosa* a espécie mais comum em águas brasileiras (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 1992).

Classificadas de hepatotoxinas pelo seu modo de ação, as microcistinas provocam lesões nas células hepáticas de mamíferos expostos a doses agudas, levando o animal à morte por choque hipovolêmico. Outro efeito, decorrente da exposição crônica à baixas doses de microcistina, é a promoção de tumores hepáticos. Este efeito tem sido atribuído à inibição das proteínas fosfatases 1 e 2A, que são responsáveis, juntamente com as proteínas quinases, pelos processos de fosforilação e defosforilação de outras proteínas dentro da célula. Além de influenciar a estrutura e função das fibras do citoesqueleto, estas enzimas desempenham um papel importante no processo de divisão celular (Carmichael, 1994). Neste caso, a inibição das proteínas fosfatases resultaria numa hiperfosforilação de algumas proteínas supressoras de tumores, inativando-as e causando um desequilíbrio entre fatores de crescimento celular e supressores de tumores dentro da célula (Lambert *et al.*, 1994).

Todavia, não há sentido adaptativo na produção destas toxinas para a defesa das cianobactérias contra mamíferos e outros animais terrestres. Teoricamente, é mais provável que estas toxinas teriam surgido como mecanismo de defesa contra a pressão de predação exercida pelo zooplâncton (Lampert, 1981), de maneira semelhante ao desenvolvimento de toxinas por plantas terrestres contra a predação por insetos (Kirk & Gilbert, 1992).

O mecanismo exato de ação em invertebrados é desconhecido. Entretanto, já foi demonstrado que as células da parte média do tubo digestivo da larva do mosquito *Aedes aegypti* são lesadas quando expostas a microcistinas (Saario, *et al.*, 1994). Além disso, DeMott & Dhawale (1995) demonstraram que a microcistina-LR inibe a atividade das proteínas fosfatases 1 e 2A de extratos brutos de *Daphnia pulex*, *Daphnia pulicaria* e *Diaptomus birgei*. Estes estudos corroboram os resultados de estudos anteriores, em que microcistina-LR purificada e uma cepa de *Microcystis aeruginosa* (PCC7820), produtora desta toxina, mostraram efeitos tóxicos agudos sobre as mesmas espécies de zooplâncton (DeMott *et al.*, 1991).

Como as proteínas fosfatases 1 e 2A são ubíquitas e estão envolvidas no metabolismo primário de praticamente todos os organismos, é provável que as microcistinas exerçam um impacto potencial em todos os níveis taxonômicos.

Entretanto, outras toxinas produzidas pelas cianobactérias podem estar relacionadas com a toxicidade para o zooplâncton. Jungmann & Benndorf (1994) isolaram um novo composto a partir de extratos de amostras de florações naturais que foi mais tóxico para *Daphnia* do que a microcistina. Estes autores também não encontraram correlação entre a concentração de microcistina de diferentes cepas de cianobactéria e a toxicidade para *Daphnia*. Alguns compostos produzidos por *Oscillatoria agardhii*, que não são hepatotoxinas ou neurotoxinas, também causam efeitos tóxicos em *Daphnia* (Reinikainen *et al.*, 1994).

Apesar da controvérsia sobre o papel das hepatotoxinas de cianobactérias, fortes evidências, obtidas em estudos laboratoriais, sugerem que as microcistinas realmente atuam como defensivos químicos contra a predação pelo zooplâncton. Alguns estudos mostram que a taxa de filtração do zooplâncton é fortemente inibida na presença de células de cianobactérias (Lampert, 1981 & 1982; Nizan *et al.*, 1986; Fulton & Pearl, 1987a; Jungman *et al.*, 1991; DeMott & Moxter, 1991; DeMott *et al.*, 1991). Além disso, efeitos tóxicos agudos são observados logo nos primeiros dias, quando animais são expostos a concentrações moderadas de células vivas, extratos brutos ou toxinas purificadas de cianobactéria (DeMott *et al.*, 1991, Reinikainen *et al.*, 1994). Efeitos crônicos são observados quando animais são expostos à baixas concentrações de células de cianobactéria, como redução no crescimento corporal e diminuição da taxa de reprodução (Hietala *et al.*, 1995; Smith & Gilbert, 1995).

No entanto, diferentes cepas de *Microcystis* têm diferentes níveis de toxicidade

(Nizan *et al.*, 1987; Smith & Gilbert, 1995; Yasuno *et al.*, 1996) e diferentes espécies de zooplâncton tem diferentes níveis de tolerância às toxinas de cianobactérias (Lampert, 1982; Fulton & Pearl, 1987; Fulton, 1988; De Bernard & Giussani, 1990; Yasuno & Sugaya, 1991; DeMott *et al.*, 1991; Gilbert, 1994; Matveev *et al.*, 1994; Smith & Gilbert, 1995). A tolerância a estas toxinas varia inclusive entre clones da mesma espécie de zooplâncton (Hietala *et al.*, 1995; Hietala *et al.*, 1996). Entretanto, não foi ainda determinado se as diferenças de toxicidade entre as cepas de *Microcystis* são devidas a diferenças na quantidade ou qualidade das toxinas produzidas, nem se todas as espécies de zooplâncton estão sendo afetadas pelas mesmas toxinas.

A resposta do zooplâncton à presença de cianobactérias varia, por sua vez, com o tamanho do herbívoro, capacidade de ingerir filamentos e colônias, habilidade de evitar algas tóxicas e grau de inibição alimentar. Os efeitos das toxinas de cianobactérias sobre o zooplâncton podem depender ainda do comportamento alimentar da espécie, da absorção de toxina no tubo digestivo e da capacidade de sintetizar enzimas fosfatases adicionais (DeMott *et al.*, 1991; DeMott & Moxter, 1991; DeMott & Dhawale, 1995).

Os cladóceros são, em geral, pouco seletivos e portanto mais susceptíveis de ingerir células tóxicas de cianobactéria (DeMott *et al.*, 1991). Os copépodos, por outro lado, podem capturar ativamente as partículas alimentares, selecionando-as na base do sabor, valor nutricional e toxicidade (DeMott, 1986, DeMott, 1990, De Mott & Moxter, 1991).

Como as hepatotoxinas são endotoxinas, ou seja, não são excretadas pelas células de cianobactéria, seu efeito se dá somente após a ingestão e digestão das células pelo zooplâncton (Kirk & Gilbert, 1992). Portanto, o efeito destas toxinas está limitado pela capacidade da espécie de zooplâncton em digerir as células de cianobactéria.

As florações de cianobactéria podem ter ainda efeitos indiretos a nível de comunidade, podendo influenciar no resultado das relações competitivas entre as espécies de zooplâncton (Fulton & Pearl, 1988; DeMott, 1989; Hanazato *et al.*, 1991). O sucesso relativo e a abundância das espécies competidoras podem mudar durante as florações. Pequenos cladóceros, rotíferos e copépodos são menos afetados pelas cianobactérias do que cladóceros de grande porte (Fulton, 1988; Fulton & Pearl, 1987a; Gilbert, 1990; DeMott & Moxter, 1991; Kirk & Gilbert, 1992; Smith & Gilbert, 1995). As diferenças intra-específicas encontradas nestes estudos podem ser devidas tanto à sensibilidade fisiológica quanto à dose de toxina a que o animal foi exposto.

Além disso, estudos de campo em países temperados sugeriram que a ocorrência de

cianobactérias pode alterar a estrutura da comunidade zooplanctônica, de uma comunidade dominada por *Daphnia* para uma dominada por rotíferos e cladóceros de pequeno porte (Gliwicz, 1977; Edmondson & Litt, 1982; Jarvis *et al.*, 1987; Burns *et al.*, 1989, Hazanato, 1991). Entretanto, estes estudos não comprovaram se os declínios nas populações de *Daphnia* foram devidos à efeitos diretos das toxinas ou efeitos indiretos, tais como a depleção do oxigênio, causada pela decomposição da biomassa algal, ou pela interferência mecânica no processo de filtração, causado pela presença de colônias ou filamentos de cianobactéria.

Poucos trabalhos tem tentado estabelecer um elo entre os resultados observados no laboratório e os resultados encontrados no campo, quanto ao estudo das interações cianobactéria-zooplâncton (Haney, 1987; Lampert, 1987; Benndorf & Henning, 1989). Alguns trabalhos, limitam-se, na maioria das vezes, a ensaios descritivos das comunidades de fito e zooplâncton e das possíveis influências do aparecimento de cianobactérias durante o ciclo sazonal. Além disso, poucos estudos testaram os efeitos tóxicos de populações naturais de cianobactéria no zooplâncton e correlacionaram estes resultados com os de testes realizados com cepas tóxicas cultivadas em laboratório (Matveev & Balseiro, 1990; Fulton & Jones, 1991; Hanazato, 1991). Faz-se necessário, portanto, estudos mais aprofundados sobre os efeitos de populações naturais de cianobactéria, para um melhor entendimento das interações que ocorrem no ambiente natural, onde as cianobactérias ocorrem conjuntamente com outros grupos de algas. Estes dados permitiriam aumentar o poder de extrapolação dos resultados encontrados no laboratório para o ambiente natural.

Estudos sobre as interações cianobactéria-zooplâncton no Brasil são escassos, resumindo-se a alguns bioensaios realizados com *Daphnia* de origem temperada (Zagatto, 1995) e algumas espécies nativas de zooplâncton (Talamoni, 1995), nos quais foram utilizadas somente cepas de cianobactéria cultivadas em laboratório.

Costa & Azevedo (1993) relataram a ocorrência de florações tóxicas de cianobactéria em vários corpos d'água e reservatórios brasileiros, sendo que cerca de 75% das cepas isoladas destes ambientes apresentaram-se tóxicas em bioensaios com camundongos.

As lagoas costeiras constituem-se em ambientes de grande importância sob o ponto de vista ecológico e sócio-econômico, reunindo ampla diversidade de espécies aquáticas e servindo a atividades como a pesca artesanal e ao lazer. Devido a intensa ocupação urbana e ao processo de degradação ambiental que estas lagoas vêm sofrendo ao longo das últimas

décadas, o processo de eutrofização artificial vem se acelerando, o que causa o aparecimento de frequentes florações de cianobactérias em suas águas. Estas florações podem apresentar espécies ou cepas tóxicas de cianobactéria, as quais podem ter efeitos tóxicos para outras comunidades ali presentes, como por exemplo, para a comunidade de peixes (Azevedo & Carmouze, 1994).

Além disso, a acumulação de hepatotoxinas em peixes (*Tilapia rendali*) foi recentemente relatada na lagoa de Jacarepaguá (Magalhães & Azevedo, 1997), oferecendo risco potencial de contaminação da população humana local.

Estudos preliminares com cepas de *Microcystis aeruginosa* isoladas da lagoa de Jacarepaguá revelaram a presença de grande quantidade de microcistinas em suas células (Molica, 1996), sendo estas capazes de causar a morte de camundongos, através de injeção intra-peritonal (Costa & Azevedo, 1993). No entanto, o efeito destas cepas sobre o zooplâncton não havia sido determinado até o presente.

Sendo o zooplâncton um dos elos mais importantes na estrutura trofo-dinâmica dos ecossistemas aquáticos, participando não somente da cadeia de herbivoria mas também na reciclagem de nutrientes, os efeitos da cianobactérias na comunidade zooplanctônica podem alterar o equilíbrio dos fluxos de energia dentro do ecossistema e, deste modo, interferir nas interações tróficas em níveis inferiores (controle “top-down”) ou superiores da cadeia alimentar (controle “bottom-up”). Portanto, estudos sobre a dinâmica do zooplâncton, em ambientes dominados por cianobactérias, podem fornecer informações importantes para o conhecimento das cadeias tróficas e do funcionamento destes ecossistemas, bem como oferecer subsídios para propostas mitigadoras do impacto destes organismos na estrutura destas comunidades.

Este trabalho aborda aspectos específicos de um estudo mais amplo sobre as causas e conseqüências das florações de cianobactéria que ocorrem periodicamente na lagoa de Jacarepaguá. Neste sentido, procuramos elucidar a influência de populações naturais de cianobactérias sobre a dinâmica da comunidade zooplanctônica, bem como os seus efeitos sobre o desenvolvimento e reprodução de espécies de cladóceros encontrados neste e em outros ambientes menos produtivos.

O presente estudo, portanto, assume relevância por se tratar do primeiro estudo comparativo sobre os efeitos tóxicos de amostras de populações naturais de cianobactérias e de cepas cultivadas em laboratório, sobre espécies nativas de zooplâncton. Além disso, o presente trabalho contribui para o conhecimento geral da comunidade zooplanctônica da

lagoa de Jacarepaguá, nunca descrita anteriormente, e discute a influência de outras variáveis limnológicas sobre a dinâmica desta comunidade.

2. ÁREA DE ESTUDO

2.1. Localização

A lagoa de Jacarepaguá localiza-se na Planície Costeira de Jacarepaguá, no litoral Sul do Estado do Rio de Janeiro e na região sudeste do município de mesmo nome, entre os pontos de coordenadas 43°17' e 43°30' W e 22°55' e 23°00' S (Figura 1). Ela faz parte do complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá, juntamente com as lagoas do Camorim, da Tijuca, de Marapendi e Lagoinha.

2.2. Clima, geomorfologia e hidrografia da Baixada de Jacarepaguá

A baixada de Jacarepaguá possui um microclima típico de região litorânea tropical, influenciada por alguns fatores como localização geográfica (latitude e longitude), proximidade do mar, topografia local, natureza da cobertura vegetal e ação da circulação local ou secundária, isto é, as brisas marinhas e terrestres. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região da Baixada de Jacarepaguá é tropical chuvoso megatérmico, do tipo “Am”, caracterizando-se por um verão úmido e um inverno seco (Zee, 1994). Os valores mais altos de temperatura e pluviosidade ocorrem no período de primavera/verão (dezembro a abril) e os menores valores ocorrem no inverno (maio a agosto).

A Planície Costeira de Jacarepaguá forma um sistema praticamente isolado, encravado entre duas projeções do embasamento cristalino, o Maciço da Pedra Branca, a oeste, e o Maciço da Tijuca, a leste, tendo ainda como referência o Oceano Atlântico, ao sul. O aporte sedimentar proveniente de outras áreas é pouco significativo, uma vez que as projeções rochosas formam barreiras ao trânsito litorâneo. As duas zonas de progradação foram, portanto, construídas principalmente com material exposto na plataforma continental, através da regressão e mobilização pelas ondas (Strang, 1965).

A Baixada de Jacarepaguá é, portanto, uma pequena planície costeira com uma extensão aproximada de 140 km, resultante da colmatagem de uma antiga enseada isolada do mar por uma sucessão de restingas, duas das quais encontram-se emersas: as restingas de Jacarepaguá e da Praia dos Bandeirantes, também denominadas restingas interna e externa, respectivamente (Muehe, 1971).

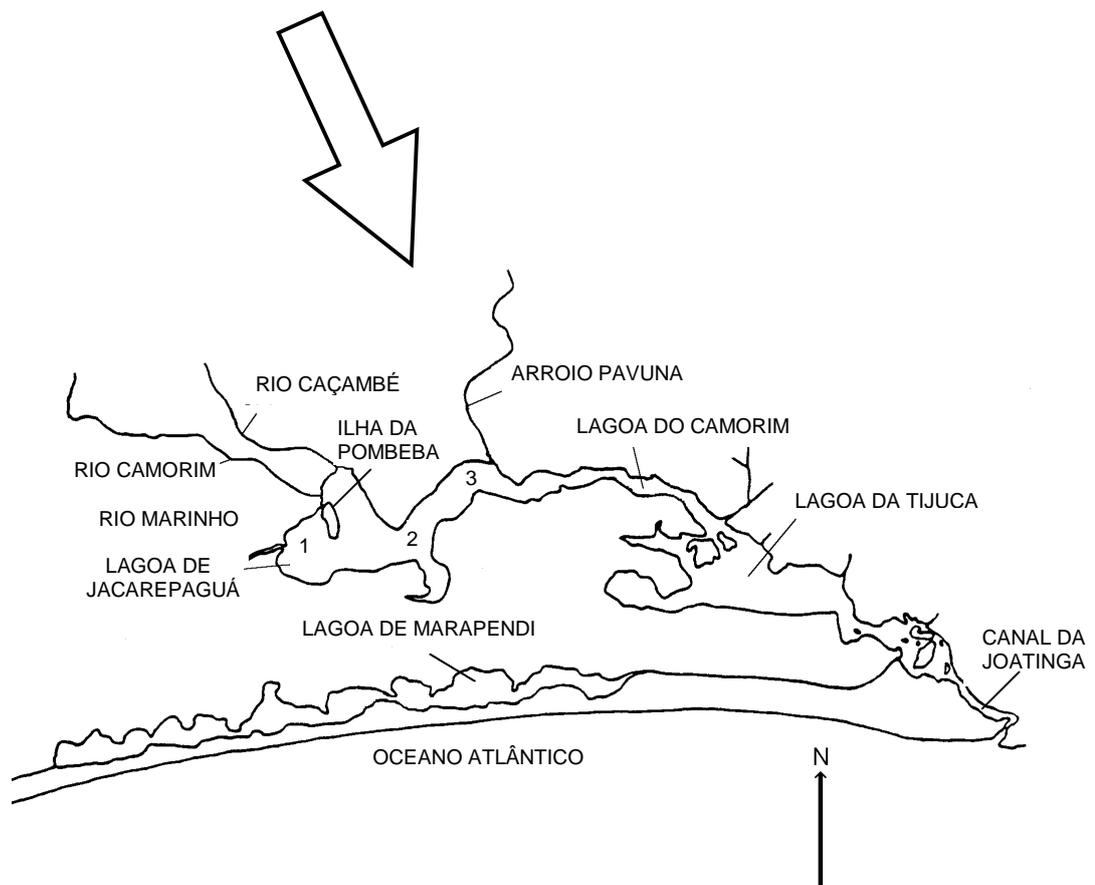
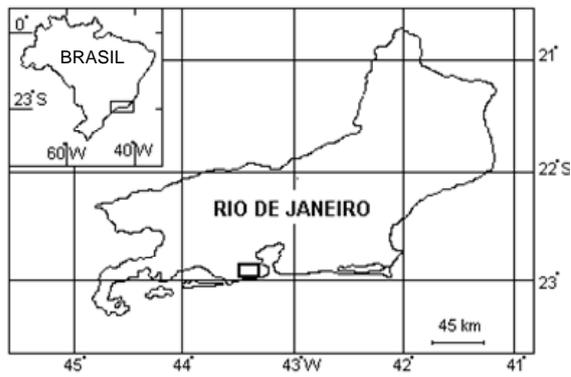


Figura 1: Mapa de localização da lagoa de Jacarepaguá e das lagoas do Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá. Os números indicam as estações de coleta.

A Bacia Hidrográfica de Jacarepaguá é contida pelos rios nascentes nas vertentes dos maciços da Tijuca e da Pedra Branca e no escudo rochoso situado ao norte da baixada, e pelas lagoas da Tijuca, do Camorim, de Jacarepaguá, Marapendi e Lagoinha

(Marques, 1987). Os principais rios afluentes da lagoa de Jacarepaguá são: Arroio Pavuna (5,0 km), rio Pavuninha (4,0 km), rio Passarinho (2,5 km), rio Caçambé (3,2 km), rio Camorim (6,5 km) e rio Marinho (3,5 km).

Este sistema hidrográfico possui duas ligações com o mar, uma à leste, através do estuário da Joatinga (canal da Barra da Tijuca), e outra a oeste, através do canal de Sernambetiba. Através do primeiro, se dá a entrada de água salgada na lagoa da Tijuca e desta para a lagoa de Marapendi, pela ação da maré. A penetração da maré na lagoa da Tijuca vai sendo atenuada por forças de atrito, atingindo valores desprezíveis na altura da lagoa do Camorim (Marques, 1987).

A área total da bacia hidrográfica de Jacarepaguá é de aproximadamente 226 km², sendo cerca de 174 km² referentes aos rios. A lagoa de Jacarepaguá é a que recebe maior contribuição de rios que drenam para a sua bacia (Tabela 1).

Tabela 1. Dados morfométricos das lagoas do complexo lagunar de Jacarepaguá.

Lagoas	Área (km ²)	Área da bacia de drenagem (km ²)	Largura Média (km)	Comprimento médio (km)	Perímetro (km)
Jacarepaguá	3,7	102,8	0,93	4,0	15,0
Camorim	0,8	91,7	0,49	3,5	8,0
Tijuca	4,8	26,9	0,88	6,0	21,0
Marapendi	3,5	4,6	0,35	10,0	23,0

Fonte: FEEMA, 1991.

A profundidade média da lagoa de Jacarepaguá é de 3,32 m (Zee, 1994). Alguns pontos da lagoa, entretanto, apresentam profundidades elevadas (de até 15 m), devido à dragagens clandestinas realizadas por empreiteiras, com a finalidade de retirar areia para aterros e projetos imobiliários (Fernandes, 1993).

A morfologia das três lagoas, Jacarepaguá, Camorim e Tijuca é bastante irregular, tendo áreas de confinamento que prejudicam consideravelmente a circulação da água, dificultando a troca e a renovação da água entre as lagoas e o mar. A comunicação da lagoa da Tijuca com o mar, através do estuário da Joatinga, possibilita a este sistema uma certa renovação de suas águas. Entretanto, o estreitamento na lagoa do Camorim dificulta bastante a troca de água entre as lagoas de Jacarepaguá e da Tijuca. Na verdade a lagoa do Camorim não comporta este tipo de denominação geográfica, já que tornou-se apenas um

canal de ligação entre as lagoas de Jacarepaguá e da Tijuca. Devido ao seu alto grau de assoreamento, a lamina d'água nas lagoas de Camorim e da Tijuca varia entre 25 e 50 cm, à exceção de pequenos trechos dragados, cuja profundidade pode atingir 2,5 m (Zee, 1994).

A lagoa de Jacarepaguá apresenta duas ilhas, uma sem nome, na margem sul, oposta ao Autódromo de Jacarepaguá, e a ilha da Pombeba, hoje definitivamente ligada à margem através de um aterro, o que dificulta ainda mais a circulação das águas ao redor da ilha (FEEMA, 1982).

2.3. Eutroficação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá

O crescimento populacional da região de Jacarepaguá, a partir da década de 70, e a consequente expansão urbana da Barra da Tijuca, agravou a situação do esgotamento sanitário, considerado precário em Jacarepaguá e inexistente na Barra da Tijuca. Segundo dados da IPLANRIO (1990; apud. Zee, 1994), de 1980 a 1990 a população residente na baixada de Jacarepaguá aumentou de cerca de 117.000 para 223.000 habitantes, constituindo esta a principal causa da poluição de origem orgânica lançada nas lagoas. O sistema de infra-estrutura urbano, entretanto, não acompanhou este crescimento, e a quantidade de esgotos domésticos lançados nos rios e lagoas sofreu um incremento de 30,4 % em 10 anos (Zee, 1994).

Somado a este problema, observou-se a rápida proliferação de favelas ao longo dos rios que desembocam nas lagoas, lançando esgoto *in natura* e lixo em suas margens. Só em Jacarepaguá existem por volta de 60 favelas, com população de cerca de 40.000 habitantes, e na Barra da Tijuca, 33 favelas, com cerca de 11.000 habitantes (IPLANRIO, 1990, apud. Zee, 1994).

Além disso, os vários ramos de atividade industrial como químico, farmacêutico e metalúrgico contribuem com cargas de nutrientes e substâncias tóxicas, como fenóis, cianetos e metais pesados (FEEMA, 1984). Esta situação deu início a um processo de degradação e eutrofização artificial das lagoas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca.

Existem pontos críticos de desembocadura de rios com elevada carga orgânica e outros poluentes. Na extremidade oeste da lagoa de Jacarepaguá, deságua o rio Marinho (Canal do Cortado), onde as principais fontes de poluição são esgotos sanitários, aterros de lixo e atividades agrícolas de pequeno porte. Ao norte da lagoa deságuam os rios Caçambé, Pavuninha e Passarinho, todos com elevada contribuição de carga orgânica

proveniente de esgotos sanitários, além de metais pesados como níquel, chumbo e mercúrio. Na extremidade leste, desemboca o Arroio Pavuna, um dos rios mais poluídos em termos de carga orgânica. Este rio atravessa uma área com elevada densidade populacional e com um parque industrial bastante desenvolvido, com a presença de indústrias químicas e farmacêuticas de grande porte, metalúrgicas, gráficas, indústrias têxteis, além de atividades agrícolas de pequeno porte (Zee, 1994). Condições de anoxia são frequentes neste corpo d'água, sendo comum suas águas possuírem odor característico de gás sulfídrico e manchas de esgoto na superfície e em sua desembocadura com a lagoa.

Além do lançamento de lixo e de efluentes de origem doméstica e industrial, a lagoa de Jacarepaguá enfrenta outro sério problema, a presença de grande quantidade de vegetação aquática, como o junco (*Typha dominguensis*) e o água-pé (*Eichornia crassipes*). A proliferação dessas plantas aquáticas contribui ainda mais para o assoreamento das lagoas, dificultando o escoamento dos rios e canais e a troca de água entre as lagoas (Zee, 1994). Além disso, aumentam ainda mais a carga de matéria orgânica e nutrientes retidos nos sedimentos da lagoa, os quais são liberados para a coluna d'água após a decomposição da biomassa vegetal.

Todas essas fontes de poluição orgânica, somadas às características morfológicas dessas lagoas, que favorecem o confinamento de suas águas, contribuem sensivelmente para o processo de eutrofização artificial e para a deterioração das condições ambientais deste ecossistema.

Uma das consequências do processo de eutrofização é o aparecimento de florações de cianobactérias. Semeraro & Costa (1972) registraram, já em 1970, a presença de florações de cianobactéria na lagoa de Jacarepaguá, porém não mencionaram qual a espécie dominante. Há relatos antigos de ocorrência de florações de “massas verdes” feitos pelos moradores da região, na maioria pescadores pertencentes à uma pequena colônia que vive às margens da lagoa, e que tem como principal fonte de renda a pesca da tilápia (*Tilapia rendalli*). Estas florações, que são denominadas de “sementes de jigoga” pelos pescadores da região, são atribuídas à presença de grandes quantidades de *Eichornia crassipes* (água-pé ou jigoga) durante o verão. Estas “sementes” são, na verdade, colônias de *Microcystis*, as quais podem ser visualizadas como pequenos agregados de células a olho nú, ou formando extensas coberturas sob a superfície da água (Figura 2).

Existem poucos estudos sobre as comunidades bióticas da lagoa de Jacarepaguá. Entre os trabalhos encontrados podem ser citados o de Saieg-Filho (1986), sobre a ecologia

do fitoplâncton marginal nas lagunas de Jacarepaguá, o de Fernandes (1993), sobre a comunidade perífita da lagoa de Jacarepaguá e algumas variáveis limnológicas. Além desses trabalhos, há ainda alguns relatórios técnicos como os de Semeraro & Costa (1972), os da FEEMA (1982, 1984 e 1991) e de Zee (1993 e 1994).

Faz-se necessário, portanto, um estudo mais aprofundado das comunidades aquáticas e das interações ecológicas neste ecossistema, de forma a subsidiar propostas mitigadoras para os efeitos das ações antrópicas neste ambiente.



Figura 2: Aspecto da floração de *Microcystis aeruginosa* na lagoa de Jacarepaguá. Foto tirada em 30/04/97, próximo ao ponto 3.

3. OBJETIVOS

Para se testar a hipótese de que a floração de *Microcystis aeruginosa* provoca efeitos deletérios sobre as populações de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, foram elaborados os seguintes objetivos específicos:

1. Determinar os efeitos de *Microcystis aeruginosa* sobre parâmetros do ciclo de vida de diferentes espécies de cladóceros, entre estes:
 - efeitos tóxicos agudos e crônicos
 - efeitos nutricionais
 - interferência no processo de filtração de partículas
2. Comparar os efeitos obtidos com culturas laboratoriais com os efeitos de amostras naturais de *M. aeruginosa* sobre os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.
3. Verificar a importância da floração de *M. aeruginosa* e de algumas variáveis limnológicas sobre a dinâmica das populações de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.

Com esse trabalho, pretendemos colaborar para uma melhor compreensão das interações cianobactéria-zooplâncton e das possíveis consequências de florações tóxicas de cianobactérias para as comunidades zooplancônicas no ambiente natural.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Coletas de campo

As coletas de campo foram realizadas no período 21/08/96 a 11/09/97, quinzenalmente, sempre no período da manhã, em três estações de coleta (Figura 1).

4.1.1. Coleta de dados limnológicos e físico-químicos

- **Temperatura e pH**

A temperatura e o pH foram medidos na subsuperfície da coluna d'água com um pHmetro-termômetro digital Metler-Toledo MP120.

- **Oxigênio dissolvido**

O oxigênio dissolvido foi medido na subsuperfície da coluna d'água com um oxímetro portátil digital Metler-Toledo M0128 e expresso em mg O₂/l.

- * **Transparência da coluna d'água**

A transparência da coluna d'água foi medida com o auxílio de um disco de Secchi com corda graduada de dez em dez centímetros.

- **Salinidade**

A salinidade foi medida na subsuperfície da coluna d'água utilizando-se um refratômetro Shibuya Optical Co. (modelo S-1) e expressa em partes por mil (‰).

4.1.2. Coleta e processamento de amostras de água para análise

Amostras de água para análise de carbono orgânico particulado, clorofila-a e microcistinas foram coletadas com galões de 5,0 litros na subsuperfície. Essas amostras foram mantidas em baixa temperatura, numa caixa de isopor com gelo, sendo levadas imediatamente para o laboratório e processadas em menos de 6 horas.

- **Carbono Orgânico Particulado (COP)**

Subamostras de 100 a 250 ml foram retiradas da amostra original e após filtração em rede de 200 µm de abertura de malha, duas réplicas foram filtradas em filtros de borosilicato (Sartorius). Estes filtros foram secos em estufa a 60°C e guardados em

dessecador para posterior análise do COP.

A análise de carbono orgânico particulado foi feita através da oxidação da matéria orgânica por solução de dicromato de potássio-ácido sulfúrico, como descrita em Strickland & Parsons (1972). Todas as amostras de séston e as suspensões algais foram analisadas por este método.

- **Clorofila-*a***

Para se estimar a biomassa fitoplanctônica presente, foram retiradas subamostras de 100 a 200 ml e duas réplicas foram filtradas em filtros de borosilicato (Sartorius), sendo os mesmos mantidos no escuro e sob refrigeração antes da análise de clorofila-*a*.

A análise de clorofila-*a* foi feita através de extração dos filtros com 6,0 ml de metanol 100% durante 3 horas, posterior centrifugação e determinação espectrofotométrica da absorbância a 665 e 750 nm, segundo método descrito em Lorenzen (1967).

- **Toxinas de cianobactérias**

Para a análise de toxinas de cianobactérias, cerca de 2,0 litros de amostras de água da lagoa foram filtrados em filtros de borosilicato (Sartorius), sendo os mesmos congelados antes da análise.

A análise de toxinas de cianobactérias se restringiu a determinação da concentração de microcistinas, uma vez que a espécie de cianobactéria dominante em todo o período de estudo foi *Microcystis aeruginosa*, conhecida produtora desta toxina.

O material analisado consistiu das amostras de séston da lagoa retido nos filtros de borosilicato e do material liofilizado, proveniente tanto das culturas de laboratório quanto das coletas de campo. A análise de toxina foi feita segundo método descrito em Krishnamurthy *et al.* (1986). A extração foi realizada com solução de 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 20 ml de água deionizada, 20 ml de metanol 20% e finalmente com 20 ml de metanol 100%. Esta fração foi então evaporada até a secura completa, ressuspensa em 1,0 ml 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 um 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 (5 µm, 25 cm x 10 mm), fase móvel de acetonitrila e acetato de amônio 20 mM (28:72 v/v), fluxo de 1,0 ml.min⁻¹ e absorvância a 238 nm.

O espectro de cada um dos picos obtidos nos cromatogramas foi analisado entre 200-300 nm, 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, onde a concentração de microcistinas é conhecida.

4.1.3. Coletas de fitoplâncton

Amostras de água foram coletadas na subsuperfície com frasco de vidro ambar e fixadas com solução de lugol, para posterior análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton em microscópio ótico. Os dados referentes ao fitoplâncton apresentados nesta tese foram gentilmente cedidos por Patrícia Domingos, sendo parte de sua tese de doutorado.

Em cada amostra de fitoplâncton foi estimado o tamanho das colônias de *Microcystis aeruginosa* através de medidas realizadas em câmara de Uthermöhl. Os resultados foram expressos graficamente através de distribuição de frequência por classes de tamanho.

Amostras de fitoplâncton foram também concentradas através de arrastos com rede de plâncton de 25 µm de malha, para posterior análise de toxinas. Estas amostras foram centrifugadas a 5000 rpm durante 10 minutos e o sobrenadante, contendo colônias de *M. aeruginosa*, foi separado do precipitado, contendo outras algas além de células de *M. aeruginosa*. Estas amostras foram então congeladas e posteriormente liofilizadas.

4.1.4. Coletas de zooplâncton

As amostras de zooplâncton foram coletadas mensalmente, com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn com capacidade de 3 litros. Para a análise quantitativa, três amostras consecutivas de água (9 litros) eram coletadas a uma profundidade de 0,5 m e passadas através de uma rede de plâncton de 65 µm de abertura de malha, para a concentração do zooplâncton. Para a análise qualitativa do zooplâncton, foram realizados arrastos horizontais com rede de plâncton de 65 µm de abertura de malha. Todas as amostras

foram fixadas em solução de formol a 4%.

Para a contagem do zooplâncton, as amostras foram pré-concentradas em um béquer e ressuspensas a um volume conhecido, do qual retirou-se 1,0 ml e colocou-se em uma câmara de Sedgwick-Rafter com 1,0 ml de capacidade, sendo que todos os indivíduos contidos neste volume foram contados e identificados ao nível de espécie. Foram feitas três contagens para se obter uma média representativa de cada amostra. Os resultados foram expressos em número de indivíduos por litro.

Em cada amostra de zooplâncton foram também contados o número de ovos e o número de efípios (ovos de resistência) em cada fêmea de cladóceros e o resultado foi expresso em número médio de ovos por fêmea.

4.2. Análises estatísticas dos dados de campo

A relação entre as variáveis limnológicas, físicas e químicas e a densidade de organismos da comunidade zooplânctônica, bem como a relação entre as densidades de fitoplâncton e zooplâncton foram investigadas através do emprego de correlações simples de Pearson, sendo as correlações significativas com $P < 0,05$ indicadas por um asterisco (*) e as correlações significativas com $P < 0,005$ indicadas por dois asteriscos (**).

4.3. Culturas de microalgas e cianobactérias

Culturas unialgais de clorófitas e cianobactérias foram realizadas em condições fechadas (tipo "batch"), com aeração contínua, temperatura de 20 a 23°C, iluminação com lâmpada fluorescente de 20W ($4,0$ a $4,5 \times 10^2 \mu\text{E} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) e fotoperíodo de 12 horas.

O meio de cultivo utilizado para as clorófitas foi o MBL (Stemberger, 1981) com pH ajustado para 7,0, e o meio para as cianobactérias foi o ASM-1 (Gorham *et al.*, 1964), com pH ajustado para 8,0. Os meios de cultivo foram autoclavados por 20 minutos e depois resfriados à temperatura da sala de cultivo antes do uso.

Os inóculos foram adicionados aos meios de cultivo em condições asépticas, sendo as culturas mantidas em condições não axênicas, porém com baixa contaminação bacteriana.

A Tabela 2 fornece informações sobre a procedência e características de cada cepa de microalga e de cianobactéria utilizadas nesta tese. As cepas da lagoa de Jacarepaguá e da Represa do Funil foram isoladas no Laboratório de Cultivo e Fisiologia de Microalgas, NPPN-UFRJ. As demais cepas foram gentilmente cedidas pelo Prof. William R. DeMott,

da universidade de Indiana-Purdue, Fort Wayne, Indiana, EUA.

Tabela 2: Espécies de clorófitas e cianobactérias utilizadas e suas procedências.

Espécie	Cepa	Forma	Tamanho (µm)	Procedência
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	NPIN-1	unicelular	5 x 50	Prof. W. DeMott, Indiana-Purdue University
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	NPIN-2	unicelular	5,8	Prof. W. DeMott, Indiana-Purdue University
<i>Microcystis aeruginosa</i>	NPLJ-2	unicelular	5,0	Lagoa de Jacarepaguá, RJ
<i>Microcystis aeruginosa</i>	NPLJ-3	unicelular	5,0	Lagoa de Jacarepaguá, RJ
<i>Microcystis aeruginosa</i>	NPLJ-6	unicelular	5,0	Lagoa de Jacarepaguá, RJ
<i>Microcystis aeruginosa</i>	NPLJ-42	colonial	20 - 130	Lagoa de Jacarepaguá, RJ
<i>Microcystis aeruginosa</i>	PCC7820	unicelular	4,4	Paris Culture Collection

4.4. Culturas de zooplâncton

Culturas clonais de cladóceros foram estabelecidas a partir de fêmeas partenogenéticas isoladas de vários ambientes lacustres (Tabela 3 e Figuras 3 e 4). Estas culturas foram realizadas em três tipos de meio de cultivo:

- meio artificial (ver composição no Anexo 1a);
- água mineral comercial (ver composição no Anexo 1b);
- água da lagoa de Jacarepaguá, filtrada em membrana de borosilicato e autoclavada.

O pH em todos os meios de cultivo foi ajustado com HCl 1M ou NaOH 1M, de forma a situar-se na faixa entre 7,2 a 7,6.

O alimento fornecido a estas culturas era constituído de clorófitas das espécies *Ankistrodesmus falcatus* e *Chlamydomonas reinhardtii*, de alto valor nutritivo. Estas algas eram fornecidas numa proporção de 1:1, totalizando uma concentração de 1,0 mg C.l⁻¹. Os animais eram cultivados em garrafas de 500 ou 1000 ml, dependendo do tamanho da espécie e da densidade dos organismos. Novas culturas eram estabelecidas a cada semana, a partir dos neonatos de cada espécie, evitando assim a superpopulação e o aparecimento de eflúos.

As culturas de zooplâncton foram mantidas em temperatura de 20 a 23°C, sob baixa iluminação (penumbra), com fotoperíodo de 12 horas.

Tabela 3: Espécies de cladóceros utilizadas nesta tese e suas procedências.

Espécie	Tamanho (mm)	Procedência
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (clone CdLC)	0,4 - 0,6	Lagoa de Cabiúnas, RJ
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (clone CdLJ)	0,4 - 0,6	Lagoa de Jacarepaguá, RJ
<i>Daphnia pulex</i>	1,5 - 3,5	Crooked Lake, Indiana, USA
<i>Daphnia pulicaria</i>	2,0 - 4,0	Crooked Lake, Indiana, USA
<i>Daphnia similis</i>	2,0 - 5,0	Centro de Pesquisas da Petrobrás, RJ.
<i>Moina micrura</i> (clones MnLJ-1,2,3)	0,5 - 1,2	Lagoa de Jacarepaguá, RJ
<i>Moina micrura</i> (clone MNLT)	0,5 - 1,2	Lagoa da Tijuca, RJ
<i>Moina minuta</i>	0,5 - 0,6	Lagoa de Cabiúnas, RJ

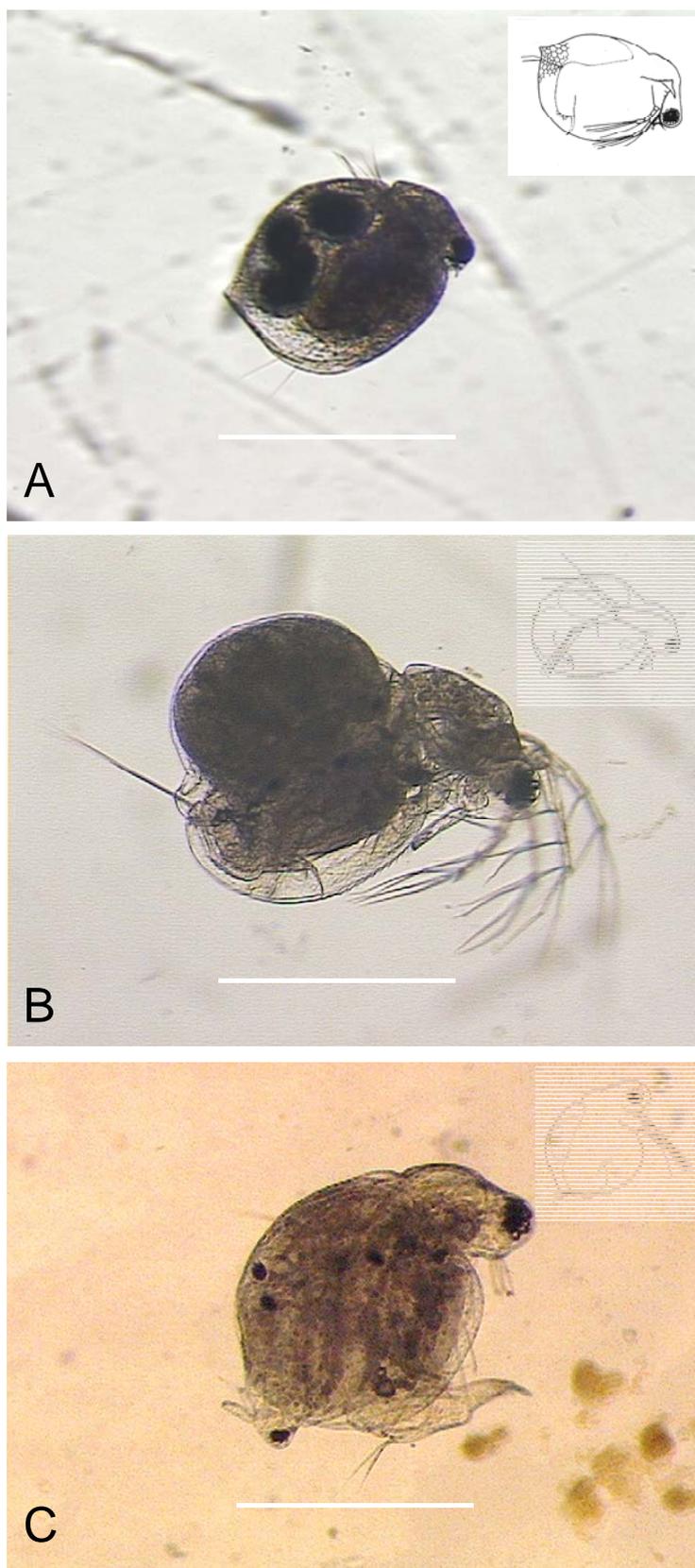


Figura 3: Cladóceros tropicais utilizados neste trabalho. A) *Ceriodaphnia cornuta*; B) *Moina micrura* e C) *Moina minuta*. As barra brancas correspondem a 500 μm .

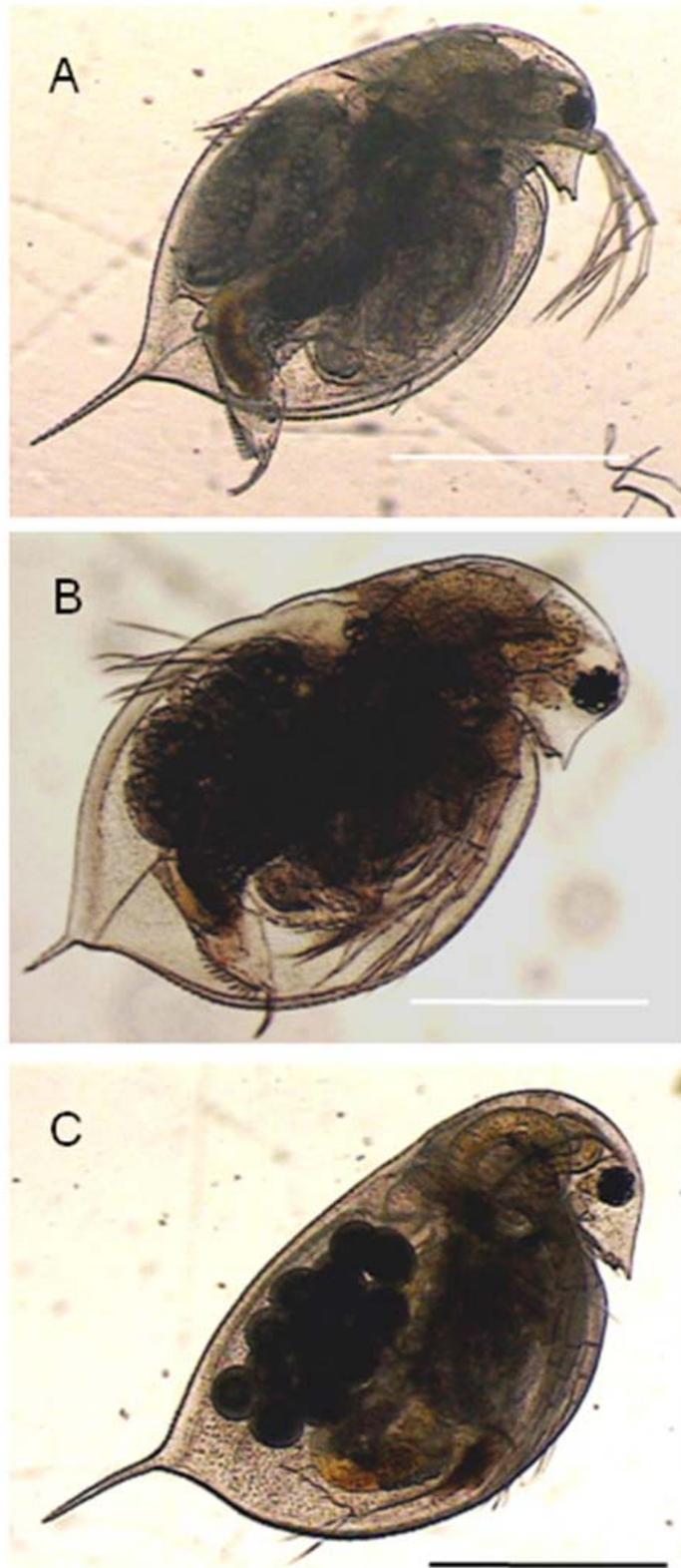


Figura 4: Cladóceros de origem temperada utilizados nesta tese. A) *Daphnia pulicaria*; B) *D. pulex* e C) *D. similis*. As barras horizontais correspondem a 1000 μm .

4.5. Experimentos de laboratório

4.5.1. Preparo de suspensões algais para os experimentos

As suspensões algais foram preparadas levando-se em conta a concentração de carbono das algas, sendo expressas em miligramas de carbono por litro (mg C.l^{-1}). A preparação das suspensões algais foi realizada a partir de estoques das culturas de clorofíceas e cianobactérias concentradas por centrifugação e ressuspensas no próprio meio de cultivo. A partir desses estoques foram elaboradas curvas de calibração que estabelecem a relação entre medidas de absorvância dessas suspensões a 800 nm e a concentração de carbono orgânico das mesmas. Desta forma foi possível preparar suspensões algais com conteúdo de carbono conhecido, medindo-se apenas a absorvância das mesmas.

Cabe ressaltar que, na maioria dos experimentos, a concentração total das suspensões algais foi de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$. Nos controles com alimento foi utilizada a clorofícea *A. falcatus*, sempre na concentração de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$. Nos tratamentos com células de *M. aeruginosa*, utilizou-se tanto suspensões puras destas células, quanto suspensões em que as células de cianobactéria foram misturadas em diferentes proporções com o alimento nutritivo. Neste caso, a concentração final das suspensões mistas totalizava sempre $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$, de modo que a proporção entre as células de cianobactéria e alga nutritiva variaram de 0 a 100% da biomassa total, respectivamente.

Os controles sem alimento, adotados em alguns experimentos, visaram atender a definição de toxicidade de cepas de cianobactéria, na qual uma cepa é considerada tóxica se o zooplâncton morre primeiro na presença da cianobactéria do que sem alimento algum (Lampert, 1987).

4.5.2. Bioensaios de toxicidade aguda com culturas de *Microcystis aeruginosa*

Os bioensaios de toxicidade aguda visaram observar os efeitos de cepas de cianobactéria da espécie *Microcystis aeruginosa*, cultivadas em laboratório, na sobrevivência de várias espécies de cladóceros. O desenho experimental básico consistiu em expor dez neonatos, nascidos num período de 0 a 24 horas, à diferentes concentrações de células de *M. aeruginosa*, na presença ou não de alimento nutritivo, e acompanhar a sobrevivência dessas coortes por cinco dias. Os animais eram colocados em tubos de ensaio com 30 ml de meio de cultivo, contendo a suspensão de células da cianobactéria numa determinada concentração em miligramas de carbono por litro (mg C.l^{-1}). Foram feitas quatro réplicas de cada tratamento, com dez animais por tubo. Os animais foram

transferidos diariamente para novas suspensões algais, sendo verificado o número de sobreviventes.

Foram realizados cinco experimentos de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*, todos realizados em meio artificial. Nos três primeiros experimentos, os animais foram expostos somente à células de *M. aeruginosa*, sem a presença de alimento nutritivo. Neste caso, os controles consistiram de animais em restrição alimentar. Nos dois últimos experimentos, as cianobactérias foram combinadas, numa proporção crescente em carbono, à alga *A. falcatus*, totalizando sempre 1,0 mg C.l⁻¹. Neste caso, os controles consistiram de animais alimentados somente com a alga nutritiva, na concentração de 1,0 mg C.l⁻¹. Os controles com alimento e sem alimento forneceram uma base para se diferenciar efeitos puramente nutricionais de efeitos tóxicos propriamente ditos.

Para avaliar a toxicidade de cada cepa de cianobactéria foi utilizada a análise de PROBIT, correlacionando-se a percentagem de mortalidade em cada tratamento com o tempo de sobrevivência (em horas). Deste modo, estimou-se o Tempo Letal Médio (TL₅₀), que representa o tempo decorrido até a mortalidade de 50 % dos indivíduos em um tratamento. Definiu-se assim a letalidade (ou capacidade de matar) de uma cepa como a relação entre o TL₅₀ da cepa e o TL₅₀ do controle, ou seja, quantas vezes mais rápido que o controle uma determinada cepa mata.

Os valores de TL₅₀ para cada tratamento foram então analisados estatisticamente através de Análise de Variância (ANOVA), para se testar os efeitos dos seguintes fatores na sobrevivência dos organismos: da espécie de zooplâncton, da cepa de cianobactéria e da concentração utilizada. As médias dos valores de TL₅₀ foram comparadas estatisticamente através do Teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

4.5.3. Bioensaios de toxicidade crônica com culturas de *Microcystis aeruginosa*

Os bioensaios de toxicidade crônica visaram observar os efeitos a longo prazo de cepas de *M. aeruginosa*, cultivadas em laboratório, sobre parâmetros do ciclo de vida dos cladóceros, tais como sobrevivência e fecundidade, os quais afetam diretamente a taxa intrínseca de aumento natural (r_m) dessas populações.

Foram realizados três experimentos de toxicidade crônica com culturas de *M. aeruginosa*. Nos dois primeiros, realizados em meio artificial, foram utilizadas três cepas unicelulares, NPLJ-2, NPLJ-3 e NPLJ-6, todas isoladas da lagoa de Jacarepaguá, num

período anterior a este estudo. No terceiro experimento, realizado em água da lagoa, foram utilizadas duas cepas com características morfológicas distintas: a cepa NPLJ-2, unicelular, com células de 5,0 μm de diâmetro médio, e a cepa NPLJ-42, colonial, com colônias variando de 20 a 130 μm no maior eixo ($56,2 \pm 29,3 \mu\text{m}$; $n = 32$). O objetivo deste experimento foi verificar a influência do tamanho da colônia na toxicidade de *M. aeruginosa* para o zooplâncton. Cabe ressaltar que a cepa NPLJ-42 foi isolada a partir de amostra coletada em 20/03/97, durante a floração de *M. aeruginosa* descrita neste estudo.

Estes experimentos foram realizados com coortes de 10 a 20 indivíduos nascidos num período de 0 a 24 horas, os quais foram colocados individualmente em 30 ml de meio de cultivo contendo suspensões de células de *M. aeruginosa* em concentrações crescentes em relação à alga nutritiva (*A. falcatus*). Os controles consistiram de animais alimentados somente com a alga nutritiva. Os animais eram transferidos diariamente para novas suspensões algais, sendo computado o número de sobreviventes e o número de neonatos produzidos. A duração destes experimentos variou de 14 a 16 dias, dependendo da sobrevivência das coortes e do número de gerações produzidas em cada tratamento. Em geral, os experimentos duraram até pelo menos a quarta ou quinta geração em cada tratamento. Estes dados foram utilizados para a elaboração de tabelas de vida e para o cálculo da taxa intrínseca de aumento natural (r_m) da população (Birch, 1948). Este parâmetro permite avaliar o potencial reprodutivo (“fitness”) da espécie na presença de células potencialmente tóxicas para estes organismos.

A taxa intrínseca de aumento natural (r_m) foi calculada através da técnica de “bootstrap” (Mayer *et al.*, 1986), com o auxílio de um programa desenvolvido por Taberner *et al.* (1993), que permite uma reamostragem aleatória a partir dos dados de sobrevivência e fecundidade, em um número muito grande de interações (réplicas), fornecendo um valor médio de r_m e um intervalo de confiança, os quais podem ser comparados estatisticamente. Os valores médios de r_m foram estimados com 500 réplicas por análise e as diferenças entre os valores do controle e dos tratamentos foram testadas pelo teste t de Student ($P < 0,05$).

4.5.4. Bioensaios de toxicidade aguda e crônica com amostras naturais

Amostras de séston e de células de *M. aeruginosa* da população natural da lagoa de Jacarepaguá, foram coletadas durante o período de floração e utilizadas em bioensaios de toxicidade aguda e crônica, no sentido de se avaliar os efeitos de amostras naturais na sobrevivência e na reprodução dos cladóceros.

Estes bioensaios seguiram basicamente o mesmo desenho experimental dos bioensaios com cepas de *M. aeruginosa* cultivadas em laboratório, sendo que no lugar destas células foram utilizadas amostras de séston e de cianobactérias coletadas diretamente da lagoa de Jacarepaguá.

Foram realizados cinco experimentos de toxicidade aguda com amostras de séston da lagoa de Jacarepaguá coletadas em diferentes períodos (ver resultados). Nestes experimentos, amostras de água da lagoa foram centrifugadas e o precipitado (séston) foi ressuspenso em meio de cultivo de zooplâncton. Estas amostras eram compostas de uma variedade de espécies algais, além de colônias de *M. aeruginosa*. Em seguida determinou-se a concentração de carbono orgânico particulado (COP) do estoque de séston e diluiu-se este material em diferentes proporções, juntamente com a alga nutritiva ou não, totalizando uma suspensão final de 1,0 mg C.l⁻¹. Os controles consistiram de animais sem alimento ou alimentados com 1,0 mg C.l⁻¹ de *A. falcatus*.

Foram também realizados três experimentos de toxicidade crônica com amostras naturais, nos quais o material foi obtido de três maneiras distintas:

O primeiro experimento crônico foi realizado com amostras coletadas em 20/03/97 no ponto 3 (Figura 5), sendo o séston obtido por centrifugação de água da lagoa e utilizado exatamente como descrito nos experimentos de toxicidade aguda, com concentrações de séston mais a alga nutritiva totalizando sempre 1,0 mg C.l⁻¹.

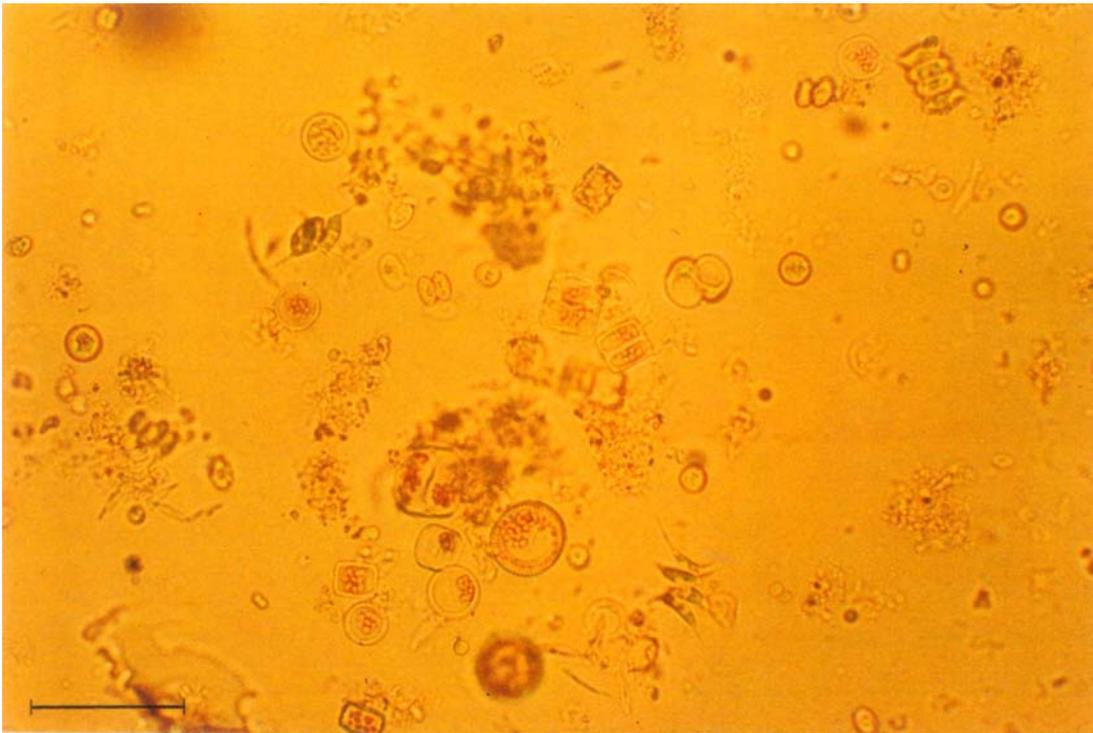


Figura 5: Amostra de séston obtida por centrifugação de água da lagoa coletada em 20/03/97. Escala: 50 μm .

O segundo experimento foi realizado utilizando-se amostras de água bruta da lagoa coletadas em 03/04/97 entre os pontos 2 e 3. Neste caso, o séston foi utilizado na sua concentração original ($\approx 10,0 \text{ mg C.l}^{-1}$), cerca de 10 vezes acima das concentrações utilizadas nos experimentos anteriores. A partir dessa concentração, foram feitas diluições de 25 e 50% do séston, apenas misturando-se água da lagoa filtrada a água bruta. Nestes tratamentos, não foi adicionada nenhuma outra fonte de alimento. Este experimento simulou uma situação mais real das condições *in situ* quanto à oferta de alimento e de células tóxicas. Juntamente a estes tratamentos com séston, foram utilizadas células de *M. aeruginosa* da população natural da lagoa, as quais foram obtidas a partir de arrasto horizontal com rede de plâncton (25 μm). No laboratório, esta amostra foi centrifugada e aproveitaram-se as células que permaneceram no sobrenadante. Estas amostras eram constituídas de grandes colônias, de dezenas a centenas de células de *M. aeruginosa*, com grande número de vacúolos gasosos, de modo que após centrifugação, separavam-se do resto do material sestônico, acumulando-se na superfície. Deste modo, pôde-se obter colônias de *M. aeruginosa* isoladas do resto do material em suspensão e de outras algas (Figura 6).



Figura 6: Colônias de *M. aeruginosa* (sobrenadante) obtidas por centrifugação de amostras naturais coletadas com rede de plâncton (25 μm) na lagoa de Jacarepaguá em 03/04/97. Escala: 50 μm .

Nestes tratamentos, as colônias de *M. aeruginosa* foram oferecidas em mistura com o alimento nutritivo (*A. falcatus*) ou não, sempre num total de 1,0 mg C.l⁻¹. Deste modo, adicionou-se 0,75 e 0,50 mg C.l⁻¹ de alimento nutritivo nas concentrações de 0,25 (25 %) e 0,50 (50 %) mg C.l⁻¹ de *M. aeruginosa* e nenhum alimento na concentração de 1,0 mg C.l⁻¹ (100 %) de *M. aeruginosa*. Os controles consistiram de animais alimentados com 1,0 mg C.l⁻¹ de *A. falcatus*.

O terceiro experimento foi realizado com células de *M. aeruginosa* coletadas em 17/04/97 no ponto 1, através de arrasto horizontal com rede de plâncton (25 μm). Esta amostra foi então centrifugada e utilizou-se apenas o precipitado. Este material era composto basicamente de células isoladas e colônias pequenas de *M. aeruginosa* (de até dezenas de células), sem vacúolos, além de células de outras algas do plâncton (Figura 7). Neste experimento, foi adicionado 1,0 mg C.l⁻¹ de *A. falcatus* a cada um dos tratamentos com células de *M. aeruginosa*. Os controles consistiram de animais alimentados com 1,0 mg C.l⁻¹ de *A. falcatus*.

Nos experimentos com séston, foram utilizados dois tipos de meio de cultivo para o zooplâncton, água mineral comercial e a própria água da lagoa. No caso da água da lagoa,

esta foi filtrada em membrana de borossilicato e autoclavada.



Figura 7: Colônias e células isoladas de *M. aeruginosa* (precipitado) obtidas por centrifugação de amostras naturais coletadas com rede de plâncton (25 μm) na lagoa de Jacarepaguá em 17/04/97. Escala: 100 μm .

4.5.5. Aumento de biomassa zooplanctônica com dieta de séston da lagoa de Jacarepaguá

Para verificar o efeito do séston da lagoa de Jacarepaguá no aumento em biomassa zooplanctônica, três experimentos foram realizados em paralelo aos experimentos de toxicidade crônica, com as amostras coletadas em 20/03/97, 03/04/97 e 17/04/97, as quais foram processadas do modo descrito no item anterior.

Nestes experimentos, cerca de 50 neonatos da espécie *Moina micrura* foram colocados em frascos de 500 ml contendo as suspensões de séston em várias concentrações, misturadas ou não com a alga nutritiva *A. falcatus*. (ver resultados). Os controles consistiram em animais alimentados somente com a alga nutritiva. Foram utilizadas três réplicas (frascos) para cada tratamento. No início dos experimentos foram retirados 10 indivíduos para pesagem, e após 2, 4 e 6 dias, 5 indivíduos de cada frasco foram retirados com pipeta Pasteur e colocados em pequenos recipientes, confeccionados com folha papel alumínio, os quais foram previamente pesados em balança digital de 0,1 μg de precisão. Estes recipientes foram então colocados em estufa a 60°C por 24 horas

para a secagem dos animais. Deste modo, a biomassa (peso seco) dos indivíduos foi calculada pela diferença de peso dos recipientes vazios e com os animais.

A variação de biomassa entre o controle e os tratamentos foi analisada estatisticamente por Análise de Variância (ANOVA) e a significância entre as diferenças encontradas foi testada pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

4.5.6. Medidas da taxa de filtração de cladóceros expostos a células de *M. aeruginosa*

Dois experimentos de taxa de filtração foram realizados para se testar os efeitos da presença de células tóxicas no processo de ingestão de partículas pelos cladóceros.

No primeiro experimento, utilizou-se a cepa de *M. aeruginosa* NPLJ-2 e duas espécies de cladóceros, *Daphnia pulex* e *Moina micrura* (clone MnLJ-1). A técnica utilizada foi a de marcação de algas com ^{14}C , como descrita em DeMott (1988). Para tanto, cerca de 100 ml de uma cultura de *A. falcatus.*, cultivada em meio MBL sem bicarbonato de sódio, foram incubados com uma solução de $\text{Na}^{14}\text{CO}_3$, com atividade de 20 μcuries , por cerca de 24 horas em iluminação constante, para a incorporação do isótopo radioativo. No dia seguinte, esta cultura foi centrifugada e ressuspensa em água deionizada por duas vezes, para a lavagem e retirada do material radioativo remanescente em solução. Em seguida, misturou-se cerca de 100 ml de alga “fria” (não marcada) à cultura marcada para reduzir a atividade da mesma. Procedeu-se então a leitura da absorbância de uma amostra diluída da cultura à 800 nm e calculou-se a concentração de carbono orgânico da suspensão algal através de curvas de calibração previamente estabelecidas.

Antes do início do experimento, dois grupos de animais de idade e tamanho aproximados foram aclimatados por 1 e 20 horas, respectivamente, nas mesmas suspensões algais (“frias”), e nas mesmas concentrações a serem utilizadas. Este procedimento teve o objetivo de testar o efeito da “fome” sobre a possível inibição alimentar produzida pela cianobactéria. Durante os experimentos, cinco animais de cada espécie foram colocados em 100 ml de cada suspensão algal, às quais foi adicionada alga marcada na concentração total de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$. O controle consistiu de animais em meio contendo somente a alga marcada. Nos tratamentos com as células de *M. aeruginosa*, além da alga marcada, foram adicionados 0,10 e 0,50 mg C.l^{-1} de uma cultura da cepa NPLJ-2 (10% e 50% da biomassa da alga verde). Os animais foram deixados por cerca de 7,0 minutos em alimentação, sendo logo após anestesiados em água carbonatada, medidos em uma lupa e individualmente transferidos para frascos de cintilação contendo 0,5 ml de solubilizador de

tecidos (TS-2, Research Prod. Int.). Após 6 horas, foi adicionado 10 ml de um coquetel de solução cintiladora (Ecolume, Research Prod. Int.) em cada frasco. A atividade específica das suspensões algais foi determinada filtrando-se 3,0 ml de amostra no início do experimento. A atividade de cada uma das amostras foi contada por 10 minutos utilizando-se um cintilador Tracor Analytic (Delta 300-Model 6891). O cálculo da taxa de filtração foi feito de acordo com a seguinte fórmula:

$$T.F. = \frac{[(\text{cpm do animal} - \text{Bkg}) / n^{\circ} \text{ de animais}]}{\frac{(\text{cpm da alga} - \text{Bkg}) \times 60 \text{ min}}{5 \text{ ml} \quad t}}$$

onde: T.F. é a taxa de filtração em $\text{ml} \cdot \text{animal}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$;

t é a duração do experimento em minutos;

cpm é o número de contagens por minuto;

Bkg é a radiação de fundo (“background”), em cpm.

No segundo experimento, duas espécies de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá foram testadas, *Moina micrura* (MnLJ-1) e *Ceriodaphnia cornuta* (CdLJ). O objetivo deste experimento foi testar os efeitos de células de *Microcystis aeruginosa*, coletadas diretamente do ambiente natural, sobre a taxa de filtração destes cladóceros. Para tanto, foram utilizadas as amostras obtidas em 17/04/97, através de arrasto horizontal com rede de plâncton na lagoa de Jacarepaguá (ver no item 4.5.4 a descrição detalhada de obtenção destas células). Para se medir a taxa de filtração dos cladóceros foi utilizada a técnica de microesferas artificiais, como descrita em DeMott (1988). Esta técnica baseia-se no princípio de que os cladóceros são, em geral, pouco seletivos e ingerem uma grande variedade de partículas incluindo grãos de amido, areia fina, e microesferas artificiais de vidro, plástico ou látex (DeMott, 1988; Wiedner & Vareschi, 1995). Para este experimento, foram utilizadas microesferas artificiais de látex (polyestireno) de $6,4 \pm 1,9 \mu\text{m}$ (Seragen Diagnostics).

Antes do início do experimento, uma coorte de animais de idade e tamanho aproximados foram aclimatados por uma hora nas mesmas suspensões algais e nas mesmas concentrações a serem utilizadas. Durante os experimentos, cinco animais de cada espécie foram colocados em 100 ml de cada suspensão algal, às quais foram adicionadas as

microesferas, perfazendo uma concentração final de 3.000 partículas/ml. Os animais foram então expostos a estas suspensões por cerca de 7 minutos, período de tempo inferior ao tempo de passagem das partículas pelo trato digestivo (W. R. DeMott, comunicação pessoal). O controle consistiu de animais em meio contendo 1,0 mg C.l⁻¹ da alga nutritiva mais as microesferas. Nos tratamentos com as células de *M. aeruginosa*, além da alga nutritiva e das microesferas, foram adicionados 0,25 e 0,50 mg C.l⁻¹ (25% e 50% da biomassa da alga verde) de amostra da população natural de *M. aeruginosa*. Após o período de alimentação, os animais foram anestesiados em água carbonatada e preservados em solução de formaldeído 4% para posterior contagem das microesferas. As microesferas ingeridas durante o experimento foram contadas colocando-se os animais em uma lâmina de vidro, adicionando-se solubilizador de tecidos sobre o animal e uma lamínula. Após 1 a 2 horas, o corpo do animal tornou-se totalmente transparente e as microesferas puderam ser contadas no interior do tubo digestivo (Figura 8).

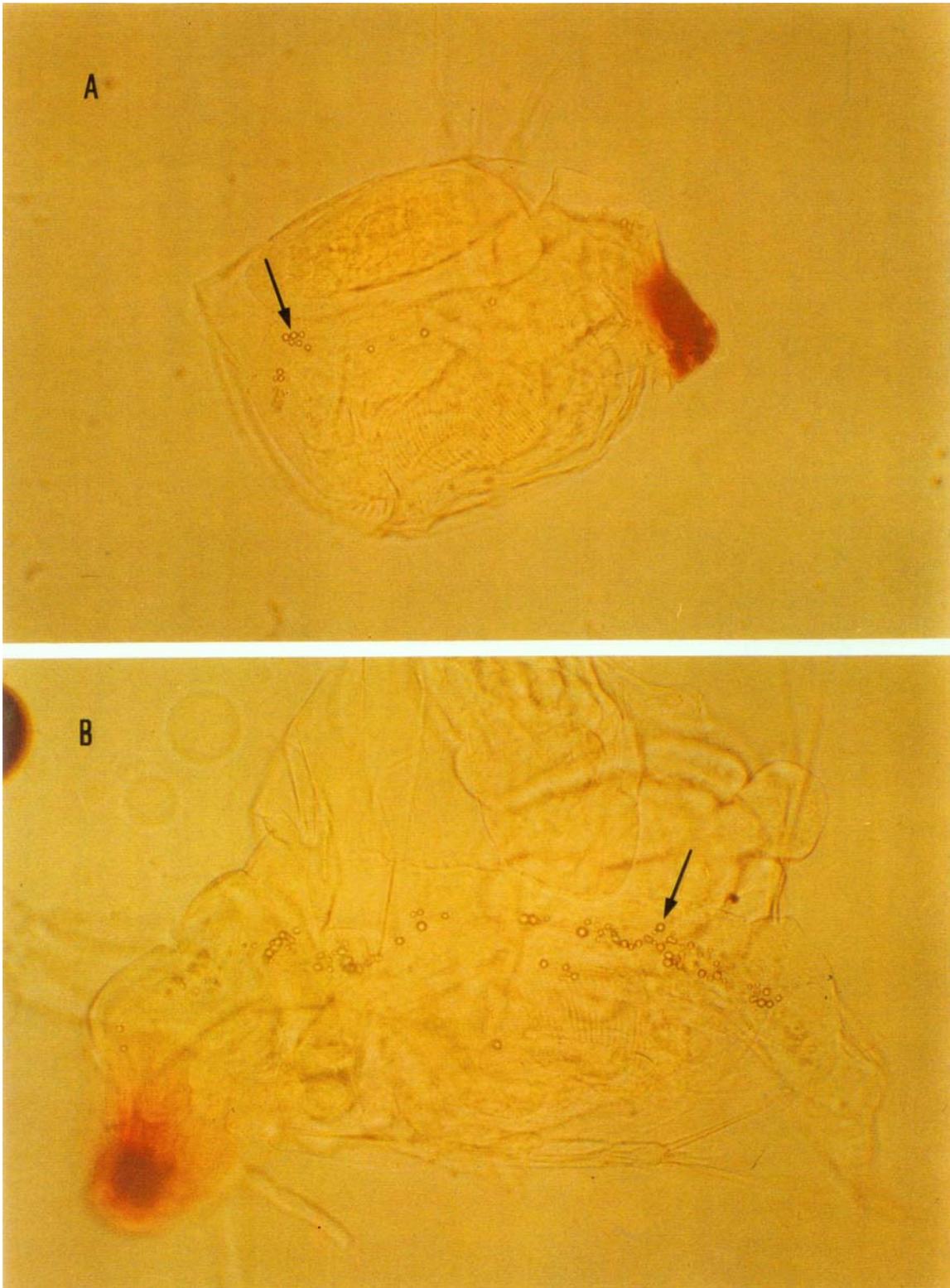


Figura 8: Aspecto dos animais após a adição de solubilizador de tecidos e montagem da lâmina. As setas indicam as microesferas no interior do tubo digestivo. A) *Ceriodaphnia cornuta* ; B) *Moina micrura*.

A taxa de filtração foi calculada de acordo com a fórmula:

$$\text{T.F.} = N \times \frac{1}{3000} \times \frac{60}{t}$$

onde: T.F. é a taxa de filtração em ml.animal⁻¹.h⁻¹;

N é o número de microesferas contadas por animal;

t é a duração do experimento em minutos.

A variação nos valores de taxa de filtração entre os tratamentos foi analisada estatisticamente por Análise de Variância (ANOVA) e a significância entre as diferenças encontradas foi testada *a posteriori* pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

5. RESULTADOS

5.1. Dados limnológicos, físicos e químicos

5.1.1. Temperatura

A variação temporal da temperatura na subsuperfície da coluna d'água, nos três pontos de amostragem, está representada na figura 9a e na tabela A1 (Anexos 2).

Os valores de temperatura mostraram uma variação temporal tipicamente sazonal, com valores aumentando progressivamente de agosto de 1996 até janeiro de 1997 (de 20,0 a 33,6 °C), período que corresponde a transição entre inverno e verão. A temperatura manteve-se relativamente estável entre janeiro e março de 1997 (verão), variando em torno de 27,0 a 30,0 °C, e declinando progressivamente deste período em diante até a junho do mesmo ano, atingindo valores em torno dos 20 °C em 12/06/97 (inverno). Em 26/06/97 houve um ligeiro aumento da temperatura, com valores variando em torno dos 24,0 °C nos três pontos de coleta. De julho em diante a temperatura da coluna d'água se elevou, atingindo valores em torno dos 26 a 27 °C em agosto de 1997, e de 23 a 24 °C em setembro de 1997 (primavera).

5.1.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A variação temporal do pH na subsuperfície da coluna d'água, nos três pontos de amostragem, está representada na figura 9b e na tabela A2 (Anexos 2).

Os valores de pH variaram de 6,2 a 9,3 durante o período de estudo, não sendo observado, entretanto, nenhum padrão de variação sazonal característico para esta variável. Apesar dos valores situarem-se muito próximos nos três pontos de coleta, nota-se uma tendência a valores mais elevados nos pontos 2 e 3, nos quais o pH variou geralmente em torno de 7,0 a 9,0 e atingiu valores acima de 9,0 em setembro de 1996. No ponto 1, entretanto, os valores de pH variaram geralmente em torno de 7,0 a 8,0 e valor máximo atingido por esta variável foi de 8,64, em 15/05/97.

5.1.3. Oxigênio dissolvido (O.D.)

A variação temporal nos valores de oxigênio dissolvido na subsuperfície da coluna d'água, nos três pontos de amostragem, está representada na figura 9c e na tabela A3 (Anexos 2).

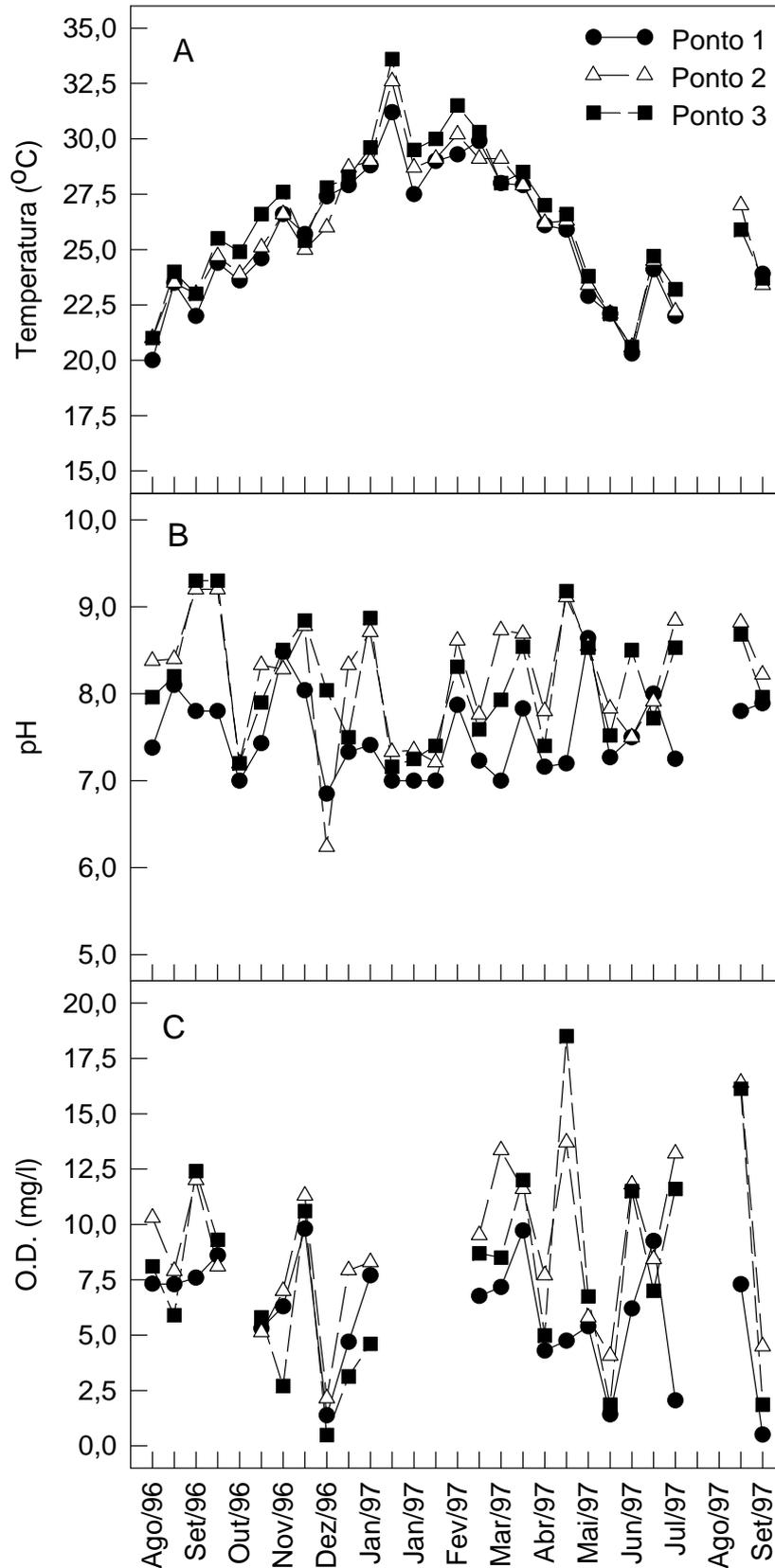


Figura 9: Valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido (O.D.) durante as coletas realizadas na lagoa de Jacarepaguá entre 21/08/96 e 11/09/97. Todas as coletas foram realizadas no período da manhã, em três pontos de amostragem.

Os valores de oxigênio dissolvido variaram de 0,5 a 18,5 mg.l⁻¹, durante o período de estudo. Foram observadas variações bruscas na concentração de O.D. de um período para outro, e que se mostram coerentes entre os pontos de coleta, porém é difícil identificar um padrão sazonal para esta variável. Valores abaixo de 1,0 mg.l⁻¹ ocorreram somente em alguns períodos, como em dezembro de 1996 (0,5 mg.l⁻¹ no ponto 3) e setembro de 1997 (0,5 mg.l⁻¹ no ponto 1) e podem estar associados a eventos de ressuspensão do sedimento, o que provoca a desoxigenação da coluna d'água. Alguns picos na concentração de oxigênio dissolvido, com valores acima de 10,0 mg.l⁻¹, foram observados em setembro e novembro de 1996 (pontos 2 e 3), março (ponto 2) e abril (pontos 2 e 3) de 1997 e junho, julho e agosto de 1997 (pontos 2 e 3). Em 30/04/97, foi observado no ponto 3 o maior valor de oxigênio dissolvido de todo o período de estudo (18,5 mg.l⁻¹). Estes picos na concentração de O.D. devem-se, provavelmente, a elevadas taxas de fotossíntese nestes períodos.

Embora os valores de O.D. medidos durante o período de estudo tenham sido muito próximos nos três pontos de coleta, houve uma tendência do ponto 1 a apresentar os menores valores na concentração de O.D.

5.1.4. Transparência da coluna d'água

A variação temporal nos valores de transparência da coluna d'água nos três pontos de amostragem está representada na figura 10a e na tabela A4 (Anexos 2).

A transparência da coluna d'água variou de 0,10 a 0,60 m durante o período de estudo, sendo que os menores valores ocorreram em dois períodos, o primeiro indo de agosto de 1996 a janeiro de 1997, com valores oscilando em torno de 0,15 a 0,30 m, e o segundo indo de abril a setembro de 1997, com valores oscilando entre 0,10 a 0,30 m. Estes dois períodos coincidem com a estação menos chuvosa e mais fria (primavera e outono/inverno). Os maiores valores ocorreram entre 22/01/97 a 17/04/97, período que coincide com a estação mais chuvosa e mais quente (verão). Neste período os valores de transparência variaram entre 0,30 e 0,60 m.

Os valores de transparência da coluna d'água foram muito próximos em todos os pontos de amostragem, não havendo, portanto, um padrão diferenciado entre os pontos de coleta.

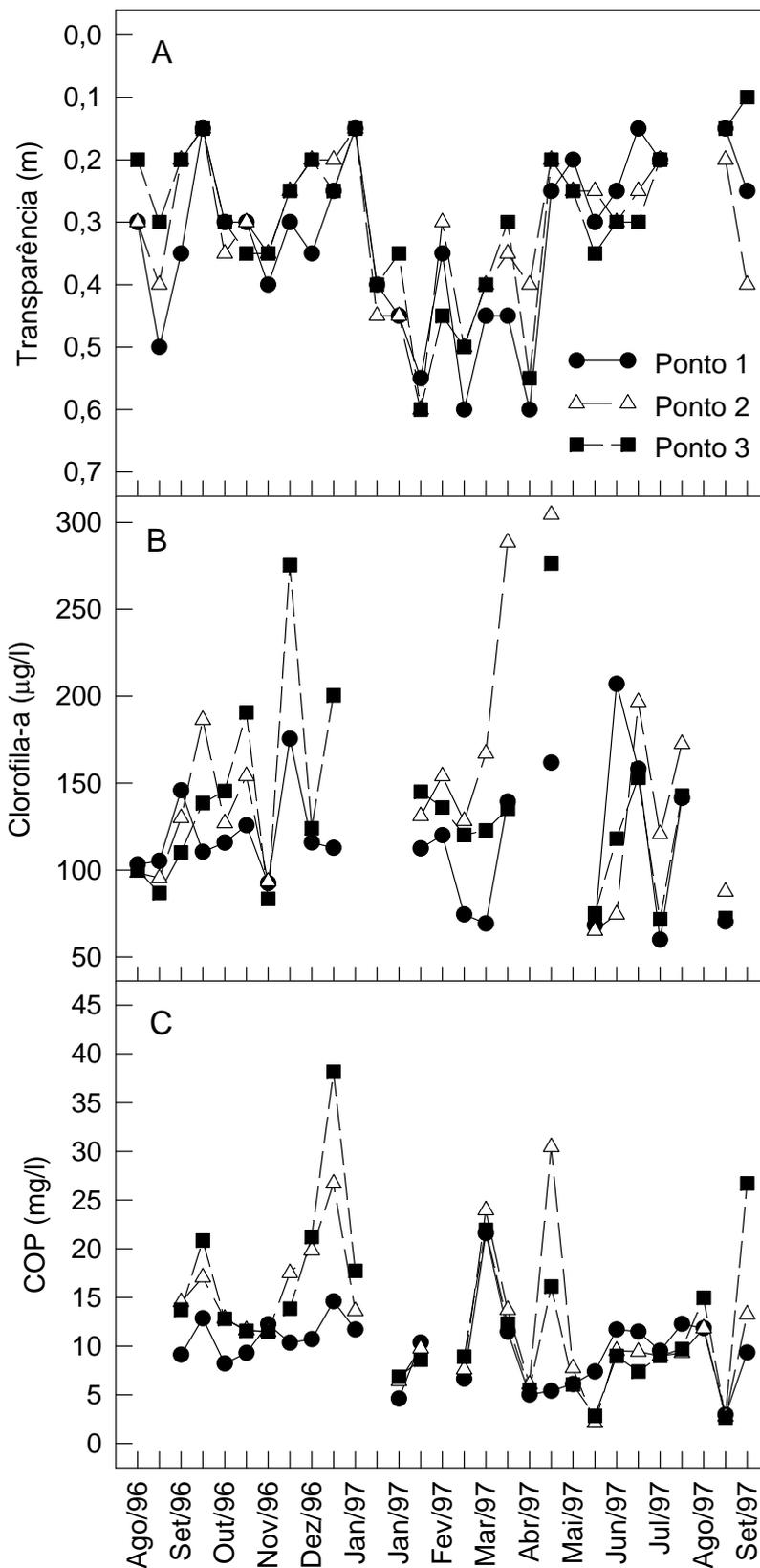


Figura 10: Valores de transparência, clorofila-a e carbono orgânico particulado (COP) durante as coletas realizadas na lagoa de Jacarepaguá entre 21/08/96 e 11/09/97. Todas as coletas foram realizadas no período da manhã, em três pontos de amostragem.

5.1.5. Clorofila-*a*

A variação temporal nos valores de clorofila-*a*, nos três pontos de amostragem, está representada na figura 10b e na tabela A5 (Anexos 2).

Os valores de clorofila-*a* variaram de 65,2 a 304,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$, durante o período de estudo, com valores extremamente elevados ocorrendo em novembro de 1996 (275,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 3, em dezembro de 1996 (200,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 3), em 03/04/97 (288,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 2), em 30/04/97 (304,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 2) e em junho de 1997 (207,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 1). Não se observou, entretanto, um padrão sazonal característico nos valores de clorofila-*a*, sendo que as variações observadas provavelmente refletem variações de curta duração na densidade do fitoplâncton.

Os valores de clorofila-*a* não diferiram muito entre os pontos de coleta, porém foram observados menores valores no ponto 1 de agosto a dezembro de 1996 e de março a abril de 1997. Deste período em diante, os valores de clorofila-*a* no ponto 1 não diferiram muito dos outros pontos de coleta, à exceção de junho de 1997, onde a concentração de clorofila-*a* no ponto 1 foi superior à dos pontos 1 e 2.

5.1.6. Carbono orgânico particulado (COP)

A variação temporal nos valores de COP nos três pontos de amostragem está representada na figura 10c e na tabela A6 (Anexos 2).

Os valores de COP variaram de 2,1 a 38,1 mg C.l^{-1} durante o período de estudo, ocorrendo valores elevados na concentração de COP em setembro de 1996 (20,8 mg C.l^{-1} no ponto 3), em dezembro de 1996 (38,1 mg C.l^{-1} no ponto 3), em março de 1997 (24,0 mg C.l^{-1} no ponto 2), em abril de 1997 (30,4 mg C.l^{-1} no ponto 2) e em setembro de 1997 (26,7 mg C.l^{-1} no ponto 3). À exceção destes períodos, os valores de COP situaram-se geralmente em torno de 5,0 a 15,0 mg C.l^{-1} . Não se observou, entretanto, um padrão sazonal definido nos valores de COP.

A variação nos valores de COP mostraram tendências semelhantes entre os pontos de coleta durante o período de estudo. O ponto 1, entretanto, apresentou menores concentrações de COP durante os meses de setembro de 1996 a janeiro de 1997. De maio a julho de 1997, o ponto 1 apresentou valores de COP superiores aos outros dois pontos.

5.1.7. Salinidade

A variação temporal na salinidade nos três pontos de amostragem está representada na figura 11 e na tabela A7 (Anexos 2).

A salinidade variou de 0,0 a 10,0 ‰ durante o período de estudo, ocorrendo períodos bastante distintos. No período de agosto a novembro de 1996, os valores de salinidade variaram entre 3,0 e 5,0 ‰. Este período coincide com a estação mais seca (inverno/primavera). A partir de novembro de 1996, houve um declínio progressivo da salinidade até atingir o valor de 0,0 ‰ em 23/12/96, permanecendo neste valor até 06/02/97, período que coincide com a estação chuvosa (verão). A partir de fevereiro de 1997, houve um aumento progressivo da salinidade até atingir o valor de 5,0 ‰ em 06/03/97, nos três pontos de coleta, e permanecendo na faixa de 4,0 a 5,0 até 17/04/97. Nos períodos subsequentes, foram observados os valores mais elevados de salinidade, variando de 7,5 a 10,0 ‰. Este período coincide com a estação de menor precipitação (outono/inverno).

O mesmo padrão de variação da salinidade foi observado nos três pontos de coleta.

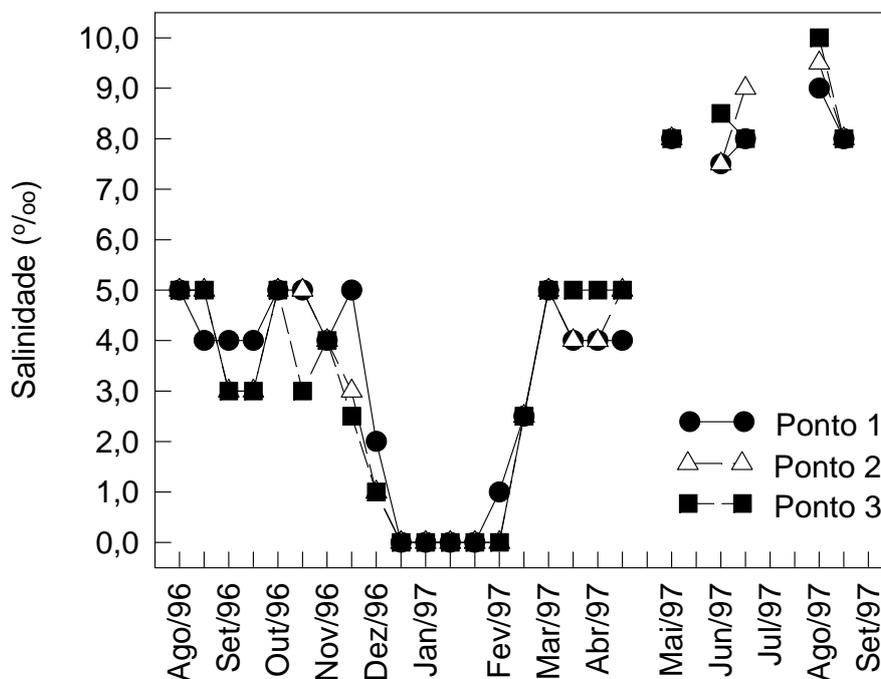


Figura 11: Valores de salinidade durante as coletas realizadas na lagoa de Jacarepaguá entre 21/08/96 e 11/09/97. Todas as coletas foram realizadas no período da manhã, em três pontos de amostragem.

5.1.8. Microcistinas

A variação temporal na concentração de microcistinas do séston nos pontos 1 e 3 está representada na figura 12 e tabela A11 (Anexos 2).

De agosto a setembro de 1996, não havia presença desta toxina na lagoa de Jacarepaguá, sendo detectada pela primeira vez no ponto 3 em 29/10/96 ($1,7 \mu\text{g.l}^{-1}$). No ponto 1, a presença de microcistinas foi detectada pela primeira vez em 12/11/96 ($17,7 \mu\text{g.l}^{-1}$). Desta data até ao final do período de amostragem, todas as amostras de séston analisadas apresentaram microcistinas, mesmo que em quantidades reduzidas. Em 08/01/97, ocorreram concentrações elevadas desta toxina nos pontos 1 e 3 ($41,0$ e $307,8 \mu\text{g.l}^{-1}$, respectivamente), coincidindo com picos na densidade de cianofíceas nos mesmos pontos de coleta (ver figura 13). Na coleta seguinte, em 22/01/97, a concentração de microcistinas no séston caiu consideravelmente, chegando a $7,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 1 e a $9,7 \mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 3. A partir desta data, as concentrações de microcistinas começaram a se elevar novamente, atingindo níveis acima de $20,0 \mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 1 em abril de 1997 e $120,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ no ponto 3, em junho do mesmo ano. Ao final do período de estudo, ocorreram as maiores concentrações desta toxina nos dois pontos de coleta. Em 11/09/97, a concentração de microcistinas no ponto 1 foi de $262,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ enquanto que no ponto 3, a concentração desta toxina chegou a $970,0 \mu\text{g.l}^{-1}$.

A tabela 4 mostra os resultados das análises de microcistinas das cepas de cianobactéria cultivadas em laboratório e das amostras de plâncton da lagoa de Jacarepaguá, utilizadas nos bioensaios com zooplâncton. Os resultados mostram que todas as cepas de cianobactéria e todas as amostras de plâncton da lagoa de Jacarepaguá apresentaram concentrações elevadas de microcistinas por peso seco de material liofilizado. A cepa NPLJ-42 (colonial) foi a que apresentou maior quantidade desta toxina por peso seco, seguida da cepa NPLJ-2 (unicelular). As cepas NPLJ-3 e NPLJ-6 tiveram concentrações similares de microcistinas. As amostras de plâncton da lagoa de Jacarepaguá apresentaram concentração de microcistinas semelhantes, sendo que o sobrenadante apresentou concentração ligeiramente mais elevada.

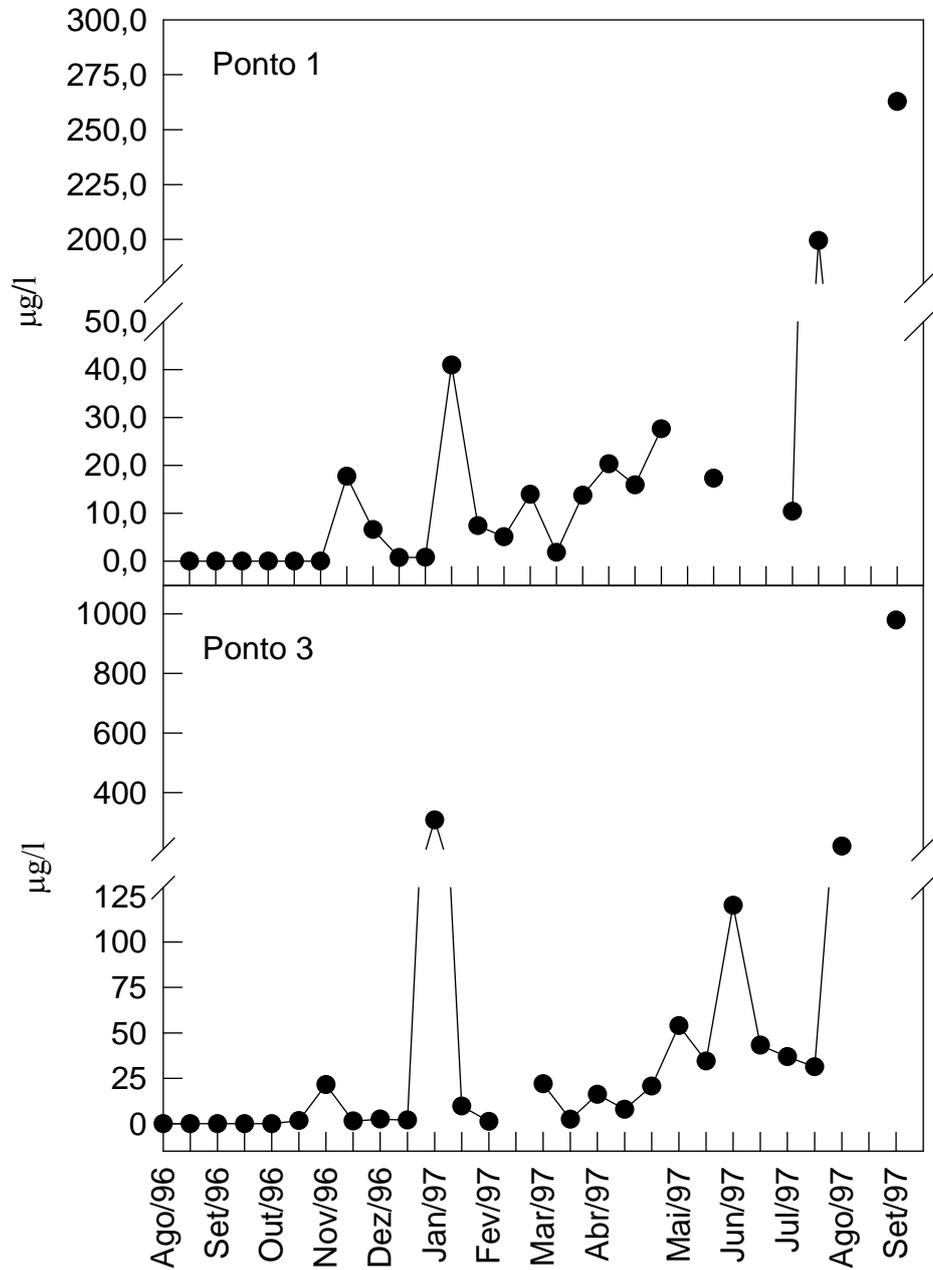


Figura 12: Concentração de microcistinas no séston durante as coletas realizadas nos pontos 1 e 3 da lagoa de Jacarepaguá, entre 21/08/96 a 11/09/97.

Tabela 4: Concentração de microcistinas nas cepas isoladas da lagoa de Jacarepaguá, cultivadas no laboratório, e das amostras de plâncton concentradas através de arrasto com rede de 25 µm de malha. As análises foram feitas a partir de material liofilizado das culturas de laboratório e das amostras coletadas no campo.

Amostra/Cepa	Concentração de microcistinas
NPLJ-2	4,45
NPLJ-3	3,64
NPLJ-6	3,40
NPLJ-42	5,78
Plâncton - sobrenadante (03/04/97)	3,94
Plâncton - precipitado (17/04/97)	3,14

5.2. Análise quali-quantitativa do fitoplâncton

A figura 13 mostra o resultado da análise quali-quantitativa do fitoplâncton nos pontos 1 e 3, dividida por Classes, durante o período de 16/09/96 a 03/04/97.

Na apresentação dos resultados da análise quali-quantitativa, obedeceu-se a nomenclatura botânica, de modo que as cianobactérias foram enquadradas na Divisão CYANOPHYTA (Classe CYANOPHYCEAE), sendo designadas nesta seção com o nome genérico de cianofíceas.

Os resultados mostram que de setembro a novembro de 1996, as clorofíceas e as bacilariofíceas dominavam o fitoplâncton nos pontos 1 e 3. Em setembro de 1996, as clorofíceas e as bacilariofíceas apresentaram suas densidades máximas, chegando a concentrações no ponto 1 de $2,4 \times 10^5$ e $4,8 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹, respectivamente, e no ponto 3 de $2,7 \times 10^5$ e $8,2 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹, respectivamente. Neste período, as clorofíceas foram representadas principalmente por *Chlorella sp.*, *Coelastrum sp.*; *Monoraphidium sp.* e *Scenedesmus sp.* As bacilariofíceas foram representadas principalmente pela família Centroplicidae.

Em 26/11/96, estes dois grupos de algas juntos representavam 87,6 % da densidade fitoplanctônica no ponto 1, enquanto as cianofíceas representavam apenas 7,4 %. No ponto 3, nesta mesma data, as cianofíceas já dominavam a comunidade fitoplanctônica, representando 53,7 % do fitoplâncton, enquanto que as clorofíceas e as

bacilariofíceas juntas representavam 42,4 %.

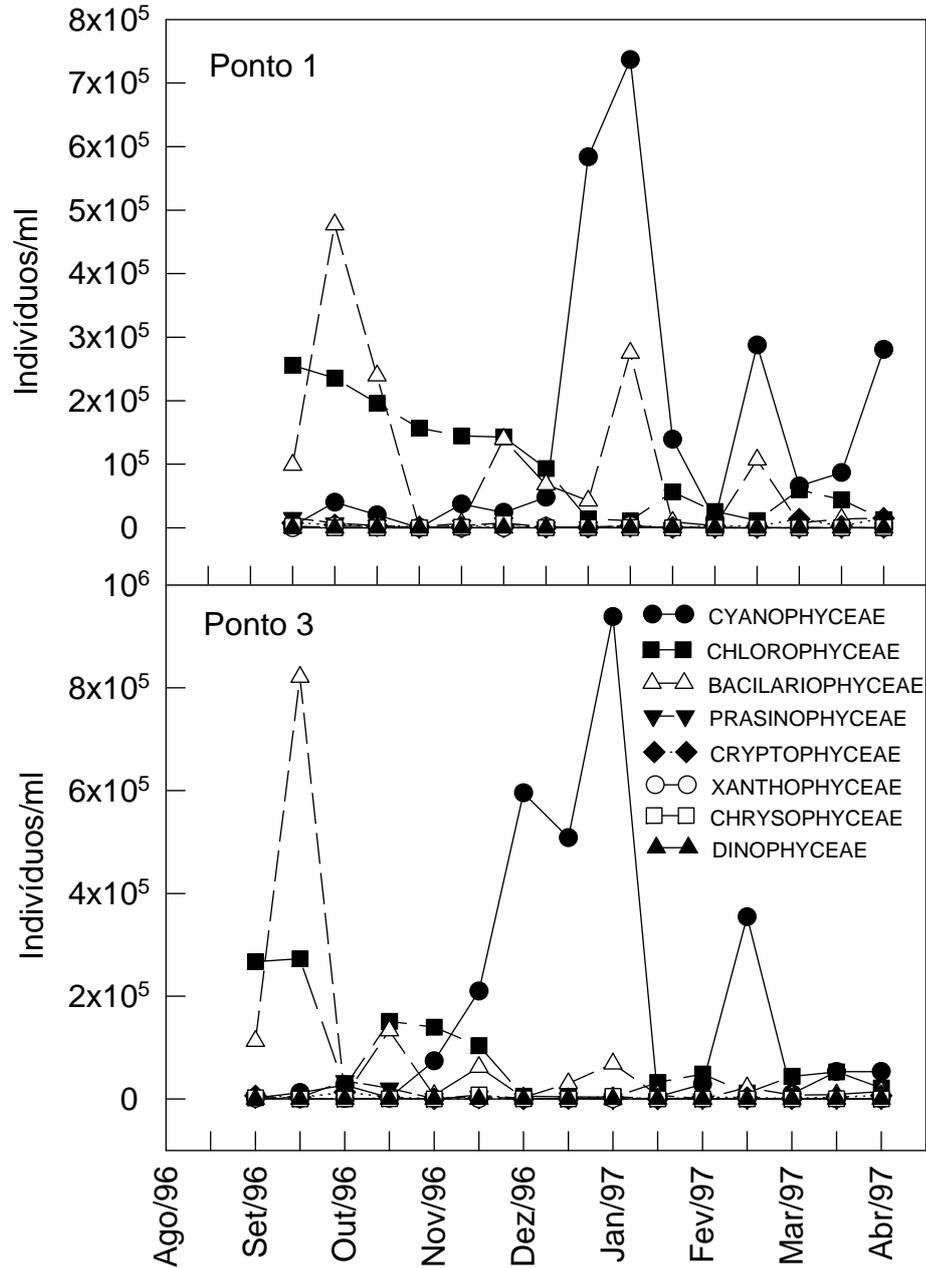


Figura 13: Densidade das principais classes fitoplanctônicas entre 16/09/96 a 03/04/97 nos pontos 1 e 3 da lagoa de Jacarepaguá. Todas as coletas foram realizadas no período da manhã.

A partir de dezembro de 1996, as cianofíceas começaram a aumentar em número, passando a dominar o fitoplâncton, o que perdurou até janeiro de 1997. Durante este período, a espécie predominante entre as cianofíceas foi *Microcystis aeruginosa*. Em 08/01/97, as cianofíceas atingiram sua densidade máxima, chegando à concentrações de células de $7,4 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹ no ponto 1 e $9,4 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹ no ponto 3. Nesta data, as cianofíceas representavam 71,5 e 92,1 % do fitoplâncton nos pontos 1 e 3, respectivamente.

De final de janeiro até a primeira quinzena de fevereiro de 1997, houve um declínio nas populações fitoplanctônicas, e as clorofíceas passaram a predominar novamente sobre as cianofíceas. Durante este período, entretanto, as densidades de clorofíceas e bacilariofíceas estavam muito reduzidas, variando entre 10^3 e 10^4 células.ml⁻¹. Em 06/02/97, as clorofíceas representavam 57,4 % do fitoplâncton no ponto 1 e 59,6 % do fitoplâncton no ponto 3. As cianofíceas, por sua vez, representavam 28,7 % do fitoplâncton no ponto 1 e 35,3 % do fitoplâncton no ponto 3.

Em 20/02/97, a população de cianofíceas apresentaram um aumento expressivo, voltando a dominar o fitoplâncton. No ponto 1, a densidade de cianofíceas chegou a $2,9 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹, e no ponto 3 a $3,5 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹. Nesta data, as cianofíceas representavam 70,5 e 90,5 % do fitoplâncton do nos pontos 1 e 3, respectivamente.

Em 06/03/97, as densidades de fitoplâncton sofreram nova queda e as clorofíceas apresentaram densidades semelhantes às das cianofíceas no ponto 1. Enquanto isso, no ponto 3, as clorofíceas dominavam sobre a cianofíceas, representando 69,2 % do fitoplâncton contra apenas 15,7 % de cianofíceas.

Da segunda quinzena de março à primeira quinzena de abril de 1997, a população de cianofíceas sofreu novo aumento e passou a dominar novamente nos dois pontos de coleta. Em 03/04/97, a densidade de cianofíceas chegou a $2,8 \times 10^5$ indivíduos.ml⁻¹ no ponto 1, representando 86,6 % do fitoplâncton. No ponto 3, entretanto, as cianofíceas apresentavam concentração bem menor ($5,3 \times 10^4$ indivíduos.ml⁻¹), representando 55,4 % do fitoplâncton, enquanto que as clorofíceas e as bacilariofíceas representavam 22,2 % e 15,2 % do fitoplâncton, respectivamente.

Os outros grupos fitoplanctônicos apresentaram, em geral, densidades relativamente baixas (entre 0 e $1,0 \times 10^4$ indivíduos.ml⁻¹), tendo pouca representatividade no fitoplâncton (geralmente menor que 1,0 %) durante o período de estudo. Entretanto, as prasinofíceas apresentaram densidade de $3,5 \times 10^4$ indivíduos.ml⁻¹ no ponto 3 em 15/10/96,

chegando a representar 33,3 % do fitoplâncton.

A distribuição de frequência, por classes de tamanho, das colônias de *M. aeruginosa* apresentou variação quantitativa ao longo do período de estudo (Figura 14). O tamanho das colônias aumentou progressivamente, como mostra o aumento da frequência das maiores classes de tamanho, à medida que progrediu a floração de *M. aeruginosa*. Este efeito foi mais evidente no ponto 3 do que no ponto 1.

No ponto 1, as colônias aumentaram de menos de 10 μm em 12/11/96 até a faixa de 10 - 20 μm em 20/03/97. No ponto 3, cerca de 85 % das colônias apresentaram tamanho menor que 10 μm em 26/11/96. Em 23/12/96, as colônias se distribuíram para classes de tamanho maiores, com cerca de 37 % das colônias na faixa menor que 10 μm , 42 % na faixa de 10 - 20 μm e 21 % na faixa de 21 - 40 μm . Em 28/01/97, houve uma diminuição no tamanho das colônias no ponto 3, sendo que 100 % destas apresentavam tamanho inferior a 10 μm . Desta data em diante, houve um aumento progressivo no tamanho das colônias até 17/04/97, quando cerca de 57 % das colônias estavam na faixa de 21 - 40 μm e os restantes 43 % na faixa 41 - 60 μm .

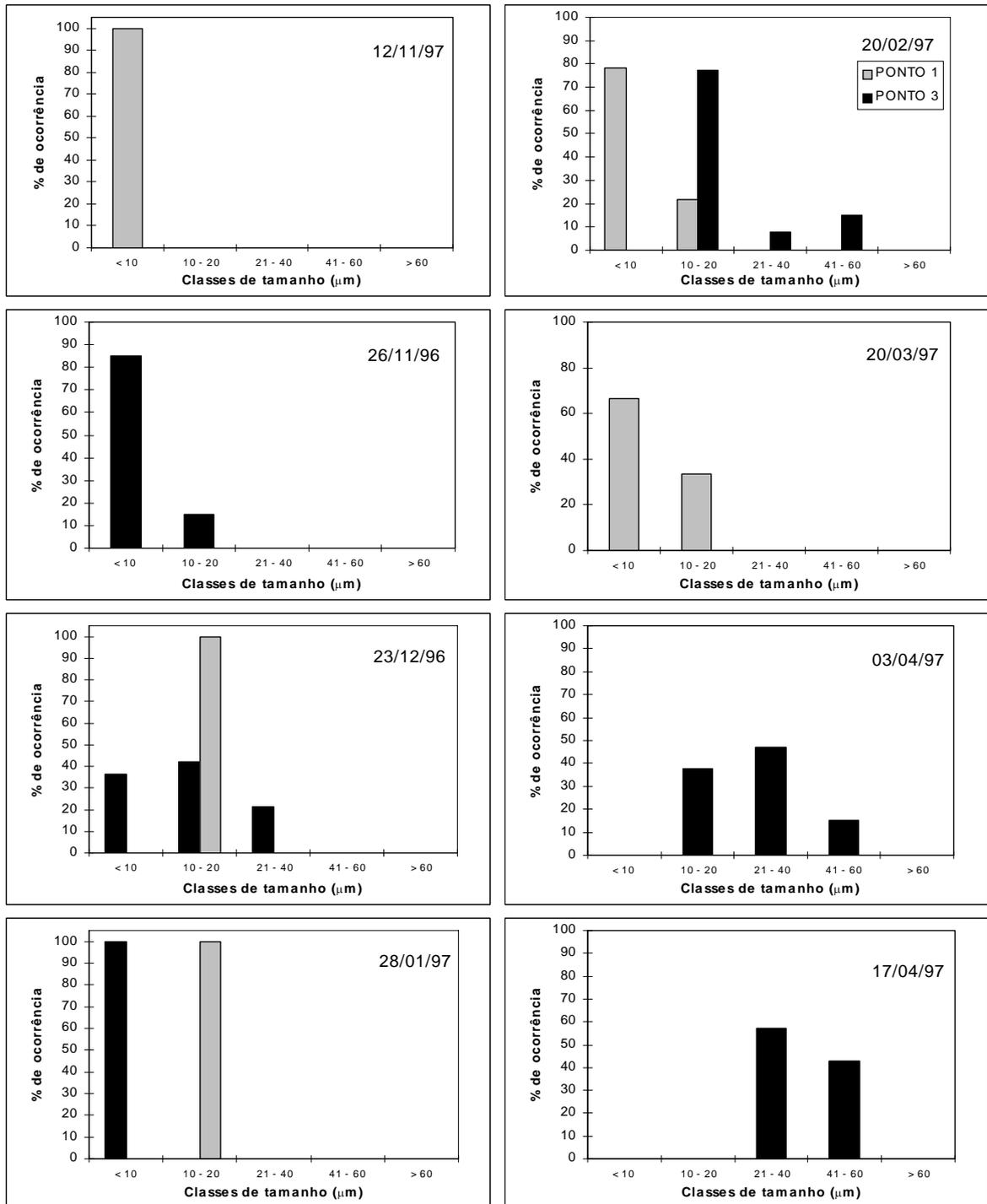


Figura 14: Distribuição de frequência de tamanho das colônias de *Microcystis aeruginosa* no pontos 1 e 3, durante o período de estudo.

5.3. Análise qualitativa e quantitativa do zooplâncton

Na análise qualitativa do zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo, foram identificados apenas dez táxons, distribuídos nos seguintes grupos: ROTIFERA (3 espécies e 4 gêneros), CLADOCERA (2 espécies) e COPEPODA (1 espécie). Entre os rotíferos, três foram identificados ao nível de espécie e quatro foram identificadas somente ao nível de gênero. Os cladóceros e os copépodos foram identificados todos ao nível de espécie.

Os taxa encontrados e as respectivas espécies são listadas a seguir:

ROTIFERA:

- *Brachionus angularis* Gosse (1851)
- *Brachionus calyciflorus* Pallas (1766)
- *Brachionus plicatilis* (O.F.M., 1786).
- *Filinia* sp.
- *Hexarthra oxyuris* Sernov (1903).
- *Monommata* sp.
- *Polyarthra* sp.

CLADOCERA:

- *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886)
- *Moina micrura* Kurs (1874)

COPEPODA:

- *Metacyclops mendocinus* Wierzejski (1892)

Entre os rotíferos, as três espécies do gênero *Brachionus* ocorreram com maior frequência nas amostras de zooplâncton, seguidas de *Hexarthra* sp. e *Polyarthra* sp. *B. plicatilis* e *B. angularis* foram as espécies numericamente dominantes, sendo que *B. plicatilis* representou 25 a 28 % e *B. angularis* representou 22 a 42 % do zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá, durante o período de estudo. *Hexarthra* sp. representou 2 a 4 % e *Polyarthra* sp. apenas 0,4 a 1,4 % do zooplâncton durante o período de estudo. *Filínea* sp. e *Monommata* sp. ocorreram raramente nas amostras de zooplâncton, e quando ocorreram, foram encontradas em número muito reduzido. A figura 15 apresenta esquemas dos rotíferos encontrados na lagoa de Jacarepaguá.

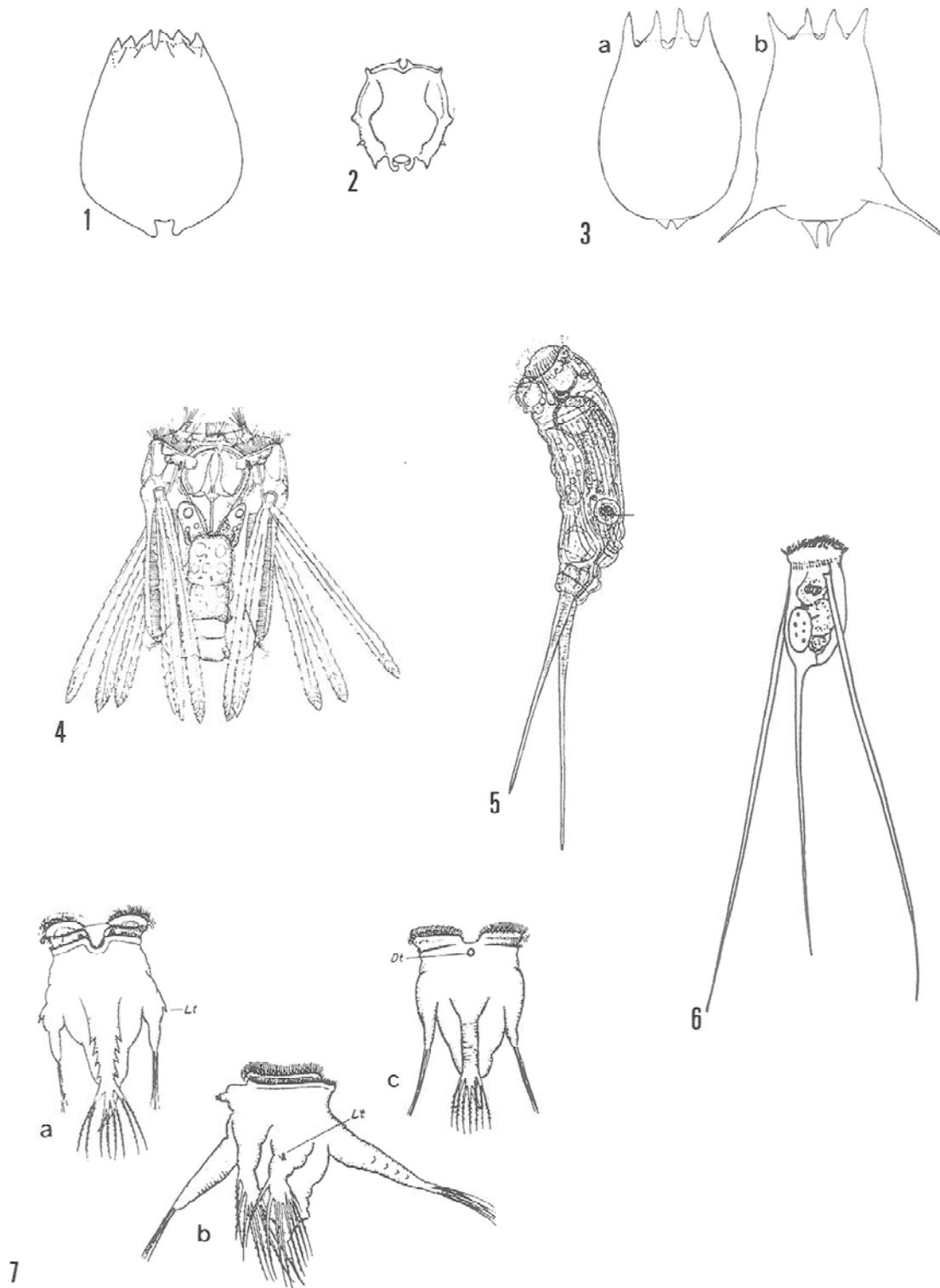


Figura 15: Rotíferos da lagoa de Jacarepaguá. 1) *Brachionus plicatilis*; 2) *B. angularis*; 3) *B. calyciflorus*; 4) *Polyarthra* sp.; 5) *Monomata* sp.; 6) *Filinia* sp. e 7) *Hexarthra oxiuris*.

Os cladóceros ocorreram somente durante período de agosto de 1996 a junho de 1997, não sendo encontrado mais nenhum exemplar nas coletas subsequentes. *Moina micrura* foi a espécie de cladóceros dominante na lagoa de Jacarepaguá, representando cerca de 2 a 4 % do zooplâncton durante o período de estudo. *Ceriodaphnia cornuta* ocorreu em número muito reduzido, representando apenas 0,2 a 0,5 % do zooplâncton da lagoa, durante o período de estudo. A figura 16 mostra os esquemas dos cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.

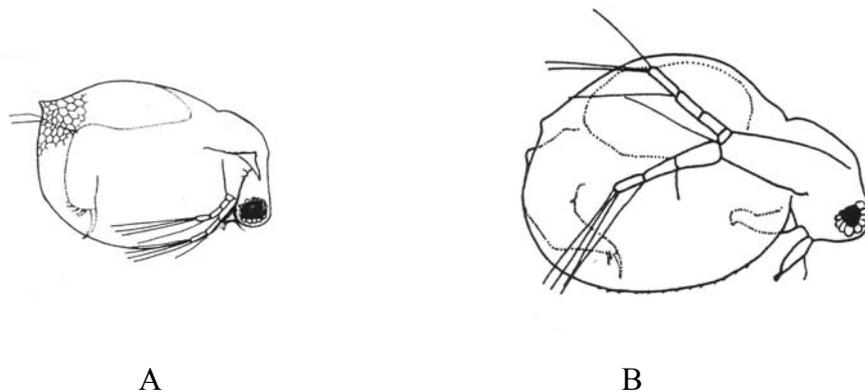


Figura 16: Cladóceros encontrados na lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo. A) *Ceriodaphnia cornuta*; B) *Moina micrura*.

Metacyclops mendocinus foi a única espécie de copépodo que ocorreu na lagoa de Jacarepaguá, durante o período de estudo. Este copépodo ocorreu em todas as amostras de zooplâncton, sempre em grande número, representando de 25 a 40 % do zooplâncton da lagoa. Para a sua contagem, estes foram divididos em dois grupos: náuplios (estágio larval) e copepoditos (estágios I a VI). A figura 17 apresenta o copépodo ciclopóide *M. mendocinus*.



Figura 17: Copépodo ciclopóide, *Metacyclops mendocinus*. A) Fêmea; B) Macho. As barras horizontais correspondem a 200 μ m.

As figuras 18, 19 e 20 apresentam os resultados da análise quantitativa do

zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá, durante o período de estudo.

A figura 18 apresenta a variação temporal na densidade de rotíferos durante o período de estudo. Observa-se que a densidade de rotíferos aumenta de 0,0 indivíduos.l⁻¹ em setembro de 1996 para cerca de 2.600 a 3.600 indivíduos.l⁻¹ em janeiro de 1997, nos pontos 1 e 2, respectivamente, e para cerca de 6.000 indivíduos.l⁻¹ no ponto 3. Neste período, a comunidade de rotíferos estava dominada por *B. angularis* e *B. plicatilis*, que representaram 67,8 e 30,3 % dos rotíferos no ponto 1 e 66,8 e 30,5 % dos rotíferos no ponto 2, respectivamente. No ponto 3, *B. angularis* e *B. calyciflorus* foram as espécies dominantes, representando 70,6 e 20,3 % dos rotíferos, enquanto *B. plicatilis* representou somente 8,8 % dos rotíferos em janeiro de 1997. Em fevereiro de 1997, *B. plicatilis* passou a dominar sobre *B. angularis* nos pontos 1 e 2, representando 69,3 % (contra 20,1 % para *B. angularis*) dos rotíferos no ponto 1, e 66,2 % (contra 31,9 % para *B. angularis*) dos rotíferos no ponto 2. No ponto 3, *B. plicatilis* e *B. angularis* apresentaram densidades semelhantes, representando 48,4 e 49,1 % dos rotíferos, respectivamente.

De fevereiro de 1997 em diante, houve uma alternância entre as populações de *B. plicatilis* e *B. angularis*, sendo que no ponto 1 *B. plicatilis* dominou até abril de 1997, quando representava 69,9 % dos rotíferos, contra 17,2 % para *B. angularis*. Neste mesmo período, houve um aumento na população de *Polyarthra sp.* no ponto 1, chegando a 220 indivíduos.l⁻¹ (12,8 %). Em maio de 1997, as populações de *B. plicatilis* e *B. angularis* sofreram uma redução drástica, chegando a menos de 100 indivíduos.l⁻¹ no ponto 1. Logo a seguir, em junho de 1997, houve um novo aumento na densidade de *B. plicatilis* nos pontos 1 e 2, sendo que esta espécie representava 87,5 % dos rotíferos no ponto 1 e 80,9 % dos rotíferos no ponto 2. No ponto 3, *B. plicatilis* representava 61,5 % da população de rotíferos em junho de 1997.

A partir de julho de 1997, *B. angularis* voltou a dominar a comunidade de rotíferos, atingindo sua densidade máxima no ponto 1 em agosto de 1997, com 964 indivíduos.l⁻¹ (78,2 %). Neste mesmo período, houve um aumento na densidade de *H. oxyuris*, atingindo à densidade de 200 indivíduos.l⁻¹ (16,2 %) no ponto 1, 633 indivíduos.l⁻¹ (25,5%) no ponto 2 e 950 indivíduos.l⁻¹ (34,9 %) no ponto 3, passando a ser a segunda espécie dominante. Nos pontos 2 e 3, *B. angularis* atingiu sua densidade máxima em julho de 1997, com 1.591 indivíduos.l⁻¹ (87,8 %) no ponto 2 e 5.750 (94,7%) no ponto 2.

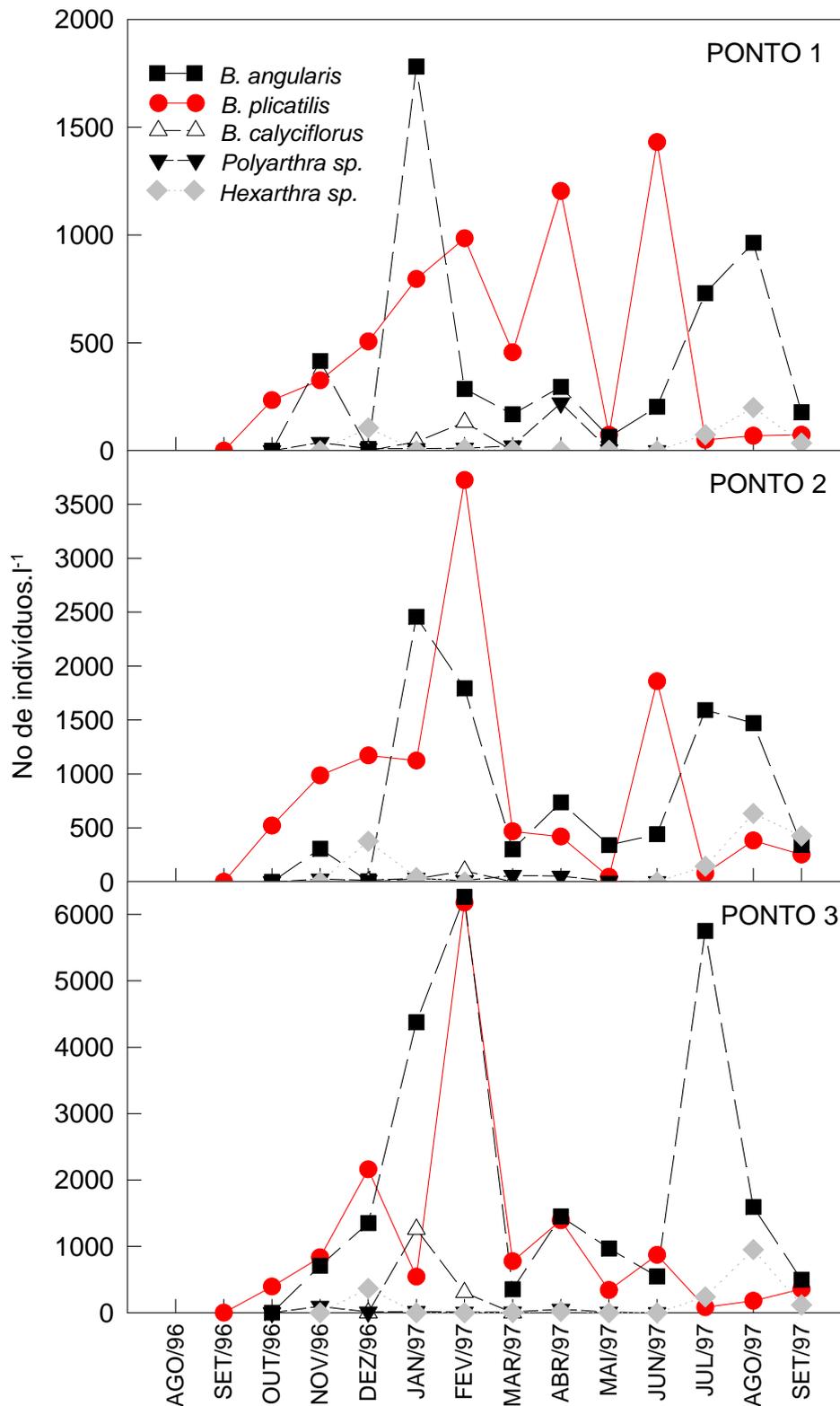


Figura 18: Densidade de rotíferos na lagoa de Jacarepaguá durante o período de 21/08/96 a 11/09/97. As coletas foram realizadas no período da manhã.

A figura 19 apresenta a variação temporal na densidade de cladóceros na lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo. Observa-se que há um aumento progressivo na densidade de cladóceros de agosto de 1996 a janeiro de 1997, com densidade variando de 0,0 a cerca de 360 indivíduos.l⁻¹ no ponto 1 e de 0,0 a cerca de 400 indivíduos.l⁻¹ nos pontos 2 e 3. Neste período, a comunidade de cladóceros estava dominada por *Moina micrura*, sendo a única espécie presente até novembro de 1996 no ponto 1, e até dezembro de 1996 nos pontos 2 e 3. Em janeiro de 1997, *M. micrura* apresentava densidade de 353 indivíduos.l⁻¹ no ponto 1, representando 97,5 % da população de cladóceros. No ponto 2, a densidade de *M. micrura* chegou a 404 indivíduos.l⁻¹, representando 98,3 % da população de cladóceros em janeiro de 1997. No ponto 3, neste mesmo mês, a população de *M. micrura* atingiu 418 indivíduos.l⁻¹, representando 97,9 % da população de cladóceros.

Em fevereiro de 1997, houve uma redução drástica na população de *M. micrura*, chegando a 44 indivíduos.l⁻¹ (95,7 %) no ponto 1, 100 indivíduos.l⁻¹ (100,0 %) no ponto 2 e 204 indivíduos.l⁻¹ (95,9 %) no ponto 3.

Em março de 1997, houve um novo aumento na população de *M. micrura* nos pontos 1 e 2, chegando a densidades próximas às encontradas em janeiro do mesmo ano. No ponto 3, esse aumento na população de *M. micrura* não foi tão pronunciado, sendo que a densidade chegou a cerca da metade da densidade observada em janeiro do mesmo ano. A partir de março de 1997, a população de *M. micrura* declinou até atingir densidade de 0,0 indivíduos.l⁻¹ em junho de 1997, em todos os pontos de coleta.

Ceriodaphnia cornuta apresentou densidades expressivas somente em abril de 1997, equiparando-se as densidades de *M. micrura* no mesmo período. No ponto 1, a densidade de *C. cornuta* chegou a 106 indivíduos.l⁻¹, representando 46,9 % da população de cladóceros. No ponto 2, a densidade de *C. cornuta* foi de 82 indivíduos.l⁻¹, representando 48,5 % da população de cladóceros. No ponto 3, a densidade desta espécie chegou a 70 indivíduos.l⁻¹, representando 57,9 % da população de cladóceros.

As variações na populações de cladóceros seguiram basicamente o mesmo padrão nos três pontos de coleta, sendo que as densidades encontradas também não diferiam substancialmente durante o período de estudo.

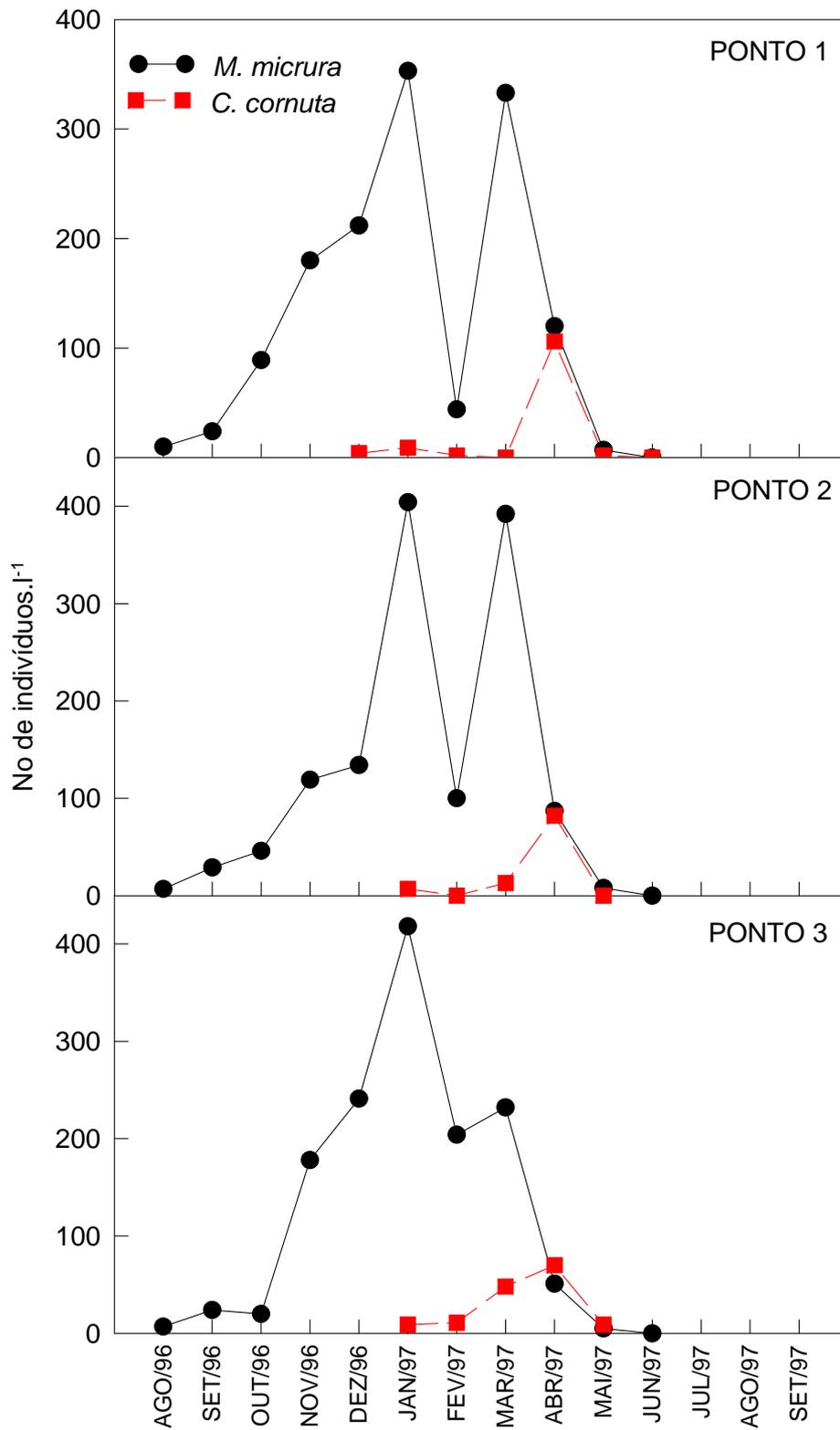


Figura 19: Densidade de cladóceros na lagoa de Jacarepaguá durante o período de 21/08/96 a 11/09/97. As coletas foram realizadas no período da manhã.

A tabela 5 apresenta o número médio de ovos por fêmea de cladóceros, observados durante o período em que *M. micrura* e *C. cornuta* estiveram presentes na lagoa de Jacarepaguá. Foram encontradas fêmeas de *M. micrura* ovadas em quase todas as amostras, a exceção de junho de 1997 no ponto 1 e maio de 1997 no ponto 3. Para esta espécie, o número médio de ovos variou de 0 a 10 ovos/fêmea, apresentando redução durante a fase de floração de *M. aeruginosa*. Para *C. cornuta*, a frequência de fêmeas ovadas foi reduzida durante todo o período de estudo, sendo o número médio de ovos também reduzido em relação a *M. micrura*, variando de 0 a 2,7 ovos/fêmea.

A tabela 6 apresenta o número de efípios encontrados nas amostras de zooplâncton durante o período de estudo. Foram encontrados efípios tanto na câmara embrionária de cladóceros quanto livres nas amostras de zooplâncton durante o período de estudo. A frequência de ocorrência de efípios foi maior para *M. micrura* do que para *C. cornuta*, sendo encontrado somente um exemplar desta última espécie com efípio em sua câmara embrionária. O número de efípios por amostra variou de 0 a 27 para *M. micrura*, sendo que foram encontrados mais efípios durante a fase de floração de *M. aeruginosa*. No ponto 3, em janeiro/97, foram encontrados 27 efípios presentes na amostra de zooplâncton, livres ou dentro da câmara embrionária de *M. micrura*.

Tabela 5: Número médio de ovos por fêmea de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo.

	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3	
	<i>M. micrura</i>	<i>C. cornuta</i>	<i>M. micrura</i>	<i>C. cornuta</i>	<i>M. micrura</i>	<i>C. cornuta</i>
21/08/96	8,0	-	10,0	-	10,0	-
16/09/96	10,0	-	9,1	-	11,0	-
29/10/96	6,1	-	6,0	-	8,0	-
12/11/96	4,4	-	4,0	-	4,4	-
26/11/96	4,0	-	5,2	-	4,2	0,0
23/12/96	2,4	0,0	2,0	-	2,5	0,0
22/01/97	2,7	0,0	1,3	2,0	2,0	1,0
20/02/97	3,0	0,0	6,0	0,0	3,0	0,0
20/03/97	2,7	0,0	3,3	2,0	2,8	2,7
17/04/97	4,0	2,3	2,6	2,3	2,3	2,0
15/05/97	2,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0
12/06/97	0,0	-	-	-	-	-

Tabela 6: Número de efípios de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo.

Data	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3	
	<i>M.micrura</i>	<i>C.cornuta</i>	<i>M.micrura</i>	<i>C.cornuta</i>	<i>M.micrura</i>	<i>C.Cornuta</i>
21/08/96	0	-	0	-	0	-
16/09/96	1	-	1	-	1	-
29/10/96	6	-	0	-	1	-
12/11/96	1	-	0	-	2	-
26/11/96	0	-	0	-	0	0
23/12/96	5	0	2	-	2	0
22/01/97	1	0	6	0	27	0
20/02/97	0	0	1	0	0	0
20/03/97	2	0	5	0	1	0
17/04/97	2	0	4	1	2	0
15/05/97	0	0	0	0	2	0
12/06/97	1	-	-	-	-	-

A figura 20 apresenta a variação temporal na densidade de copépodos na lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo. Observa-se que a população de *M. mendocinus* apresentou um aumento progressivo da densidade de setembro a novembro de 1996 no ponto 1, atingindo a densidade de 955 indivíduos.l⁻¹, sendo que a população de náuplios representava 66,4 % deste total. A partir daí, até fevereiro de 1997, a população de copépodos apresentou ligeiro declínio, chegando a 475 indivíduos.l⁻¹, sendo que os náuplios representavam 71,3 % deste total.

De fevereiro a abril de 1997, a população de copépodos apresentou crescimento acelerado em todos os pontos de coleta, chegando a densidades de 1.131 indivíduos.l⁻¹ (76,1 % de náuplios) no ponto 1, 2.186 indivíduos.l⁻¹ (75,3 % de náuplios) no ponto 2 e 2.206 indivíduos.l⁻¹ (77,0 % de náuplios) no ponto 3. A partir de abril de 1997, houve um declínio gradual das populações de copépodos nos três pontos de coleta até setembro de 1997, chegando a densidades próximas às encontradas em setembro do ano anterior.

As variações temporais nas populações de copépodos foram bastante semelhantes nos três pontos de coleta, sendo que nos pontos 2 e 3 estas populações atingiram densidades mais elevadas que as do ponto 1.

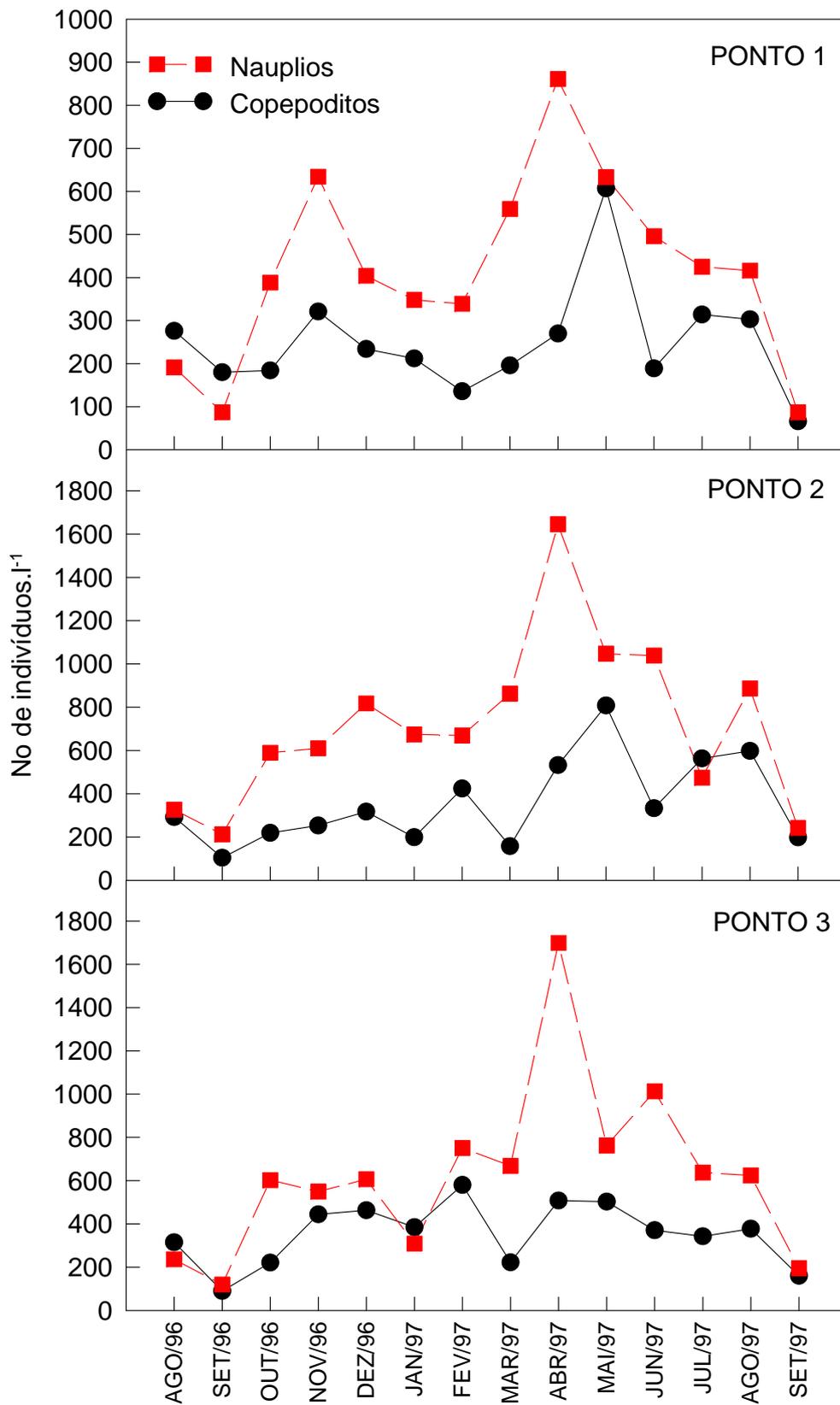


Figura 20: Densidade de copépodos na lagoa de Jacarepaguá durante o período de 21/08/96 a 11/09/97. As coletas foram realizadas no período da manhã.

5.4. Análise estatística dos resultados de campo

Na tabela 7 são apresentados os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis físico e químicas e as biológicas (Clorofila-*a*, COP e toxina) e a densidade dos diferentes grupos de organismos do zooplâncton. Esta análise foi realizada agrupando-se os dados dos três pontos de coleta, de modo a se ter uma amostra mais representativa da lagoa de Jacarepaguá.

De uma maneira geral, a densidade de organismos do zooplâncton correlacionou-se melhor com as variáveis físicas e químicas do que com as variáveis biológicas.

A temperatura foi uma das variáveis que apresentou maior correlação positiva com a densidade de zooplâncton ($r = 0,5533$; $P < 0,005$), principalmente no grupo dos cladóceros ($r = 0,7972$; $P < 0,005$) e dos rotíferos ($r = 0,5311$; $P < 0,005$).

A exceção de *H. oxyuris*, que apresentou uma correlação fracamente significativa com o oxigênio dissolvido ($r = 0,3814$; $P < 0,05$), não houve correlação significativa entre a densidade de organismos zooplanctônicos com o esta variável. Por outro lado, os cladóceros apresentaram correlação significativa com o pH ($r = 0,4556$; $P < 0,05$).

A transparência da coluna d'água, medida pela profundidade de visibilidade do disco de Secchi, correlacionou-se positivamente com a densidade de cladóceros ($r = 0,6225$; $P < 0,005$), mas teve uma correlação fraca com os náuplios de Copepoda ($r = 0,3797$; $P < 0,05$). Entre os rotíferos, somente as espécies *B. plicatilis* e *Polyarthra sp.* apresentaram uma correlação significativa com a transparência da coluna d'água ($r = 0,3341$; $P < 0,05$; $r = 0,6190$; $P < 0,005$, respectivamente).

A concentração de clorofila-*a* apresentou correlação positiva e significativa somente com o cladóceros da espécie *C. cornuta* ($r = 0,5730$; $P < 0,005$), e com os náuplios de Copepoda ($r = 0,5693$; $P < 0,005$). O COP, entretanto, não apresentou correlação significativa com nenhum dos grupos zooplanctônicos.

A salinidade apresentou correlação negativa e significativa com a densidade de cladóceros ($r = -0,6595$; $P < 0,005$), principalmente com a espécie *M. micrura* ($r = -0,6795$; $P < 0,005$).

A densidade de organismos zooplanctônicos não apresentou correlação significativa com a concentração microcistinas no séston, à exceção de *H. oxyuris*, que apresentou correlação positiva ($r = 0,4894$; $P < 0,005$) com a concentração desta toxina.

Tabela 7: Correlações de Pearson entre a densidade dos diferentes grupos de zooplâncton e os parâmetros físicos, químicos e biológicos nos três pontos de coleta da Lagoa de Jacarepaguá (O.D. = oxigênio dissolvido; Secchi = profundidade do disco de Secchi; Cl-*a* = clorofila-*a*; COP = carbono orgânico particulado; n = tamanho da amostra; * = P < 0,05; ** P < 0,005).

ESPÉCIES	Variáveis							
	Temp. (n = 42)	pH (n = 39)	O.D (n = 36)	Secchi (n = 41)	Cl- <i>a</i> (n = 33)	COP (n = 39)	Salinid. (n = 36)	Toxina (n = 25)
CLADOCERA								
<i>M. micrura</i>	0,7968**	-0,3852*	-0,0786	0,5344**	0,0202	0,2779	-0,6795**	-0,3368
<i>C. cornuta</i>	0,1835	-0,3068	-0,1167	0,6238**	0,5730**	-0,1623	-0,0206	-0,1584
Total	0,7972**	-0,4256*	-0,0967	0,6225**	0,1525	0,2384	-0,6595**	-0,3533
COPEPODA								
Náuplios	0,1695	0,1814	0,0399	0,3797*	0,5693**	-0,1698	0,2870	-0,1623
Copepoditos	0,0387	-0,0149	0,1602	0,0459	0,2625	-0,2696	0,3606*	-0,1522
Total	0,1416	0,0505	0,1356	0,2707	0,5339**	-0,2230	0,3429*	-0,1723
ROTIFERA								
<i>B. plicatilis</i>	0,4464**	-0,0566	-0,1319	0,3341*	0,1457	0,0763	-0,2608	-0,1487
<i>B. angularis</i>	0,4390**	-0,1183	0,0300	0,1325	0,0984	-0,2199	-0,2745	-0,0552
<i>B. calyciflorus</i>	0,4629**	-0,2177	-0,1306	0,1964	-0,0044	-0,1329	-0,3352	-0,1059
<i>Polyarthra sp.</i>	0,2477	-0,2108	-0,1982	0,6190**	0,2000	-0,0918	-0,1202	-0,1584
<i>H. oxyuris</i>	0,0554	0,1968	0,3814*	-0,3820*	-0,1802	-0,0184	-0,1430	0,4894*
Total	0,5311**	-0,0976	-0,0015	0,2361	0,1196	-0,1105	-0,2971	-0,0774
Zooplâncton								
Total	0,5533**	-0,1015	0,0317	0,2981	0,2059	-0,1304	-0,2466	-0,1114

A tabela 8 apresenta os coeficientes de correlação entre a densidade de organismos zooplanctônicos e a densidade dos principais grupos fitoplanctônicos. Esta análise foi realizada somente com os dados dos pontos de coleta 1 e 3.

De um modo geral, a densidade de organismos do zooplâncton não apresentou forte correlação com a densidade de nenhum dos grupos do fitoplâncton, à exceção de *Moina micrura*, que apresentou uma forte correlação negativa com a densidade de Chlorophyceae ($r = -0,7192$; $P < 0,005$) e Bacillariophyceae ($r = -0,6206$; $P < 0,05$).

Entre os Copepoda, houve uma correlação negativa da densidade de náuplios com a densidade de Chlorophyceae ($r = -0,5718$; $P < 0,05$).

Entre os Rotifera, *H. oxyuris* apresentou correlação positiva e significativa com a densidade de Cyanophyceae ($r = 0,6817$; $P < 0,005$) e a comunidade total de rotíferos apresentou baixa correlação negativa com a densidade de Chlorophyceae ($r = -0,5034$; $P < 0,05$).

O zooplâncton total, representado por todas as comunidades de zooplâncton juntas, apresentou uma baixa correlação significativa e negativa com a densidade de Chlorophyceae ($r = -0,5434$; $P < 0,05$).

Tabela 8: Correlações de Pearson entre a densidade dos diferentes grupos de zooplâncton e os principais grupos do fitoplâncton nos pontos de coleta 1 e 3 da lagoa de Jacarepaguá (* = P < 0,05; ** P < 0,005).

ESPÉCIES	Fitoplâncton			Fitopl. Total (n = 14)
	CYANOPH. (n = 14)	CHLOROPH. (n = 14)	BACILLAR. (n = 14)	
CLADOCERA				
<i>M. micrura</i>	0,3381	-0,7192**	-0,6206*	-0,1889
<i>C. cornuta</i>	-0,0689	-0,2990	-0,2690	-0,3284
Total	0,3209	-0,7252**	-0,6268*	-0,2143
COPEPODA				
Náuplios	0,3481	-0,5718*	-0,3690	-0,0208
Copepoditos	0,4033	-0,4624	-0,3480	0,1003
Total	0,4113	-0,5846*	-0,3997	0,0322
ROTIFERA				
<i>B. plicatilis</i>	0,4553	-0,4688	-0,2117	0,2124
<i>B. angularis</i>	0,1963	-0,4577	-0,2918	-0,1140
<i>B. calyciflorus</i>	-0,1522	-0,2915	-0,2284	-0,4103
<i>Polyarthra sp.</i>	-0,0757	-0,0255	-0,4010	-0,2339
<i>H. oxyuris</i>	0,6817**	-0,3750	-0,0304	0,5821*
Total	0,3192	-0,5034*	-0,2822	0,0095
Zooplâncton Total	0,3429	-0,5434*	-0,3185	0,0038

5.5. Experimentos de laboratório

5.5.1. Bioensaios de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*

Uma série de cinco bioensaios de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa* foram realizados com diferentes espécies de cladóceros no sentido de se determinar o grau de toxicidade das cepas cultivadas em laboratório e sob condições controladas.

No primeiro experimento, três espécies de *Daphnia* e três cepas de *M. aeruginosa* foram utilizadas. Duas destas cepas foram isoladas da lagoa de Jacarepaguá (NPLJ-2 e NPLJ-3) e uma delas foi isolada de um lago da Escócia (PCC7820). Neste experimento os animais foram expostos unicamente às células de *M. aeruginosa* e o controle consistiu somente de animais sem alimento. A figura 21 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 9 apresenta os tempos letais médios (TL₅₀), estimados através da análise de PROBIT.

A análise de variância (Tabela A9 - Anexos 3), revelou diferenças significativas entre as espécies de *Daphnia*, quanto a sensibilidade às cepas de cianobactéria (P=0,00000), e também diferenças de toxicidade entre as cepas de *M. aeruginosa* para uma mesma espécie de dafnídeo (P=0,00000). Entretanto, não houve efeito significativo da concentração de cianobactéria (P=0,24073), o que também é evidenciado pela semelhança entre as curvas de sobrevivência das três concentrações a que os animais foram expostos (Figura 21).

A sobrevivência de *D. pulex* nos tratamentos com *M. aeruginosa* foi sempre menor que nos controles sem alimento (Tabela 9), indicando que todas as cepas foram tóxicas para esta espécie. No entanto, a cepa NPLJ-2 para *D. pulicaria* e a cepa NPLJ-3, para *D. pulicaria* e *D. similis*, apresentaram letalidade semelhante à do controle, indicando que estes animais morreram, provavelmente, devido a falta de alimento nutritivo e não propriamente pela toxicidade das respectivas cepas. A cepa PCC7820, no entanto, apresentou letalidade maior que o controle para todas as espécies, indicando elevada toxicidade.

Através de comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey (Tabela A10 - Anexos 3), observou-se que *D. pulex* foi a espécie mais sensível à presença das células de *M. aeruginosa* (P=0,00011), apresentando os menores valores de TL₅₀ (Tabela 9). A espécie *D. similis*, entretanto, apresentou menor sensibilidade entre os dafnídeos, apresentando, em geral, valores mais elevados de TL₅₀ (Tabela 9).

A comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey (Tabela A11 – Anexos 3)

revelou que a cepa PCC7820 apresentou-se mais tóxica do que às cepas isoladas da lagoa de Jacarepaguá ($P=0,00014$), matando cerca de 2 a 3,5 vezes mais rápido que os controles sem alimento (Tabela 9). A cepa NPLJ-2 foi tóxica para *D. pulex* em todas as concentrações, apresentando letalidade cerca de 2,5 vezes maior que o controle sem alimento. Para *D. pulicaria*, a concentração de $0,50 \text{ mg C.l}^{-1}$ da cepa NPLJ-2 teve um efeito ligeiramente positivo, aumentando a sobrevivência deste dafnídeo em relação ao controle sem alimento. A cepa NPLJ-3 foi a menos tóxica, apresentando os menores valores de TL_{50} para os dafnídeos. Para *D. pulicaria* esta cepa só foi tóxica na concentração de $0,50 \text{ mg C.l}^{-1}$, matando 1,3 vezes mais rápido que o controle. Para *D. pulex*, entretanto, esta cepa apresentou letalidade cerca de 2 vezes maior que o controle sem alimento. Para *D. similis*, esta cepa não apresentou letalidade maior que a do controle (Tabela 9).

As interações de segunda ordem revelaram que houve interação significativa entre espécie de zooplâncton e cepa de *M. aeruginosa* ($P=0,00000$), o que significa que a toxicidade de *M. aeruginosa* depende da espécie de zooplâncton e da cepa de cianobactéria considerada (Tabela A9 - Anexos 3). Por exemplo, a cepa NPLJ-3 foi tóxica para *D. pulex*, porém não foi tóxica para *D. pulicaria* e *D. similis*. Houve também interação de terceira ordem (Espécie x Cepa x Concentração), porém marginalmente significativa ($P=0,02235$), o que decorre do fato de não ter havido diferenças significativas entre as concentrações.

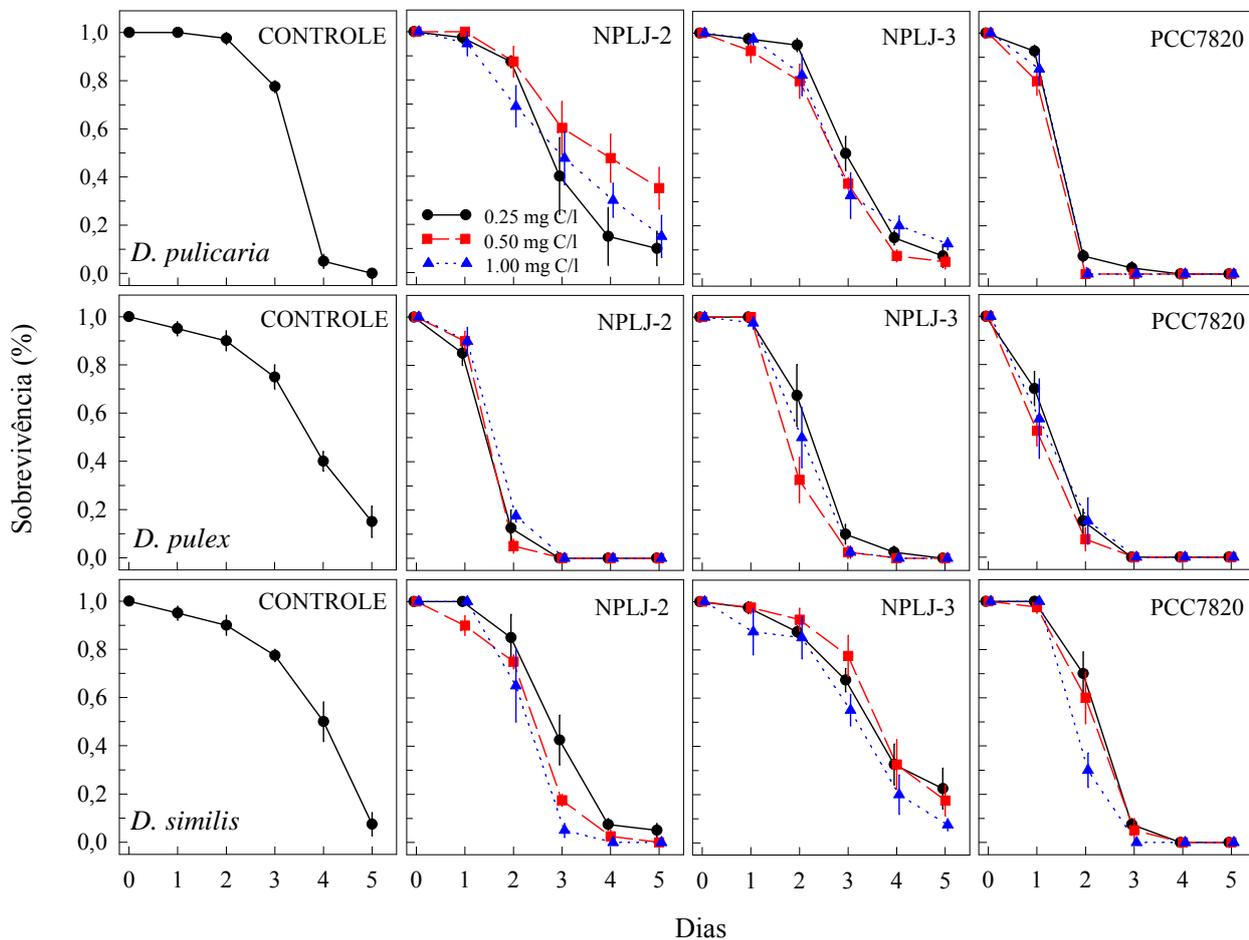


Figura 21: Experimento de toxicidade aguda com três espécies de *Daphnia* (linhas) e três cepas de *Microcystis aeruginosa* (colunas). Os controles consistiram em animais submetidos à carência de alimento e os tratamentos com *Microcystis*, de suspensões destas células sem alimento complementar. Foram utilizadas quatro réplicas por tratamento e 10 animais por tubo. Experimento realizado em meio artificial.

Tabela 9: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para três espécies de *Daphnia* expostas à células de *Microcystis aeruginosa*. As células de *Microcystis* foram oferecidas como única fonte de alimento e os controles consistiram de animais submetidos à carência alimentar. Os valores médios de TL₅₀ e os intervalos de confiança foram estimados por análise de PROBIT, através da regressão dos dados de sobrevivência e tempo de vida. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco (P < 0,05).

Espécie de Zooplâncton	Cepa de <i>Microcystis</i>	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ ao controle	
<i>D. pulicaria</i>	Controle	0.00	76,39	[66.55 - 84.57]	1.0	
		0.25	68.36	[62.97 - 79.97]	1.1	
		0.50	93.77	[78.03-109.22]	0.8*	
		1.00	72.33	[61.63 - 90.07]	1.1	
	NPLJ-3	0.25	71.81	[65.92 - 83.42]	1.1	
		0.50	59.65	[54.53 - 77.07]	1.3*	
		1.00	65.29	[57.56 - 82.90]	1.2	
	PCC7820	0.25	34.79	[30.42 - 40.34]	2.2*	
		0.50	33.63	[23.31 - 37.03]	2.3*	
		1.00	31.66	[23.53 - 38.78]	2.4*	
	<i>D. pulex</i>	Controle	0.00	87.05	[79.13-100.00]	1.0
			0.25	33.11	[28.64 - 39.04]	2.6*
0.50			32.59	[29.43 - 37.06]	2.7*	
1.00			35.73	[32.05 - 40.85]	2.4*	
NPLJ-3		0.25	52.96	[44.96 - 58.11]	1.6*	
		0.50	43.39	[38.16 - 46.77]	2.0*	
		1.00	46.27	[40.84 - 51.29]	1.9*	
PCC7820		0.25	30.22	[24.29 - 33.07]	2.9*	
		0.50	25.03	[23.73 - 29.64]	3.5*	
		1.00	28.55	[25.79 - 33.33]	3.0*	
<i>D. similis</i>		Controle	0.00	86.38	[84.26 - 98.09]	1.0
			0.25	67.41	[62.23 - 73.84]	1.3*
	0.50		51.02	[53.76 - 63.19]	1.7*	
	1.00		50.94	[41.96 - 50.37]	1.7*	
	NPLJ-3	0.25	82.77	[76.16 - 97.11]	1.0	
		0.50	85.96	[84.47 - 97.16]	1.0	
		1.00	86.64	[83.23 - 96.12]	1.0	
	PCC7820	0.25	53.67	[45.62 - 59.28]	1.6*	
		0.50	49.26	[46.65 - 55.31]	1.8*	
		1.00	41.18	[46.01 - 54.84]	2.1*	

No segundo experimento, foram utilizadas duas espécies de cladóceros, *Ceriodaphnia. cornuta* (clone CdLC) e *Moina minuta*, e as mesmas cepas de *M. aeruginosa* utilizadas no experimento anterior. Como no experimento anterior, os animais foram expostos unicamente às células de *M. aeruginosa* e os controles consistiram de animais em carência alimentar. As concentrações foram as mesmas do experimento anterior. A figura 22 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 10 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

A Análise de variância (Tabela A12 - Anexos 3) mostrou que houve diferenças significativas entre as espécies de cladóceros, quanto a sensibilidade às cepas de cianobactéria (P= 0,0000). Também houve diferenças de toxicidade entre as cepas de *M. aeruginosa* para uma mesma espécie de cladóceros (P=0,0000). Neste caso, houve efeito da concentração na sobrevivência dos cladóceros (P=0,0000).

À exceção de *C. cornuta* no tratamento com a cepa NPLJ-3, a sobrevivência nos tratamentos com *M. aeruginosa* foi sempre menor que a dos controles sem alimento (Tabela 10), indicando que estas cepas foram realmente tóxicas para as espécies de cladóceros testadas.

A comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey (Tabela A13 – Anexos 3) mostrou que *C. cornuta* foi a espécie mais resistente aos tratamentos com *M. aeruginosa* (P=0,00011), apresentando melhor sobrevivência e maiores valores de TL₅₀ em todas as cepas de cianobactéria (Tabela 10). A espécie *M. minuta*, por outro lado, foi mais sensível (P=0,00011), apresentando elevada mortalidade nos primeiros dois dias de experimento (Figura 22) e menores valores de TL₅₀ para as cepas de cianobactéria (Tabela 10).

Quando os valores médios de TL₅₀ foram comparados pelo Teste de Tukey (Tabela A14 - Anexos 3), verifica-se que a cepa PCC7820 demonstrou ser mais tóxica para os cladóceros que as cepas de *M. aeruginosa* da lagoa de Jacarepaguá (P=0,00014), apresentando maior letalidade média para as espécies de cladóceros testadas (Tabela 10). *M. minuta* foi extremamente sensível à cepa PCC7820, apresentando quase 100 % de mortalidade já no primeiro dia de experimento (Figura 22). A letalidade desta cepa para *M. minuta* variou de 10 a 17 vezes a do controle sem alimento (Tabela 10).

As cepas da lagoa de Jacarepaguá diferiram significativamente quanto a sua toxicidade para os cladóceros (P=0,00014). Porém houve diferença de toxicidade entre as cepas em função da espécie de cladóceros (interação Espécie x Cepa), sendo que *C. cornuta* foi mais sensível à cepa NPLJ-2 e *M. minuta*, mais sensível à cepa NPLJ-3. Enquanto a

cepa NPLJ-2 apresentou letalidade de cerca de 2,0 vezes maior que o controle para *C. cornuta*, a cepa NPLJ-3 só foi efetiva na concentração de 1,0 mg C.l⁻¹, apresentando letalidade de 1,7 vezes a do controle sem alimento. No caso de *M. minuta*, a cepa NPLJ-2 foi cerca de 3 a 5 vezes mais letal que o controle, enquanto que a cepa NPLJ-3, apresentou letalidade de 5 a 12 vezes a do controle sem alimento para este cladóceros (Tabela 10).

Apesar de ter havido efeito significativo da concentração neste experimento (P=0,0000), este só foi evidente para *C. cornuta* no tratamento com a cepa PCC7820, enquanto que para *M. minuta* o efeito da concentração foi mais evidente nos tratamentos com as cepas da lagoa de Jacarepaguá. Para esta espécie, o efeito da cepa PCC7820 foi tão rápido (< 24 h) que não foi possível evidenciar diferenças entre as concentrações.

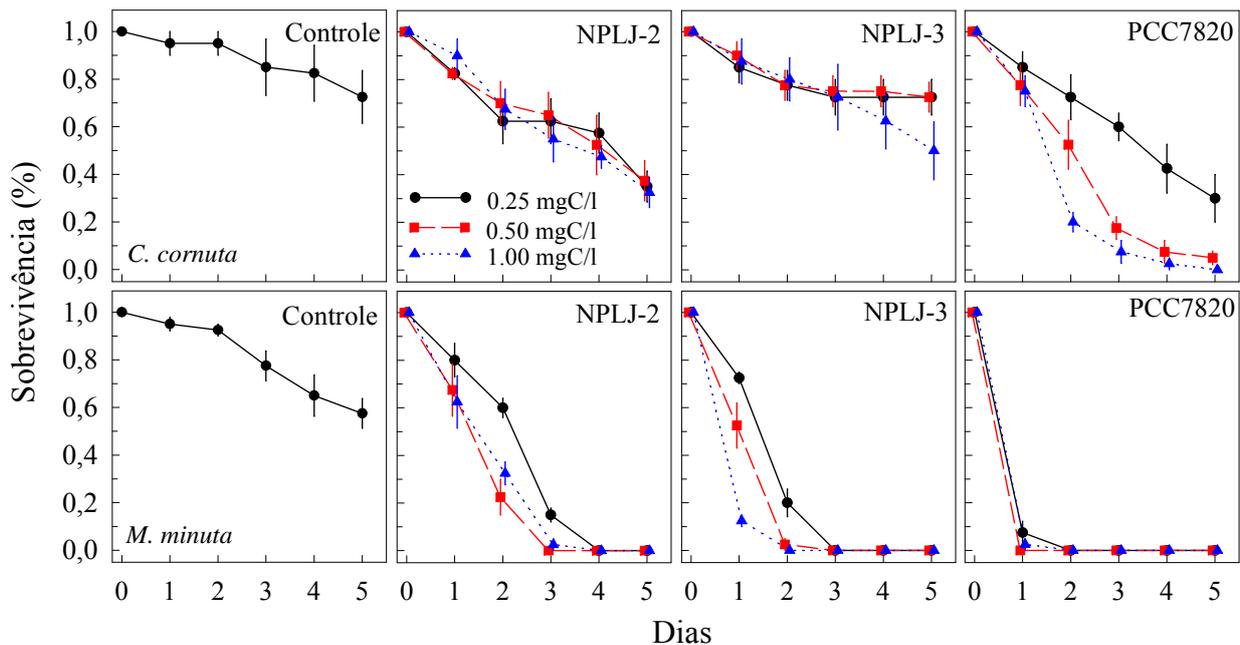


Figura 22: Experimento de toxicidade aguda com duas espécies de cladóceros (linhas) e três cepas de *Microcystis aeruginosa* (colunas). Os controles consistiram em animais submetidos à carência de alimento e os tratamentos com *Microcystis*, de suspensões destas células sem alimento complementar. Foram utilizadas quatro réplicas por tratamento e 10 animais por tubo. Experimento realizado em meio artificial.

Tabela 10: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para duas espécies de cladóceros expostas à células de *Microcystis aeruginosa*. As células de *Microcystis* foram oferecidas como única fonte de alimento e os controles consistiram de animais submetidos à carência alimentar. Os valores médios de TL₅₀ e intervalos de confiança foram estimados por análise de PROBIT através da regressão dos dados de sobrevivência e tempo de vida. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco (P < 0,05).

Espécie de Zooplâncton	Cepa de <i>Microcystis</i>	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ ao controle	
<i>C. cornuta</i>	Controle	0.00	207.32	[152.2 - 366.3]	1.0	
		NPLJ-2	0.25	102.99	[72.93-137.53]	2.0*
			0.50	96.64	[84.45-122.43]	2.1*
			1.00	89.34	[75.51-103.81]	2.3*
	NPLJ-3	0.25	201.25	[133.1 - 344.4]	1.0	
		0.50	180.46	[134.9 - 255.7]	1.1	
		1.00	124.14	[102.7 - 148.9]	1.7*	
	PCC7820	0.25	93.96	[68.38-124.93]	2.2*	
		0.50	43.93	[35.88 - 55.86]	4.7*	
		1.00	33.37	[26.18 - 39.22]	6.2*	
	<i>M. minuta</i>	Controle	0.00	150.81	[113.4 - 256.2]	1.0
			NPLJ-2	0.25	43.28	[37.85 - 48.22]
0.50				31.36	[26.08 - 34.61]	4.8*
1.00				31.54	[25.66 - 35.54]	4.8*
NPLJ-3		0.25	31.48	[27.28 - 35.35]	4.8*	
		0.50	24.92	[20.78 - 27.62]	6.1*	
		1.00	13.10	[8.94 - 17.41]	11.5*	
PCC7820		0.25	15.46	[10.83 - 19.12]	9.8*	
		0.50	12.52	[5.98 - 19.00]	12.0*	
		1.00	8.76	[4.74 - 13.90]	17.2*	

No terceiro experimento, foram utilizados dois clones de *M. micrura* (MnLJ-1 e MnLT), um clone de *M. minuta* e somente as cepas da lagoa de Jacarepaguá (NPLJ-2 e NPLJ-3). Os dois clones de *M. micrura* foram utilizados no sentido de se verificar a diferença de sensibilidade entre clones provenientes de ambientes distintos. Neste experimento os animais foram expostos unicamente às células de cianobactéria e o controle consistiu de animais sem alimento. A faixa de concentração de células, entretanto, foi menor que a do experimento anterior. A figura 23 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 11 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

Os resultados da Análise de variância (Tabela A15 - Anexos 3) mostram que houve diferenças significativas entre as espécies de cladóceros quanto a sensibilidade às cepas de cianobactéria ($P=0,00000$) e diferenças significativas de toxicidade entre as cepas de *M. aeruginosa* ($P=0,00000$). Houve também efeito da concentração na sobrevivência ($P=0,00000$).

Comparando-se a sobrevivência dos tratamentos com *M. aeruginosa* com a dos controles sem alimento (Tabela 11), verifica-se que a espécie *M. minuta* foi a mais afetada pelas cepas de cianobactéria. A comparação das médias de TL_{50} pelo Teste de Tukey (Tabela A16 – Anexos 3), revelou que *M. minuta* foi a espécie mais sensível, apresentando valores médios de TL_{50} significativamente inferiores aos dos outros cladóceros ($P=0,00012$). Os dois clones clones de *M. micrura*, entretanto, não diferiram em sensibilidade ($P=0,9870$), apresentando valores de TL_{50} muito próximos. Além disso, a espécie *M. micrura* apresentou grande sensibilidade à falta de alimento, apresentando mortalidade acentuada no controle sem alimento após o segundo dia de experimento (Figura 23). Os valores de TL_{50} relativamente baixos para os controles sem alimento da espécie *M. micrura*, quando comparada a outras espécies de cladóceros testadas anteriormente, resultou em pouca diferença entre os tratamentos e os controles, o que sugere que as cepas de cianobactéria não apresentaram elevada toxicidade para estes cladóceros, quando oferecidas como única fonte de alimento.

Quando comparou-se os valores médios de TL_{50} para as cepas de cianobactéria (Tabela A17 -Anexos 3), verificou-se que a cepa NPLJ-3 mostrou-se mais tóxica na maioria dos casos ($P=0,00016$). Entretanto, a letalidade média da cepa NPLJ-3 foi mais baixa para os clones de *M. micrura*, matando cerca de 1,3 a 1,6 vezes mais rápido, nas maiores concentrações desta cepa. A cepa NPLJ-2, entretanto, não apresentou letalidade maior que os controles sem alimento para *M. micrura*. Na menor concentração desta cepa ($0,10 \text{ mg C.l}^{-1}$), houve inclusive um pequeno aumento, porém significativo ($P=0,00000$), na sobrevivência do clone MnLJ-1 (Tabela 11).

Para *M. minuta*, ambas as cepas de *M. aeruginosa* da lagoa de Jacarepaguá apresentaram elevada letalidade (Tabela 11). As duas cepas, entretanto, apresentaram letalidade semelhante para esta espécie, matando cerca de 4 a 5 vezes mais rápido que o controle sem alimento.

Apesar de ter havido efeito significativo da concentração na sobrevivência dos cladóceros ($P=0,00000$), os valores de TL_{50} não diferiram muito entre as concentrações de

cianobactéria. Houve interação significativa entre Espécie de zooplâncton x Cepa de cianobactéria ($P=0,00000$), sendo que a cepa NPLJ-2 foi mais tóxica para *M. minuta* e a cepa NPLJ-3 foi mais tóxica para *M. micrura* neste experimento.

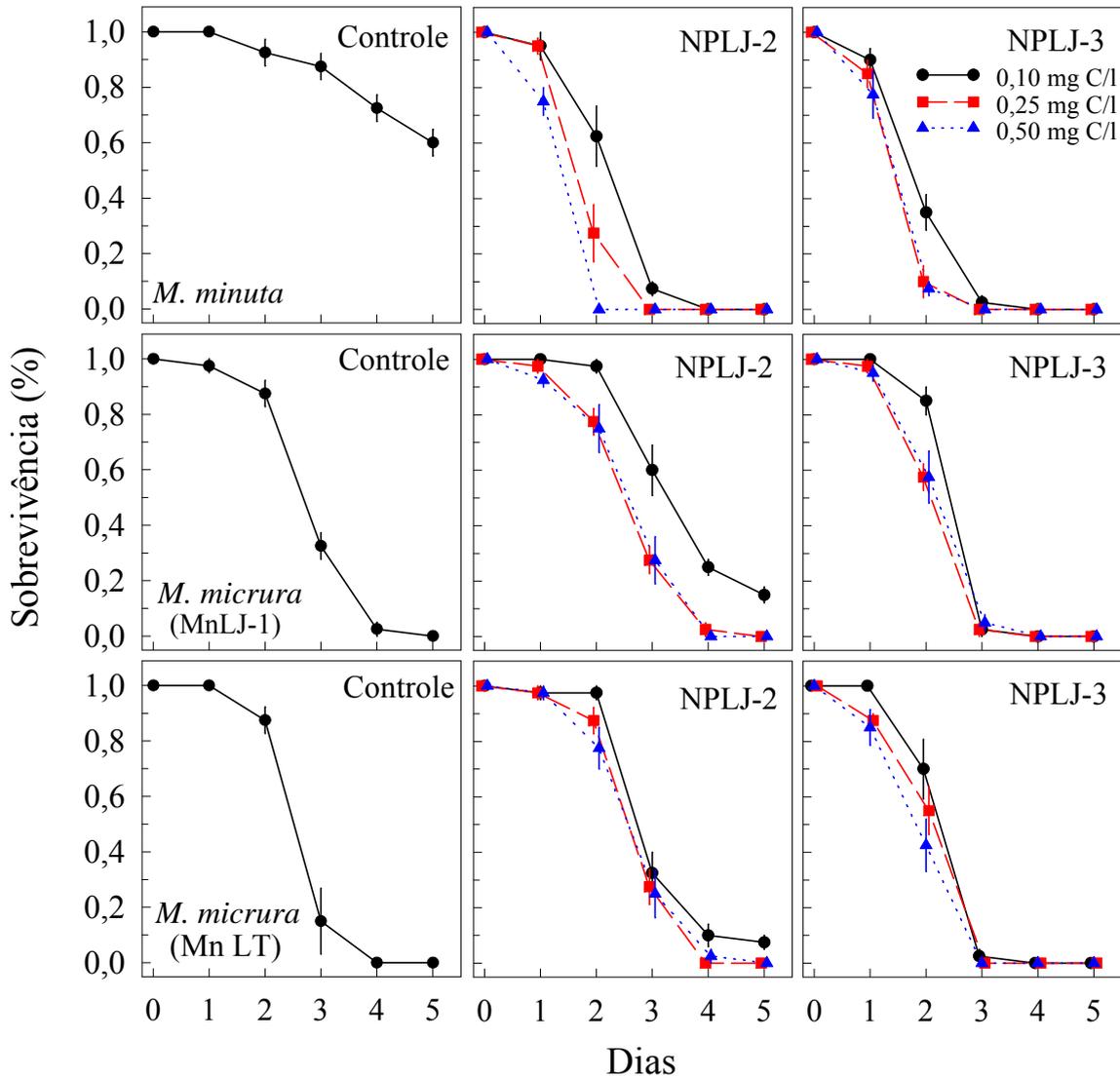


Figura 23: Experimento de toxicidade aguda com duas espécies de moínídeos (linhas) e duas cepas de *Microcystis aeruginosa* (colunas). Os controles consistiram em animais submetidos à carência de alimento e os tratamentos com *Microcystis*, de suspensões destas células sem alimento complementar. Foram utilizadas quatro réplicas por tratamento e 10 animais por tubo. Experimento realizado em meio artificial.

Tabela 11: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para espécies de moínídeos expostas à células de *Microcystis aeruginosa*. As células de *Microcystis* foram oferecidas como única fonte de alimento e os controles consistiram de animais submetidos à carência alimentar. Os valores médios de TL₅₀ e os intervalos de confiança foram estimados por análise de PROBIT através da regressão dos dados de sobrevivência e tempo de vida. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco (P>0,05).

Espécie de Zooplâncton	Cepa de <i>Microcystis</i>	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativo ao controle
<i>M. minuta</i>	Controle	0.00	151.40	[120.1 - 249.2]	1.0
	NPLJ-2	0.10	51.52	[49.91 - 54.83]	2.9*
		0.25	39.45	[35.24 - 43.20]	3.8*
		0.50	29.96	[26.52 - 33.30]	5.1*
	NPLJ-3	0.10	39.77	[35.14 - 43.69]	3.8*
		0.25	32.58	[29.23 - 36.17]	4.6*
		0.50	31.70	[27.98 - 35.55]	4.8*
<i>M. micrura</i> (MnLJ-1)	Controle	0.00	61.48	[55.85 - 71.90]	1.0
	NPLJ-2	0.10	82.78	[75.89 - 89.67]	0.7*
		0.25	57.84	[48.99 - 65.37]	1.1
		0.50	54.53	[48.77 - 59.94]	1.1
	NPLJ-3	0.10	55.32	[52.22 - 58.92]	1.1
		0.25	47.67	[42.94 - 51.69]	1.3*
		0.50	46.42	[41.47 - 50.42]	1.3*
<i>M. micrura</i> (MnLT)	Controle	0.00	61.66	[51.33 - 64.38]	1.0
	NPLJ-2	0.10	67.36	[62.61 - 81.02]	0.9
		0.25	60.19	[58.70 - 67.69]	1.0
		0.50	57.64	[47.78 - 65.46]	1.1
	NPLJ-3	0.10	52.45	[49.08 - 55.79]	1.2
		0.25	41.15	[37.49 - 46.45]	1.5*
		0.50	39.46	[34.44 - 43.10]	1.6*

No quarto experimento, foram utilizadas as mesmas espécies de cladóceros e as mesmas cepas de *M. aeruginosa* utilizadas no experimento anterior. O objetivo deste experimento, no entanto, foi testar o efeito das cepas tóxicas de cianobactéria quando oferecidas juntamente ao alimento, e deste modo, descartar a hipótese de mortalidade devido ao baixo valor nutritivo das cianobactérias. Neste caso, as células de cianobactéria foram misturadas à alga nutritiva (*A. falcatus*), em diferentes concentrações, de modo que a suspensão algal totalizou 1,0 mg C.l⁻¹ (ex.: 0,50 mg C.l⁻¹ de *Microcystis* + 0,50 mg C.l⁻¹

de *Ankistrod.* = 1,0 mg C.l⁻¹). Portanto, a concentração de alimento foi mantida constante, variando-se somente a proporção de células tóxicas na dieta dos cladóceros. Os controles consistiram em animais mantidos sem alimento ou em alimentação com 1,0 mg C.l⁻¹ da alga nutritiva. A figura 24 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 12 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

Os resultados da Análise de variância (Tabela A18 - Anexos 3) mostram que houve diferenças significativas entre as espécies de cladóceros quanto a sensibilidade às cepas de cianobactéria (P= 0,00000) e diferenças significativas de toxicidade entre as cepas de *M. aeruginosa* (P=0,00000). Houve também efeito da concentração na sobrevivência (P=0,00000).

Neste experimento, o resultado foi semelhante ao observado no experimento anterior, porém, em alguns casos, houve um aumento na sobrevivência dos cladóceros quando lhes foi oferecido alimento nutritivo adicionalmente as células de cianobactéria. Na concentração mais baixa da cepa NPLJ-2, para *M. micrura* (clone LT), e da cepa NPLJ-3, para *M. minuta*, e em todas as concentrações da cepa NPLJ-3, para os dois clones de *M. micrura*, o TL₅₀ foi maior que o encontrado no experimento anterior. Quando comparadas ao controle com alimento, todas as cepas de cianobactéria apresentaram letalidade superior à do controle (Tabela 12), indicando que estas cepas foram realmente tóxicas para os cladóceros.

Quando se compara as médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey (Tabela A19 – Anexos 3), verifica-se que os dois clones de *M. micrura* apresentaram melhor sobrevivência às cepas de cianobactéria do que *M. minuta* (P=0,00128). Entretanto, houve diferenças significativas na sobrevivência entre os dois clones de *M. micrura* (P=0,00015). O clone MnLT apresentou melhor sobrevivência na presença da cianobactéria que o clone MnLJ-1, o que é indicado pelos valores mais altos de TL₅₀, principalmente nas menores concentrações de células das cepas de *M. aeruginosa* (Tabela 12).

A comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey (Tabela A20 - Anexos 3) mostrou que a cepa NPLJ-2 apresentou-se mais tóxica para os cladóceros que a cepa NPLJ-3 (P=0,00015). A letalidade das cepas de *M. aeruginosa*, relativa ao controle, apresentou-se maior neste experimento, devido ao fato de que a diferença nos valores de TL₅₀ entre os controles com alimento e os tratamentos foi comparativamente maior que a do experimento anterior. Para *M. minuta*, a cepa NPLJ-2 matou cerca de 5 a 8 vezes mais rápido que o controle, enquanto que para a cepa NPLJ-3, a letalidade variou de cerca de 1

a 8 vezes a letalidade do controle (Tabela 12). O TL_{50} dos controles com alimento dos clones de *M. micrura* não pode ser estimada por análise de PROBIT, devido ao fato de não ter havido mortalidade nos controles durante os cinco dias de experimento. Deste modo, não foi possível se calcular o TL_{50} relativo para as cepas de cianobactéria, no caso de *M. micrura*. No entanto, pode se observar facilmente pelas curvas de sobrevivência desta espécie que a mortalidade nos tratamentos com *M. aeruginosa* foi superior à dos controles com alimento (Figura 24). Em alguns casos, inclusive, a mortalidade nos tratamentos com *M. aeruginosa* foi superior a dos controles sem alimento, o que sugere o efeito tóxico destas cepas, mesmo na presença de alimento nutritivo. Cabe ressaltar que, a sobrevivência de *M. micrura* no tratamento com 0,10 mg C.l⁻¹ de cianobactéria foi bastante melhorado em relação ao experimento anterior. Para o clone MnLT, por exemplo, não houve mortalidade nesta concentração da cepa NPLJ-3 até o final do experimento.

Neste experimento, foi verificado um efeito significativo da concentração na sobrevivência dos cladóceros ($P=0,00000$), o que é facilmente evidenciado pelas diferenças entre as curvas de sobrevivência e pelas diferenças entre os TL_{50} nas diferentes concentrações de cianobactéria (Tabela 12). Neste caso, a medida que aumenta a concentração de cianobactéria diminui a sobrevivência dos cladóceros, o que indica um efeito dose-dependente, característico de toxicidade aguda.

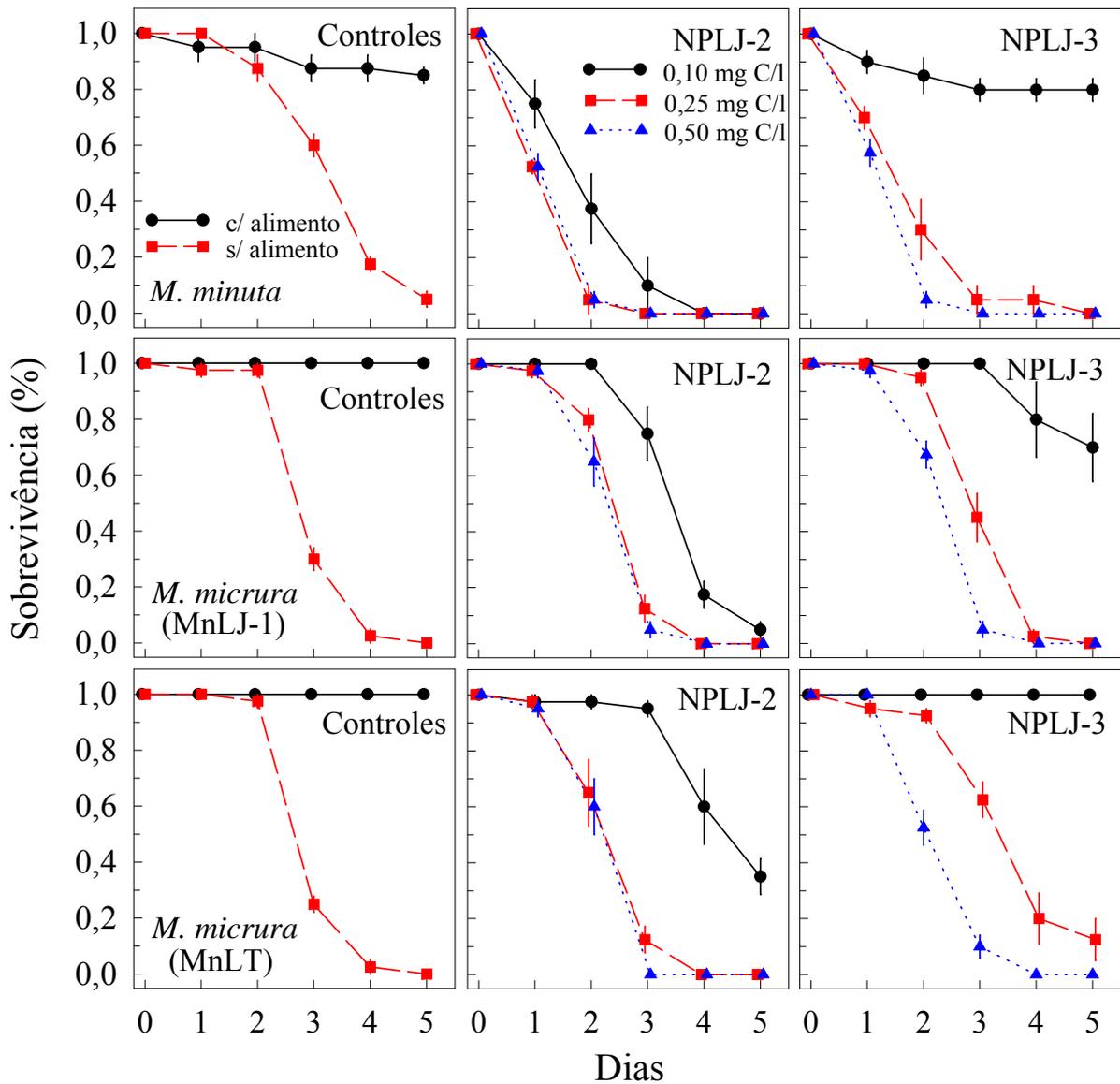


Figura 24: Experimento de toxicidade aguda com duas espécies de moinídeos (linhas) e duas cepas de *Microcystis aeruginosa* (colunas). Os controles consistiram em animais submetidos à carência de alimento ou alimentados com a alga nutritiva *A. falcatus*. Os animais foram expostos a três concentrações de células de *Microcystis* misturadas ao alimento num total de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$, com quatro réplicas por tratamento e 10 animais por tubo. Experimento realizado em meio artificial.

Tabela 12: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para espécies de moínídeos expostas à células de *Microcystis aeruginosa* oferecidas em diferentes proporções junto ao alimento. Os controles consistiram de animais submetidos à carência alimentar ou alimentados com a alga verde *A. falcatus*, num total de 1,0 mg C.l⁻¹. Os valores médios de TL₅₀ e intervalos de confiança foram estimados por análise de PROBIT através da regressão dos dados de sobrevivência e tempo de vida. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco.

Espécie de Zooplâncton	Cepa de <i>Microcystis</i>	(mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativo ao controle
<i>M. minuta</i>	c/ alimento	1.00	198.07	[130.1 - 360.7]	1.0
	s/ alimento	0.00	73.42	[67.37 - 79.00]	2.7*
	NPLJ-2	0.10	37.93	[28.44 - 43.51]	5.2*
		0.25	24.72	[20.46 - 28.10]	8.0*
		0.50	24.57	[20.32 - 28.40]	8.1*
		NPLJ-3	0.10	178.23	[123.6 - 239.2]
		0.25	33.22	[27.92 - 38.69]	6.0*
		0.50	25.84	[21.96 - 29.12]	7.7*
	<i>M. micrura</i> (MnLJ-1)	c/ alimento	1.00	>120	?
s/ alimento		0.00	60.89	[53.08 - 75.94]	?
NPLJ-2		0.10	82.37	[77.05 - 86.78]	?
		0.25	54.99	[38.30 - 69.06]	?
		0.50	49.80	[42.41 - 56.19]	?
		NPLJ-3	0.10	130.74	[111.5 - 171.9]
		0.25	68.49	[64.12 - 72.77]	?
		0.50	50.38	[42.23 - 57.43]	?
<i>M. micrura</i> (MnLT)	c/ alimento	1.00	>120	?	1.0
	s/ alimento	0.00	65.38	[61.11 - 69.26]	?
	NPLJ-2	0.10	104.26	[95.81 - 116.1]	?
		0.25	51.97	[44.50 - 57.05]	?
		0.50	46.11	[41.61 - 50.38]	?
		NPLJ-3	0.10	>120	?
		0.25	75.58	[61.93 - 86.46]	?
		0.50	49.67	[44.62 - 53.74]	?

No quinto experimento, foram utilizadas quatro espécies de cladóceros: *C. cornuta* (clone CdLC), *D. similis*, *M. micrura* (clone MnLJ-1), e *M. minuta*, e apenas uma cepa de *M. aeruginosa* (NPLJ-6), também isolada da lagoa de Jacarepaguá. Os animais foram submetidos a duas situações distintas. Numa delas os animais foram submetidos às células de cianobactéria sem nenhum alimento complementar. O controle, neste caso, consistiu de

animais submetidos à carência de alimento. Em outra situação, as células de cianobactéria foram oferecidas juntamente com a alga nutritiva *A. falcatus*, em proporções crescentes em relação à biomassa desta alga, até totalizar 1,0 mg C.l⁻¹ (ou 100% NPLJ-6). Neste caso, o controle consistiu de animais alimentados com 1,0 mg C.l⁻¹ da alga nutritiva (0% NPLJ-6). A figura 25 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 13 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

A análise de variância (Tabela A21 – Anexos 3) revelou que existem diferenças significativas entre os cladóceros quanto a sensibilidade à cepa NPLJ-6 (P=0,0000). A comparação das médias de TL₅₀, pelo Teste de Tukey, revelou que *C. cornuta* foi a espécie mais resistente às células de cianobactéria e *M. minuta* foi a espécie mais sensível (Tabela A22 - Anexos 3).

A comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey (Tabela A23 - Anexos 3) para os diferentes tratamentos revelou que a presença de alimento nutritivo aumentou significativamente a sobrevivência dos cladóceros (P=0,00001). Este fato foi observado principalmente nas concentrações mais baixas de cianobactéria (Tabela 13). A sobrevivência nos tratamentos com cianobactéria, entretanto, foi sempre inferior à do controle com alimento nutritivo. Além disso, a letalidade da cepa NPLJ-6, relativamente ao controle, diferenciou-se nos tratamentos com e sem alimento. O TL₅₀ relativo ao controle sem alimento, nos tratamentos onde foram oferecidas somente células de *M. aeruginosa*, foi menor que o TL₅₀ relativo ao controle com alimento, nos tratamentos em que as células de *M. aeruginosa* foram oferecidas juntamente ao alimento nutritivo.

Quando se analisou o efeito da concentração na sobrevivência dos cladóceros, verifica-se que há diferenças significativas entre as concentrações de células de cianobactéria, tanto quando estas são oferecidas como única fonte de alimento (P=0,00012; Tabela A24 - Anexos 3) ou quando em mistura com a alga alimentícia *A. falcatus* (P=0,00016; Tabela 38 - Anexos 3). Neste caso, observa-se uma resposta dose-dependente, ou seja, o efeito tóxico aumenta à medida que aumenta a concentração de cianobactéria (Tabela 13).

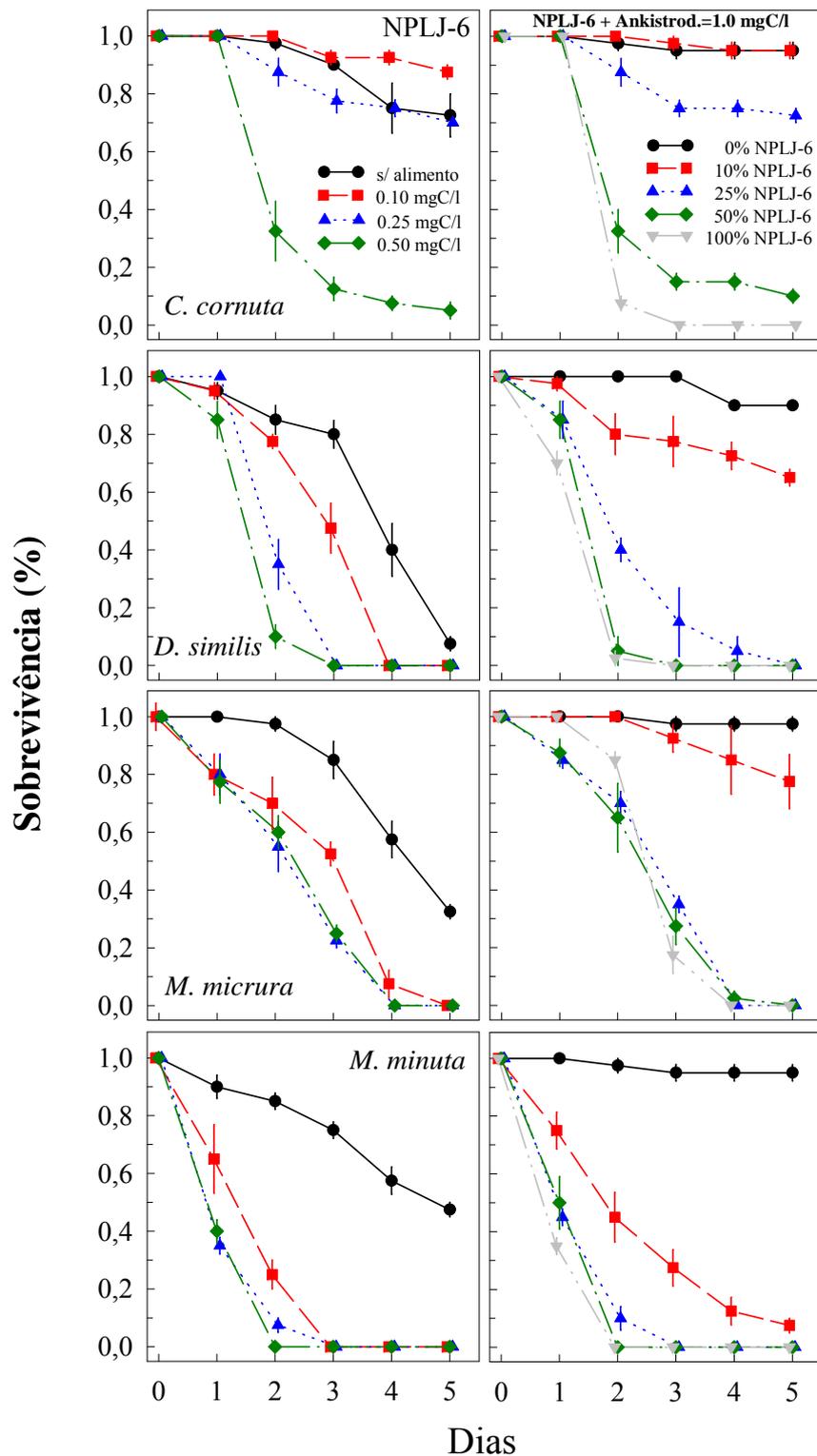


Figura 25: Experimento de toxicidade aguda com quatro espécies de cladóceros e uma cepa de *Microcystis aeruginosa* (NPLJ-6). Os animais foram expostos a duas condições: 1) células de *Microcystis* oferecidas como única fonte de alimento (gráficos da esquerda) ou 2) misturadas em diferentes proporções à alga *A. falcatus*, num total de 1,0 mg C.l⁻¹ (gráficos da direita). Foram utilizadas quatro réplicas com e 10 animais por tubo. Experimento realizado em meio artificial.

Tabela 13: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para espécies de moínídeos expostas à células de *Microcystis aeruginosa*. Os animais foram expostos à duas condições: 1) células de *Microcystis* oferecidas como única fonte de alimento e 2) misturadas em diferentes proporções à alga verde *A. falcatus* num total de 1,0 mg C.l⁻¹. Os controles consistiram de animais submetidos à carência alimentar ou alimentados com a alga verde *A. falcatus*

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	LT ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	LT ₅₀ relativo ao controle		
<i>C. cornuta</i>	s/ alimento	0.00	168.12	[129.0 - 323.1]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	192.94	[118.3 - 326.9]	0.9	
			0.25	185.91	[130.8 - 240.2]	0.9	
			0.50	46.66	[38.69 - 53.16]	3.6*	
			1.00	39.21	[32.27 - 44.40]	4.3*	
	c/ alimento	1.00	370.28	[256.0 - 619.7]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	364.81	[239.2 - 495.0]	1.0	
			+	0.25	194.85	[133.6 - 259.7]	1.9*
			<i>Ankistrod.</i>	0.50	48.39	[41.54 - 54.29]	7.7*
<i>D. similis</i>	s/ alimento	0.00	82.75	[76.94 - 102.3]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	59.44	[50.20 - 68.46]	1.4*	
			0.25	44.76	[39.71 - 48.67]	1.8*	
			0.50	32.70	[29.23 - 36.17]	2.5*	
			1.00	27.78	[24.93 - 30.99]	3.0*	
	c/ alimento	1.00	370.91	[258.8 - 631.1]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	204.90	[127.7 - 340.5]	1.8*	
			+	0.25	41.30	[35.93 - 46.66]	9.0*
			<i>Ankistrod.</i>	0.50	31.48	[28.33 - 34.81]	11.8*
<i>M. micrura</i> (MnLJ-1)	s/ alimento	0.00	102.90	[94.28 - 114.7]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	49.40	[40.90 - 57.19]	2.1*	
			0.25	49.94	[43.39 - 55.84]	2.1*	
			0.50	42.12	[33.33 - 48.87]	2.4*	
			1.00	37.31	[28.71 - 43.64]	2.8*	
	c/ alimento	1.00	536.49	[320.4-1011.2]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	252.35	[189.2 - 378.0]	2.1*	
			+	0.25	50.62	[44.71 - 56.31]	10.6*
			<i>Ankistrod.</i>	0.50	50.48	[41.48 - 57.22]	10.6*
<i>M. minuta</i>	s/ alimento	0.00	126.52	[97.88 - 207.5]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	30.87	[25.59 - 34.45]	4.1*	
			0.25	21.65	[15.50 - 25.67]	5.8*	
			0.50	19.96	[13.16 - 24.42]	6.3*	
			1.00	20.13	[13.50 - 24.26]	6.3*	
	c/ alimento	1.00	380.96	[255.9 - 619.7]	1.0		
		NPLJ-6	0.10	43.21	[32.44 - 49.12]	8.8*	
			+	0.25	23.11	[17.47 - 27.17]	16.5*
			<i>Ankistrod.</i>	0.50	24.59	[17.45 - 27.97]	15.4*

5.5.2. Bioensaios de toxicidade crônica com cepas de *Microcystis aeruginosa*

Três bioensaios de toxicidade crônica foram realizados para se testar os efeitos de cepas de *Microcystis aeruginosa* na taxa intrínseca de aumento populacional (r_m) de diferentes espécies de cladóceros (Tabelas 14 e 15). Nestes experimentos, foram utilizadas somente as cepas da lagoa de Jacarepaguá.

No primeiro experimento, realizado em novembro/95, foi testada somente a cepa NPLJ-2, e no segundo experimento, realizado em fevereiro/96, além desta cepa, foram testadas as cepas NPLJ-3 e NPLJ-6. Estes dois experimentos foram realizados com meio artificial e os resultados encontram-se resumidos na Tabela 14.

Os resultados mostram que todas as espécies de cladóceros foram afetadas pela células de cianobactéria. Todas os cladóceros apresentaram reduções significativas (teste t de Student, $P < 0,05$) nas taxas de aumento populacional, quando células de *M. aeruginosa* foram adicionadas ao alimento. Em alguns casos, esta redução foi dose-dependente, ou seja, à medida que aumenta a concentração de células de cianobactéria diminui a taxa de crescimento populacional dos cladóceros. Nas concentrações mais altas de cianobactéria, algumas espécies tiveram sua reprodução inibida, ou seja, nenhum indivíduo reproduziu, embora alguns tenham sobrevivido até o final do experimento. Em outros casos, todos os animais morreram antes do período reprodutivo.

A cepa NPLJ-2 foi a mais que mais afetou a reprodução dos cladóceros, inibindo-as em concentrações de apenas 10% de carbono em relação à alga nutritiva. A espécie *M. micrura* foi a mais afetada pelas cepas de *M. aeruginosa*, sendo que o clone MnLJ-1, foi o mais sensível, apresentando taxa de crescimento populacional negativa com apenas 5% de carbono desta cianobactéria. Entretanto, *C. cornuta* e *D. pulex* conseguiram manter taxas de aumento populacional positivas com concentrações de 10 e 20% de carbono da cepa NPLJ-2, respectivamente.

As espécies *M. minuta*, *M. micrura* e *C. cornuta* foram menos afetadas pelas cepas NPLJ-3 e NPLJ-6, sendo que estas espécies apresentaram taxas de crescimento populacional positivas com até 20 a 40% de carbono destas cepas, respectivamente

O clone MnLT, da espécie *M. micrura*, foi mais resistente à presença de células de cianobactéria que o clone MnLJ-1, apresentando maiores taxas de crescimento populacional e inibição da reprodução em maiores concentrações de carbono das cepas de *M. aeruginosa*.

Tabela 14: Taxas intrínsecas de aumento populacional (r_m) para espécies de cladóceros expostas a três cepas de *Microcystis aeruginosa* misturadas em diferentes proporções com a alga verde *A. falcatus*, num total de 1.0 mg C.l⁻¹. Experimento realizado em meio artificial. E.P.: erro padrão; I.C.: intervalo de confiança (95%). Diferenças significativas em relação ao controle estão indicadas por um asterisco.

Espécie de zooplâncton	Cepa de <i>Microcystis</i>	% C	r_m	E.P.	I.C. (95%)	r_m como % do controle
<i>D. Pulex</i>	NPLJ-2°	0.0	0.394	0.013	[0.365, 0.423]	100.0
		10.0	0.293	0.017	[0.257, 0.329]	74.4*
		20.0	0.110	0.043	[0.017, 0.202]	27.9*
		50.0	---Todos os animais morreram---			---
<i>M. minuta</i>	NPLJ-2°	0.0	0.324	0.011	[0.301, 0.346]	100.0
		5.0	0.218	0.019	[0.178, 0.257]	67.3*
		10.0	--- Não reproduziram ---			---
		20.0	---Todos os animais morreram---			---
	NPLJ-3†	0.0	0.341	0.005	[0.329, 0.354]	100.0
		5.0	0.290	0.016	[0.256, 0.325]	85.0*
		10.0	0.298	0.006	[0.284, 0.312]	87.4*
	NPLJ-6†	5.0	0.310	0.005	[0.299, 0.321]	90.9*
10.0		0.275	0.008	[0.258, 0.293]	80.6*	
<i>M. micrura</i> (MnLJ-1)	NPLJ-2†	0.0	0.329	0.038	[0.248, 0.409]	100.0
		5.0	-0.141	0.053	[-0.245, -0.026]	---
		10.0	---Todos os animais morreram---			---
	NPLJ-3†	5.0	0.208	0.026	[0.153, 0.262]	63.2*
		10.0	--- Não reproduziram ---			---
	NPLJ-6†	20.0	---Todos os animais morreram---			---
		5.0	0.085	0.055	[-0.031, 0.202]	25.8*
		10.0	-0.183	0.037	[-0.262, -0.103]	---
20.0	---Todos os animais morreram---			---		
<i>M. micrura</i> (MnLT)	NPLJ-2†	0.0	0.475	0.028	[0.416, 0.535]	100.0
		5.0	0.235	0.056	[0.115, 0.355]	49.5*
		10.0	---Todos os animais morreram---			---
	NPLJ-3†	5.0	0.393	0.028	[0.332, 0.453]	82.7*
		10.0	0.188	0.026	[0.132, 0.244]	39.6*
		20.0	0.109	0.053	[-0.003, 0.222]	22.9*
	NPLJ-6†	5.0	0.320	0.025	[0.266, 0.374]	67.4*
		10.0	0.169	0.044	[0.076, 0.262]	35.6*
20.0		---Todos os animais morreram---			---	
<i>C. cornuta</i>	NPLJ-2°	0.0	0.183	0.012	[0.157, 0.210]	100.0
		10.0	0.086	0.011	[0.062, 0.109]	47.0*
		20.0	-0.134	0.040	[-0.219, -0.049]	---
		50.0	--- Não reproduziram ---			---
	NPLJ-3†	0.0	0.238	0.014	[0.207, 0.269]	100.0
		5.0	0.193	0.005	[0.182, 0.204]	81.1*
		10.0	0.159	0.009	[0.138, 0.181]	66.8*
		20.0	0.131	0.011	[0.106, 0.157]	55.0*
		40.0	0.034	0.032	[-0.041, 0.108]	14.3*
	NPLJ-6†	5.0	0.194	0.009	[0.174, 0.213]	81.5*
		10.0	0.129	0.011	[0.104, 0.154]	54.2*
		20.0	0.086	0.013	[0.055, 0.116]	36.1*
		40.0	-0.044	0.040	[-0.136, 0.047]	---

° Experimentos realizados em Novembro/95

† Experimentos realizados em Fevereiro/96

O terceiro experimento foi realizado com a finalidade de se testar o efeito do tamanho da colônia de *M. aeruginosa* na taxa intrínseca de aumento populacional dos cladóceros da lagoa de Jacarepaguá. Para tanto, foram utilizadas duas cepas: as cepa NPLJ-2, unicelular, com células de 5,0 μm de diâmetro, e a cepa NPLJ-42, colonial, com colônias variando de 20 a 130 μm de maior eixo ($56,2 \pm 29,3 \mu\text{m}$; n=32). Este experimento foi realizado com água da lagoa e os resultados encontram-se na Tabela 15.

A cepa NPLJ-2 teve efeito negativo para ambos os cladóceros, reduzindo significativamente a taxa intrínseca de aumento populacional destas espécies (Teste t de Student, $P < 0,05$). Para *C. cornuta*, a redução nos valores de r_m chegou a 61 % do valor do controle, enquanto que para *M. micrura* os valores de r_m foram reduzidos em até 35 % do valor do controle. Além disso, o efeito do aumento da concentração de células desta cepa foi mais pronunciado para *M. micrura* do que para *C. cornuta*, caracterizando um efeito dose-dependente maior para a primeira espécie.

A cepa NPLJ-42 teve efeitos diferenciados em cada uma das espécies de cladóceros. Para *C. cornuta*, esta cepa teve um efeito negativo, reduzindo em até 67 % os valores de r_m (Teste t de Student, $P < 0,05$). Para *M. micrura*, entretanto, não houve efeito significativo (Teste t de Student, $P < 0,05$) dos valores de r_m em relação ao controle.

Houve diferenças significativas nos valores de r_m entre as duas cepas de *M. aeruginosa* somente para *M. micrura* (Teste t de Student, $P < 0,05$).

Tabela 15: Taxas intrínsecas de aumento populacional (r_m) para as duas espécies de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, expostas a células de *Microcystis aeruginosa* unicelular (NPLJ-2) e colonial (NPLJ-42), misturadas em diferentes proporções com a alga *A. falcatus*, num total de 1,0 mg C.l⁻¹. Os controles consistiram de 1,0 mg C.l⁻¹ da alga nutritiva e os tratamentos com *Microcystis*, de concentrações crescentes em carbono (%C) misturadas ao alimento. E.P.: erro padrão; I.C.: intervalo de confiança (95%). Diferenças significativas em relação ao controle estão indicadas por um asterisco. Experimento realizado com água da lagoa.

Espécie de zooplâncton	Cepa de <i>Microcystis</i>	% C	r_m	E.P.	I.C. (95%)	r_m como % do controle
<i>C. cornuta</i>	NPLJ-2	0.0	0.319	0.007	[0.304, 0.334]	100.0
		10.0	0.237	0.015	[0.225, 0.248]	74.2*
		25.0	0.225	0.007	[0.210, 0.241]	70.5*
		50.0	0.195	0.007	[0.181, 0.209]	61.1*
	NPLJ-42	25.0	0.224	0.008	[0.208, 0.240]	70.2*
		50.0	0.214	0.007	[0.200, 0.229]	67.1*
<i>M. micrura</i>	NPLJ-2	0.0	0.404	0.012	[0.379, 0.429]	100.0
		10.0	0.295	0.024	[0.245, 0.346]	73.0*
		25.0	0.219	0.019	[0.179, 0.258]	54.2*
		50.0	0.140	0.024	[0.090, 0.191]	34.7*
	NPLJ-42	25.0	0.417	0.017	[0.380, 0.450]	103.2
		50.0	0.436	0.012	[0.410, 0.461]	107.9

5.5.3. Bioensaios de toxicidade aguda com amostras de séston da lagoa de Jacarepaguá

O primeiro experimento foi realizado com amostra de séston coletada no ponto 3 em 26/11/96, período inicial da floração de *M. aeruginosa* na lagoa de Jacarepaguá. Foram utilizados três clones de *M. micrura* (MnLJ-1, MnLJ-2 e MnLJ-3). Todos os tratamentos foram realizados em água mineral, sendo que as suspensões de séston e de células de *M. aeruginosa* (NPLJ-2) foram feitas em mistura com a alga nutritiva *A. falcatus*, em diferentes proporções, como nos experimentos anteriores. A figura 26 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 16 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

A análise de variância (Tabela A26 - Anexos 4) revelou que houve um efeito altamente significativo do fator CLONE (P=0,00000) e do fator TRATAMENTO (P=0,00000) na sobrevivência de *M. micrura*. Houve também interação significativa entre os fatores CLONE x TRATAMENTO (P=0,000034), indicando que os efeitos do séston e da cepa de cianobactéria dependem do clone que é utilizado.

Os clones MnLJ-1 e MnLJ-2 apresentaram curvas de sobrevivência semelhantes em todos os tratamentos com séston, com a cepa NPLJ-2 e também nos controles. O clone MnLJ-3, entretanto, apresentou sobrevivência relativamente inferior em relação aos outros dois clones. Para este clone, a sobrevivência no controle com alimento foi inferior a dos tratamentos com séston. A comparação das médias de TL₅₀, pelo Teste de Tukey, revelou que há diferenças significativas quanto a sobrevivência entre os clones de *M. micrura* (Tabela A27 - Anexos 4).

Não se evidenciou, entretanto, efeito tóxico agudo do séston na sobrevivência dos clones de *M. micrura*. Os valores de TL₅₀ para os tratamentos com séston foram semelhantes aos dos animais mantidos com a alga *A. falcatus* (Tabela 16). A comparação das médias de TL₅₀ (Tabela 44 - Anexos 4) não revelou diferenças significativas entre os tratamentos com séston e o controle com alimento (P=0,59729).

No entanto, todos os clones de *M. micrura* apresentaram grande sensibilidade à cepa NPLJ-2, com valores de TL₅₀ significativamente inferiores ao do controle com alimento (P=0,00015; Tabela A28 - Anexos 4). O clone MnLJ-3 foi o mais sensível às células tóxicas da cepa NPLJ-2, apresentando os menores valores de TL₅₀ (Tabela 16).

Cabe ressaltar que a concentração de microcistinas das amostras de séston foi relativamente baixa neste período, sendo de apenas 1,45 µg.l⁻¹. Além disso, as amostras de

séston coletadas neste período apresentavam grande quantidade de colônias de *M. aeruginosa* ($\approx 85\%$) com tamanho menor que $10\ \mu\text{m}$ (ver Figura 14), enquanto que a cepa NPLJ-2 apresentou-se sempre unicelular.

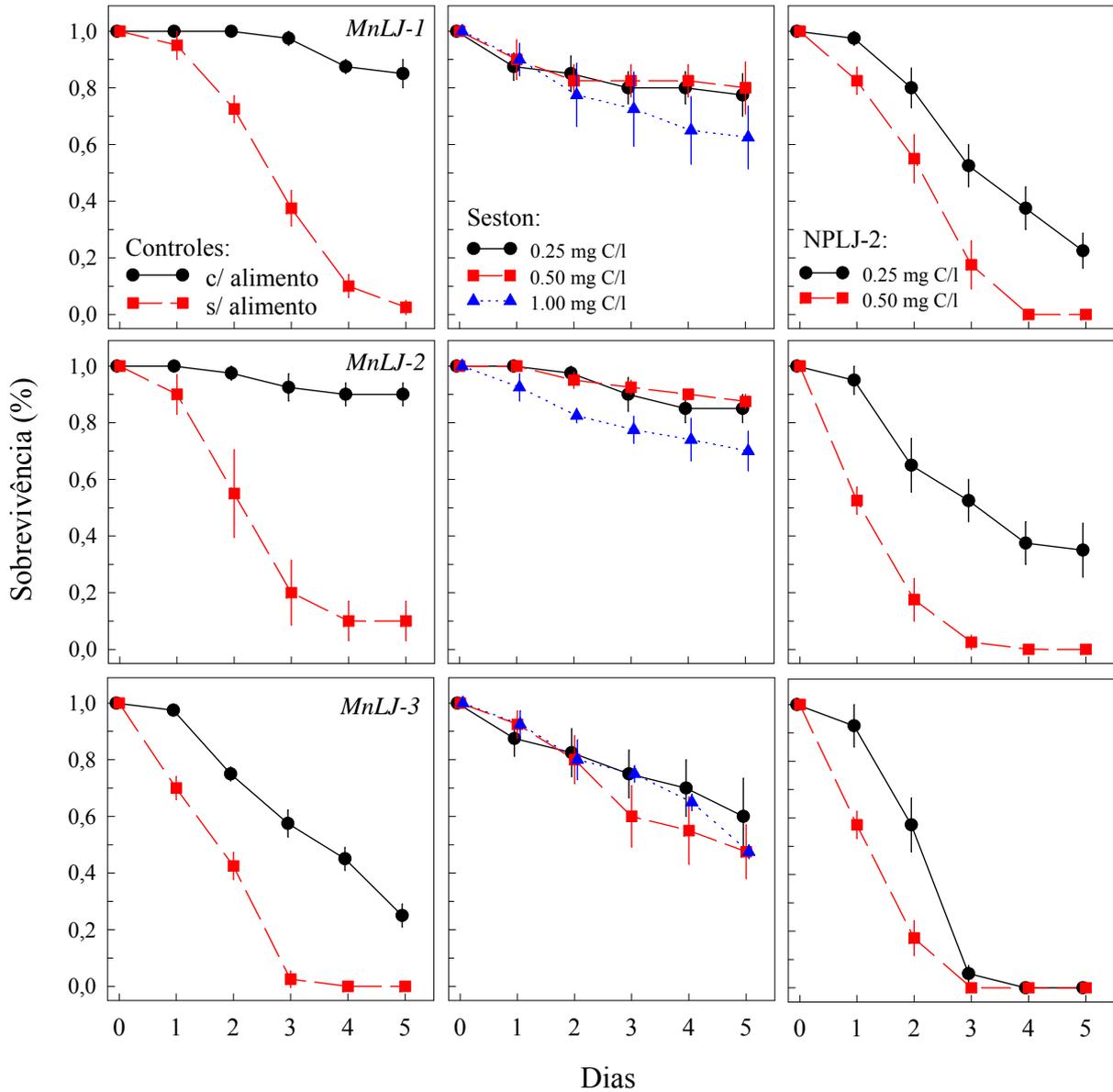


Figura 26: Experimento de toxicidade aguda com séston coletado em 26/11/96 no ponto 3. Foram utilizados três clones de *Moina micrura* e sete tratamentos: dois controles (com alimento e sem alimento), três concentrações de séston e duas concentrações da cepa NPLJ-2. A concentração total das suspensões algais e do séston foi de $1,0\ \text{mg C.l}^{-1}$. Este experimento foi realizado somente com água mineral.

Tabela 16: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para três clones de *Moina micrura* expostos a séston coletado no ponto 3 em 26/11/96 e a células de *Microcystis aeruginosa*. O séston e as células de *Microcystis* (NPLJ-2) foram oferecidas em diferentes proporções junto a alga nutritiva *A. falcatus*. Os controles consistiram de animais submetidos à carência de alimento ou em alimentação. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco.

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ ao controle		
<i>M. micrura</i>	MnLJ-1	Controles:					
		s/ alimento	0.00	58.85	[50.56 - 66.15]	-	
	NPLJ-2	c/ alimento	1.00	197.51	[142.9 - 249.0]	1.0	
		Séston	0.25	153.45	[123.5 - 183.0]	1.3	
			0.50	179.28	[129.6 - 364.0]	1.1	
			1.00	165.07	[105.5 - 260.2]	1.2	
			0.25	74.07	[68.53 - 87.80]	2.7*	
		0.50	43.27	[37.94 - 48.48]	4.6*		
		MnLJ-2	Controles:				
				s/ alimento	0.00	51.73	[37.25 - 60.56]
NPLJ-2	c/ alimento		1.00	220.38	[151.8 - 266.1]	1.0	
	Séston		0.25	216.92	[148.7 - 335.5]	1.0	
			0.50	286.24	[169.2 - 364.8]	0.8	
			1.00	218.22	[145.9 - 449.4]	1.0	
			0.25	79.07	[65.63 - 92.50]	2.8*	
	0.50		25.19	[19.75 - 29.57]	8.7*		
	MnLJ-3		Controles:				
				s/ alimento	0.00	35.14	[29.90 - 39.85]
NPLJ-2		c/ alimento	1.00	81.59	[71.13 - 94.17]	1.0	
		Séston	0.25	126.98	[93.44 - 241.1]	0.6	
			0.50	142.23	[82.13 - 190.2]	0.6	
			1.00	133.17	[101.4 - 232.7]	0.6	
			0.25	48.08	[38.23 - 52.22]	1.7*	
		0.50	26.55	[22.35 - 31.32]	3.1*		

O segundo experimento foi realizado com amostra de séston coletada em 11/12/96 no ponto 2, utilizando-se somente o clone MnLJ-1, de *M. micrura*. Todos os tratamentos foram realizados em água mineral e em água da lagoa. O objetivo deste experimento foi o de testar o efeito da água de cultivo na resistência dos cladóceros às cianobactérias. A figura 27 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 17 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

A Análise de Variância (Tabela A29 - Anexos 4) revelou que houve um efeito marginalmente significativo do fator ÁGUA (P=0,03329) e um efeito altamente significativo do fator TRATAMENTO (P=0,00000) na sobrevivência de *M. micrura*. Não houve interação significativa entre os fatores ÁGUA x TRATAMENTO (P=0,25507), indicando que os efeitos tóxicos do séston e da cepa de cianobactéria na sobrevivência de *M. micrura* independem do tipo de água que é utilizada.

As curvas de sobrevivência de *M. micrura* em água mineral e água da lagoa foram semelhantes tanto nos tratamentos com séston quanto com a cepa NPLJ-2, porém a sobrevivência foi significativamente maior em água da lagoa (P=0,01854; Tabela A30 - Anexos 4). Nos tratamentos com séston, *M. micrura* apresentou sobrevivência reduzida em relação aos controles com alimento, tanto em água mineral (P=0,00316; Tabela A31 – Anexos 4), quanto em água da lagoa (P=0,00140; Tabela A32 – Anexos 4).

Os valores de TL₅₀ nos tratamentos com séston foram significativamente inferiores aos valores encontrados para o controle com alimento, mas somente a partir da concentração de 0,50 mg C.l⁻¹ (Tabela 17). Em água mineral, o séston matou de 1,6 a 2,3 vezes mais rápido que o controle com alimento, e em água da lagoa, de 1,4 a 1,7 vezes mais rápido que o controle, nas concentrações de 0,50 e 1,00 mg C.l⁻¹, respectivamente. Os valores de TL₅₀ para o séston ficaram próximos ao valor encontrado para a concentração de 0,25 mg C.l⁻¹ da cepa NPLJ-2, indicando um efeito tóxico semelhante para ambos os tratamentos. Os valores de TL₅₀ para os controles sem alimento foram também superiores aos valores encontrados para o séston, indicando que o efeito do séston sobre *M. micrura* é mais tóxico do que nutricional.

Observou-se efeito da concentração mais pronunciado nos tratamentos em água mineral, sendo que as maiores concentrações de séston e da cepa NPLJ-2 mataram mais rapidamente os animais que as menores concentrações. Isto indica um efeito dose-dependente, típico de intoxicação aguda.

A concentração de microcistina no séston no ponto 2 foi de 27,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ neste período, sendo cerca de 20 vezes superior a do séston utilizado no experimento anterior.

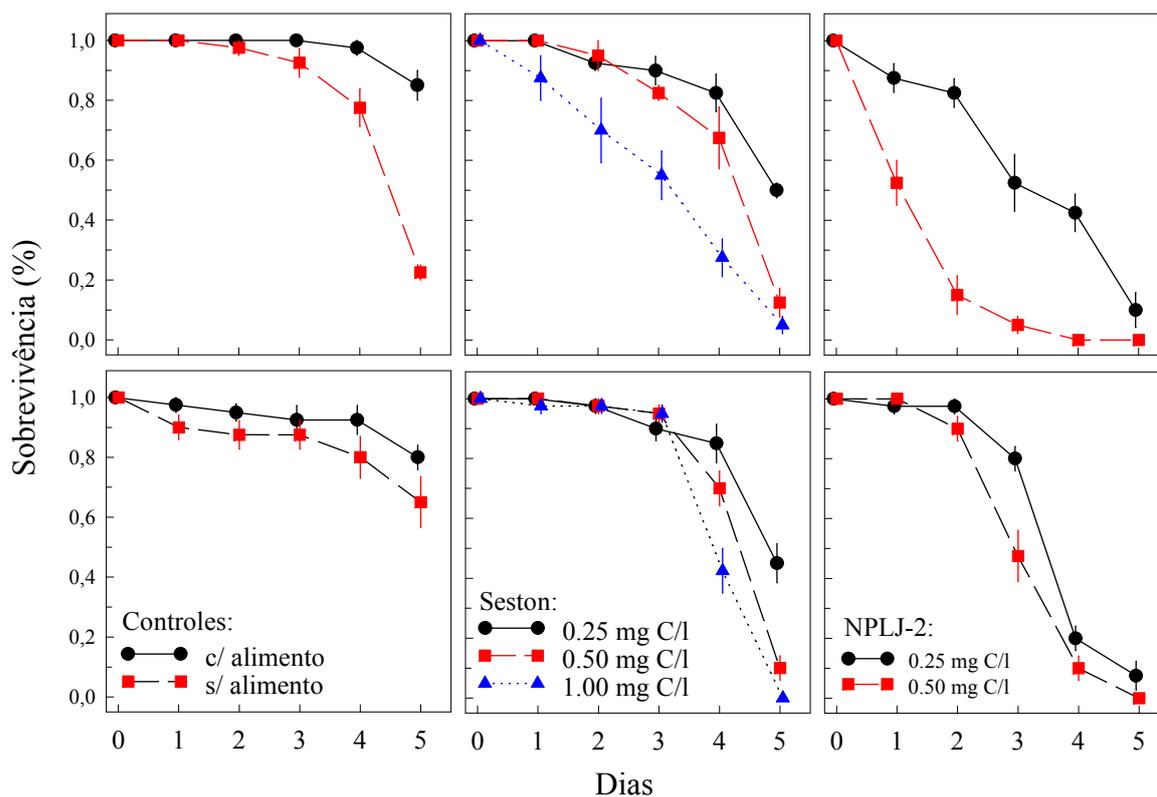


Figura 27: Experimento de toxicidade aguda com séston coletado em 11/12/96 no ponto 2. Foi utilizado somente um clone de *Moina micrura* (MnLJ-1). Os tratamentos incluíram dois controles (com alimento e sem alimento), três concentrações de séston e duas concentrações da cepa NPLJ-2. A concentração total das suspensões de todos os tratamentos foi de 1,0 mg C.l⁻¹. Este experimento foi realizado com água mineral (gráficos superiores) e com água da lagoa (gráficos inferiores).

Tabela 17: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para *Moina micrura* (MnLJ-1) exposta a séston coletado no ponto 2 em 11/12/96 e a células de *Microcystis aeruginosa*. O séston e as células de *Microcystis* (NPLJ-2) foram oferecidas em diferentes proporções junto a alga nutritiva *A. falcatus*. Os controles consistiram de animais submetidos à carência de alimento ou em alimentação. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco.

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativa ao controle	
<i>M. micrura</i> (água mineral)	Controles:					
	s/ alimento	0.00	106.54	[93.87 - 130.3]	-	
	c/ alimento	1.00	150.49	[130.2 - 169.7]	1.0	
	Séston	0.25	119.03	[100.7 - 153.2]	1.3	
		0.50	96.85	[85.64 - 112.1]	1.6*	
		1.00	65.05	[50.97 - 76.00]	2.3*	
		NPLJ-2	0.25	73.17	[59.86 - 87.08]	2.1*
		0.50	25.44	[19.54 - 30.19]	5.9*	
	<i>M. micrura</i> (água da lagoa)	Controles:				
		s/ alimento	0.00	131.38	[110.4 - 183.4]	-
c/ alimento		1.00	144.15	[125.4 - 238.1]	1.0	
Séston		0.25	125.36	[110.7 - 155.8]	1.1	
		0.50	99.88	[74.04 - 176.7]	1.4*	
		1.00	84.09	[77.69 - 91.05]	1.7*	
		NPLJ-2	0.25	83.83	[78.34 - 88.92]	1.7*
		0.50	68.88	[63.84 - 73.65]	2.1*	

O terceiro experimento foi realizado com amostra de séston coletada em 23/12/96 no ponto 3, utilizando-se somente o clone CdLJ, da espécie *C. cornuta*. Todos os tratamentos foram realizados em água mineral e água da lagoa. A figura 28 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 18 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

A análise de variância foi realizada com o dados de sobrevivência no último dia de experimento (Tabela A33 - Anexos 4), uma vez que a praticamente não houve mortalidade no controle com alimento e em alguns tratamentos com séston, não permitindo, portanto, o cálculo do TL₅₀ por análise de PROBIT. Os resultados da ANOVA mostram que houve um efeito significativo do fator ÁGUA (P=0,000059) e do fator TRATAMENTO (P=0,000042) na sobrevivência de *C. cornuta*. Os efeitos significativos encontrados, no entanto, devem-se principalmente à cepa NPLJ-2 em água mineral, uma vez que não foram

detectados efeitos significativos em água da lagoa. Houve também interação significativa entre os fatores ÁGUA x TRATAMENTO ($P=0,00060$), indicando que os efeitos tóxicos da cepa de cianobactéria na sobrevivência de *C. cornuta* dependem do tipo de água de cultivo que é utilizada.

A comparação das médias de sobrevivência no quinto dia de experimento, pelo Teste de Tukey, revelou que não houve efeito significativo do séston na sobrevivência de *C. cornuta*, tanto em água mineral ($P=0,96702$; Tabela A34 – Anexos 4) quanto em água da lagoa ($P=0,91294$; Tabela A35 – Anexos 4), apesar de haver presença de microcistina no séston neste período ($1,98 \mu\text{g/l}$).

A cepa NPLJ-2 apresentou toxicidade para *C. cornuta* em água mineral, reduzindo significativamente a sobrevivência deste cladóceros ao final do experimento ($P=0,00361$; Tabela A34 – Anexos 4). No entanto, *C. cornuta* foi resistente à cepa NPLJ-2 em água da lagoa, apresentando sobrevivência acima de 90 % no final do experimento e estatisticamente igual a do controle com alimento ($P=0,79146$; Tabela A35 – Anexos 4).

A letalidade da cepa NPLJ-2 relativa ao controle não pode ser testada, neste caso, por não se poder estimar a TL_{50} do controle com alimento.

Cabe ressaltar que as colônias de *M. aeruginosa* no ponto 3, neste período, apresentaram distribuição em classes de tamanho maior que a dos experimentos anteriores (Figura 4).

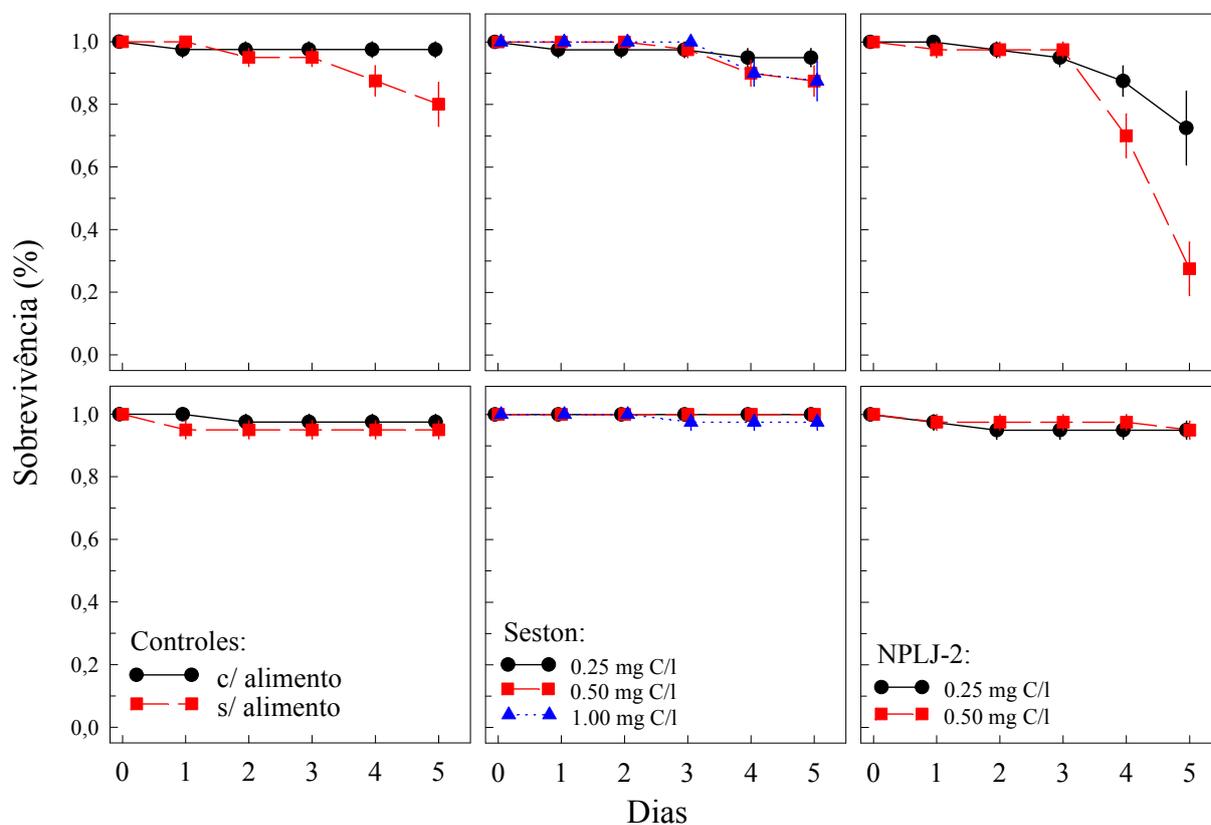


Figura 28: Experimento de toxicidade aguda com séston coletado em 23/12/96 no ponto 3. Foi utilizado somente o cladóceros da espécie *Ceriodaphnia cornuta*. Os tratamentos incluíram dois controles (com alimento e sem alimento), três concentrações de séston e duas concentrações da cepa NPLJ-2. A concentração total das suspensões de todos os tratamentos foi de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$. Este experimento foi realizado com água mineral (gráficos superiores) e com água da lagoa (gráficos inferiores).

Tabela 18: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para *Ceriodaphnia cornuta* (CdLJ) exposta a séston coletado no ponto 3 em 23/12/96 e a células de *Microcystis aeruginosa*. O séston e as células de *Microcystis* (NPLJ-2) foram oferecidas em diferentes proporções junto a alga nutritiva *A. falcatus*. Os controles consistiram de animais submetidos à carência de alimento ou em alimentação. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco.

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativa ao controle
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (água mineral)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	181.13	[148.5 - 369.7]	-
	c/ alimento	1.00	?	?	1.0
	Séston	0.25	285.19	[185.3 - 589.7]	?
		0.50	210.97	[147.3 - 771.7]	?
		1.00	222.84	[175.3 - 388.1]	?
		NPLJ-2	0.25	139.74	[124.9 - 145.9]
	0.50	104.19	[94.89 - 117.8]	?	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (água da lagoa)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	?	?	-
	c/ alimento	1.00	?	?	1.0
	Séston	0.25	?	?	?
		0.50	?	?	?
		1.00	?	?	?
		NPLJ-2	0.25	?	?
	0.50	?	?	?	

O quarto experimento foi realizado com amostra de séston coletada em 28/01/97 no ponto 3, utilizando-se as duas espécies de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá: *C. cornuta* e *M. micrura*. Todos os tratamentos foram realizados em água mineral e em água da lagoa. No entanto, a análise estatística foi feita separadamente para os resultados em água mineral e água da lagoa, com o objetivo de se testar somente os efeitos dos fatores ESPÉCIE e TRATAMENTO na sobrevivência dos cladóceros. A figura 29 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 19 apresenta os valores de TL₅₀ para este experimento.

A análise de variância revelou diferenças significativas entre as espécies de cladóceros (P=0,00005) e entre os tratamentos (P=0,00000; Tabela A36 - Anexos 4), porém estas diferenças devem ser atribuídas à maior mortalidade nos tratamentos com a cepa NPLJ-2. Houve também interação significativa entre os fatores ESPÉCIE x TRATAMENTO (P=0,00020), indicando que o efeito dos tratamentos depende da espécie

considerada.

A comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey, revelou que ambas as espécies foram mais sensíveis à cepa NPLJ-2 em água mineral, porém *C. cornuta* foi relativamente mais resistente a esta cepa que *M. micrura*, tanto em água mineral (P=0,00012; Tabela A37 – Anexos 4) quanto em água da lagoa (P=0,00024; Tabela A38 – Anexos 4).

Não houve efeito do séston na sobrevivência dos cladóceros, sendo esta superior a 80 % em todas as concentrações. A comparação das médias de TL₅₀ pelo Teste de Tukey não revelou diferenças significativas entre os controles com alimento e os tratamentos com séston, para as duas espécies de cladóceros, tanto em água mineral (P=0,16447; Tabela A39 e A40 – Anexos 4) quanto em água da lagoa (P=0,91294; Tabela A41 e A42 – Anexos 4).

Para ambas as espécies de cladóceros, a sobrevivência nos tratamentos com água da lagoa foi maior do que nos tratamentos com água mineral (Figura 29), demonstrando que o meio de cultivo exerce influência na resistência dos cladóceros a presença de cianobactérias.

Durante este período não foi detectada a presença de microcistinas no séston, fato que coincide com uma redução na densidade de *M. aeruginosa* na lagoa no mesmo período (ver Figura 13).

As colônias de *M. aeruginosa* no ponto 3, apresentaram-se todas menores que 10 µm neste período (Figura 14).

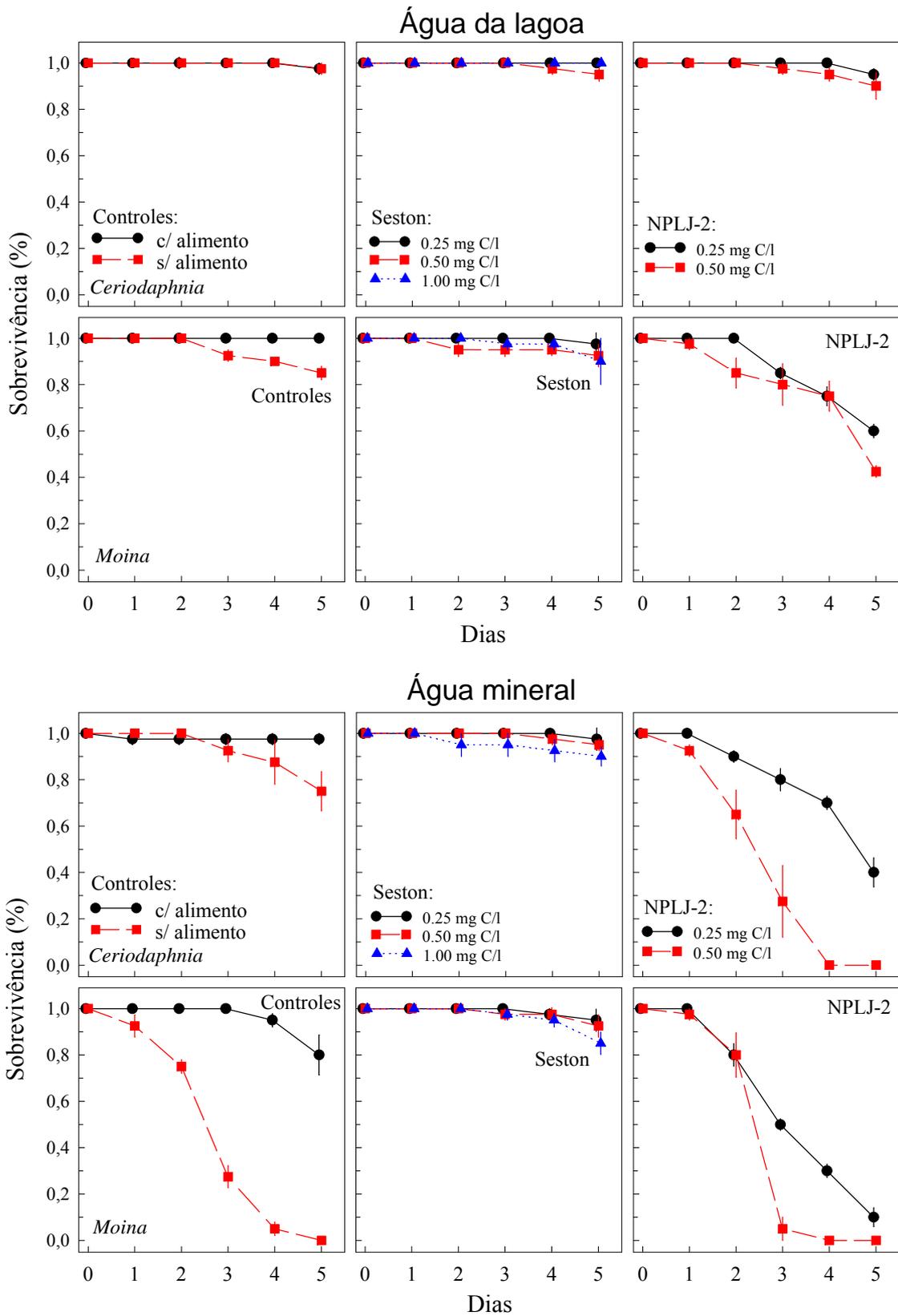


Figura 29: Experimento de toxicidade aguda com séston coletado em 28/01/97 no ponto 3. Foram utilizadas duas espécies de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, *Ceriodaphnia cornuta* (CdLJ-1) e *Moina micrura* (MnLJ-1). Os tratamentos incluíram dois controles (com alimento e sem alimento), três concentrações de séston e duas concentrações da cepa NPLJ-2. A concentração total das suspensões algais e do séston foi de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$ ⁹⁷. Este experimento foi realizado com água da lagoa e com água mineral.

Tabela 19: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para *C. cornuta* e *M. micrura* expostas a séston coletado no ponto 3 em 28/01/97 e a células de *Microcystis aeruginosa*. O séston e as células de *Microcystis* (NPLJ-2) foram oferecidas em diferentes proporções junto a alga nutritiva *A. falcatus*. Os controles consistiram de animais submetidos à carência de alimento ou em alimentação. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco.

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativa ao controle
<i>C. cornuta</i> (água mineral)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	175.35	[133.8 - 400.5]	-
	c/ alimento	1.00	263.03	[153.8 - 540.2]	1.0
	Séston	0.25	243.60	[123.5 - 383.0]	1.1
		0.50	190.91	[129.6 - 364.0]	1.4
		1.00	189.58	[140.5 - 553.6]	1.4
	NPLJ-2	0.25	114.67	[99.40 - 143.4]	2.3*
0.50		51.70	[42.85 - 59.16]	5.1*	
<i>M. micrura</i> (água mineral)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	54.95	[47.19 - 61.44]	-
	c/ alimento	1.00	153.95	[130.4 - 524.6]	1.0
	Séston	0.25	258.95	[150.8 - 375.5]	0.6
		0.50	198.66	[144.6 - 346.2]	0.8
		1.00	184.29	[139.7 - 332.5]	0.8
	NPLJ-2	0.25	72.29	[65.19 - 79.33]	2.1*
0.50		56.88	[42.97 - 68.03]	2.7*	
<i>C. cornuta</i> (água da lagoa)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	?	?	-
	c/ alimento	1.00	?	?	?
	Séston	0.25	?	?	?
		0.50	?	?	?
		1.00	200.01	[105.5 - 316.2]	?
	NPLJ-2	0.25	208.91	[98.51 - 487.8]	?
0.50		170.40	[133.4 - 510.1]	?	
<i>M. micrura</i> (água da lagoa)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	230.54	[153.8 - 406.7]	-
	c/ alimento	1.00	>120	?	1.0
	Séston	0.25	332.00	[244.9 - 615.1]	?
		0.50	239.70	[157.8 - 352.9]	?
		1.00	229.45	[129.9 - 308.6]	?
	NPLJ-2	0.25	134.07	[114.2 - 181.4]	?
0.50		133.33	[104.9 - 190.2]	?	

O quinto e último experimento de toxicidade aguda com séston foi realizado com amostra coletada em 20/02/97 nos pontos 1 e 3, utilizando-se ambas as espécies de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, *C. cornuta* e *M. micrura*. Todos os tratamentos foram realizados em água mineral e em água da lagoa. A figura 30 mostra as curvas de sobrevivência e a tabela 20 apresenta os valores de TL₅₀ estimados para este experimento.

Devido aos cladóceros terem apresentado pouca ou nenhuma mortalidade nos controles com alimento e em alguns tratamentos com séston, os valores de TL₅₀ não puderam ser estimados por análise de PROBIT, sendo então utilizados os dados de sobrevivência no quinto dia de experimento. As análises de variância foram feitas para água mineral e água da lagoa separadamente, testando-se, deste modo, somente os efeitos dos fatores ESPÉCIE e TRATAMENTO na sobrevivência dos cladóceros.

Neste experimento, o séston apresentou toxicidade elevada para *M. micrura* e praticamente nenhuma toxicidade para *C. cornuta* (Tabela 20). A análise de variância revelou diferenças altamente significativas entre as espécies de cladóceros e entre os tratamentos, tanto em água mineral (P=0,00000; Tabela A43 – Anexos 4), quanto em água da lagoa (P=0,00000 Tabela A44 – Anexos 4). Houve também interações significativas entre os fatores ESPÉCIE x TRATAMENTO, tanto em água mineral (P=0,00309), quanto em água da lagoa (P=0,00000), indicando que o efeito dos tratamentos depende da espécie considerada.

C. cornuta mostrou-se mais resistente aos tratamentos com séston que *M. micrura*, tanto em água mineral (P=0,00012; Tabela A45 – Anexos 4), quanto em água da lagoa (P=0,00012; Tabela A46 – Anexos 4), apresentando pequena mortalidade somente na maior concentração de séston do ponto 1. Não houve mortalidade em nenhuma concentração de séston do ponto 3, tanto em água mineral quanto em água da lagoa (Figura 30 e Tabela 62). A cepa NPLJ-2, entretanto, reduziu significativamente a sobrevivência de *C. cornuta* em água mineral (P=0,00013; Tabela A47 – Anexos 4), mas não em água da lagoa (P=0,66352; Tabela A48 – Anexos 4).

Em água mineral, *M. micrura* foi mais sensível ao séston do ponto 1, apresentando redução significativa da sobrevivência (P=0,01431; Tabela A49 – Anexos 4). A letalidade do séston do ponto 1 foi cerca de 1,4 a 1,5 vezes maior que a do controle com alimento (Tabela 20). Apesar de haver alguma mortalidade com o séston do ponto 3 em água mineral, não houve redução significativa da sobrevivência em relação ao controle com alimento (P=0,99367; Tabela A49 – Anexos 4). Houve diferença significativa entre os

tratamentos com séston do ponto 1 e 3 ($P=0,00018$; Tabela A49 – Anexos 4). A cepa NPLJ-2 reduziu significativamente a sobrevivência de *M. micrura* em água mineral ($P=0,00013$; Tabela A49 – Anexos 4), matando 2 a 3,4 vezes mais rápido que o controle com alimento (Tabela 20). Tanto o séston do ponto 1 quanto a cepa NPLJ-2 apresentaram efeito tóxico dependente da concentração.

Em água da lagoa, *M. micrura* apresentou redução significativa da sobrevivência em relação ao controle com alimento em todos os tratamentos ($P=0,00013$; Tabela A50 – Anexos 4). A letalidade do séston do ponto 1 foi 2,5 a 3,6 vezes maior que a do controle com alimento, e a do séston do ponto 3 foi de 2 a 3 vezes maior que a do controle com alimento (Tabela 20). Não houve, entretanto, diferença significativa entre os tratamentos com séston dos pontos 1 e 3 ($P=0,21216$; Tabela A50 – Anexos 4). A cepa NPLJ-2 também reduziu significativamente a sobrevivência de *M. micrura* em água da lagoa ($P=0,00013$; Tabela A50 – Anexos 4), matando de 3 a 6,5 vezes mais rápido que o controle com alimento (Tabela 20). Ambos os tratamentos com séston e com a cepa NPLJ-2 apresentaram efeito dependente da concentração, indicando um efeito típico de toxicidade aguda.

Neste período, a concentração de microcistinas no séston foi de $14,0 \mu\text{g.l}^{-1}$, no ponto 1. No ponto 3 a concentração de microcistinas não pode ser estimada, pois a amostra foi perdida durante o armazenamento no refrigerador.

O tamanho das colônias de *M. aeruginosa* diferiu nos pontos 1 e 3 neste período. No ponto 3, as colônias distribuíram-se por classes de tamanho maiores que as colônias do ponto 1.

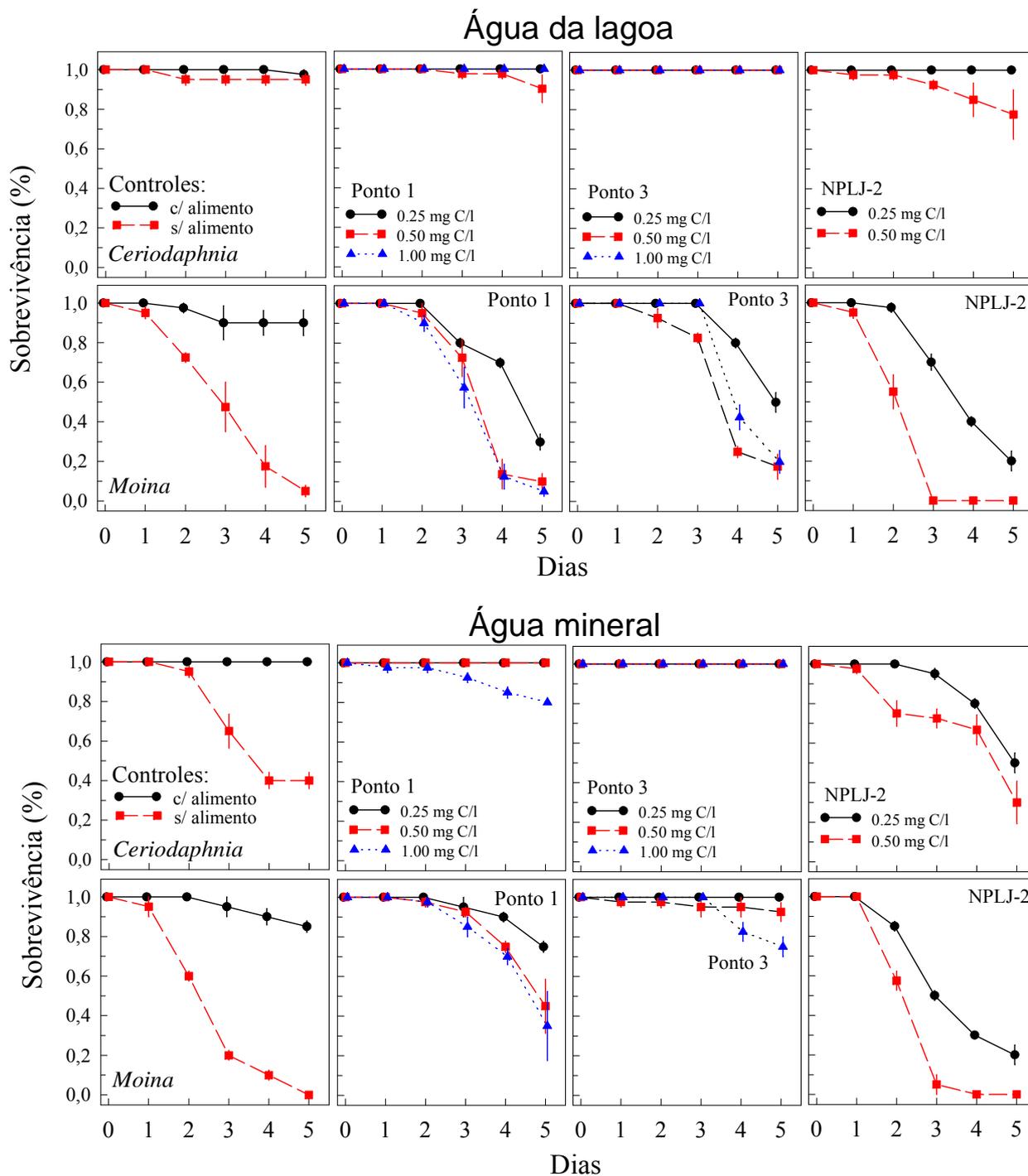


Figura 30: Experimento de toxicidade aguda com séston coletado em 20/02/97 nos pontos 1 e 3. Foram utilizadas duas espécies de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, *Ceriodaphnia cornuta* (CdLJ-1) e *Moina micrura* (MnLJ-1). Os tratamentos incluíram dois controles (com alimento e sem alimento), três concentrações de séston e duas concentrações da cepa NPLJ-2. A concentração total das suspensões algais e do séston foi de 1,0 mg C.l⁻¹. Este experimento foi realizado com água da lagoa e com água mineral.

Tabela 20: Valores de tempo letal médio (TL₅₀) e intervalos de confiança (I.C.) para *C. cornuta* e *M. micrura* expostas a séston coletado nos pontos 1 e 3 em 20/02/97 e a células de *Microcystis aeruginosa*. O séston e as células de *Microcystis* (NPLJ-2) foram oferecidas em diferentes proporções junto a alga nutritiva *A. falcatus*. Os controles consistiram de animais submetidos à carência de alimento ou em alimentação. Valores de TL₅₀ significativamente diferentes do controle são indicados por um asterisco.

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativa ao controle
<i>C. cornuta</i> (água mineral)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	94.70	[84.76 - 106.9]	-
	c/ alimento	1.00	>120	?	1.0
	Séston	0.25	>120	?	?
	Ponto 1	0.50	>120	?	?
		1.00	213.89	[149.0 - 553.6]	?
	Séston	0.25	>120	?	?
	Ponto 3	0.50	>120	?	?
		1.00	>120	?	?
	NPLJ-2	0.25	121.03	[110.8 - 142.0]	?
	0.50	105.81	[57.38 - 169.7]	?	
<i>M. micrura</i> (água mineral)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	43.41	[32.79 - 47.03]	-
	c/ alimento	1.00	167.98	[138.6 - 304.6]	1.0
	Séston	0.25	149.88	[127.1 - 272.3]	1.1
	Ponto 1	0.50	117.34	[104.4 - 140.9]	1.4*
		1.00	109.01	[101.5 - 119.9]	1.5*
	Séston	0.25	>120	?	?
	Ponto 3	0.50	169.02	[132.6 - 368.6]	1.0
		1.00	145.01	[124.9 - 235.4]	1.2
	NPLJ-2	0.25	76.82	[68.78 - 84.37]	2.2*
	0.50	50.09	[45.69 - 53.83]	3.4*	

Continuação da tabela 20.

Espécie de Zooplâncton	Tratamento	Concentr. (mg C.l ⁻¹)	TL ₅₀ (horas)	I.C. (95%)	TL ₅₀ relativa ao controle
<i>C. cornuta</i> (água da lagoa)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	314.93	[175.5 - 455.9]	-
	c/ alimento	1.00	>120	?	1.0
	Séston	0.25	>120	?	?
	Ponto 1	0.50	309.97	[245.2 - 377.9]	?
		1.00	>120	?	?
	Séston	0.25	>120	?	?
	Ponto 3	0.50	>120	?	?
		1.00	>120	?	?
	NPLJ-2	0.25	>120	?	?
	0.50	270.41	[175.3 - 344.9]	?	
<i>M. micrura</i> (água da lagoa)	Controles:				
	s/ alimento	0.00	62.68	[53.90 - 71.45]	-
	c/ alimento	1.00	264.46	[158.9 - 554.6]	1.0
	Séston	0.25	105.46	[96.45 - 116.6]	2.5*
	Ponto 1	0.50	78.94	[71.17 - 85.59]	3.4*
		1.00	72.96	[66.94 - 77.93]	3.6*
	Séston	0.25	131.97	[111.9 - 143.9]	2.0*
	Ponto 3	0.50	85.43	[78.84 - 92.39]	3.1*
		1.00	98.51	[93.30 - 103.7]	2.7*
	NPLJ-2	0.25	89.52	[81.62 - 96.05]	3.0*
	0.50	40.87	[36.65 - 44.86]	6.5*	

5.5.4. Bioensaios de toxicidade crônica com amostras de séston da lagoa de Jacarepaguá

Três experimentos de toxicidade crônica foram realizados com amostras de séston e de células de *M. aeruginosa* da população natural, coletadas durante a floração desta cianobactéria na lagoa de Jacarepaguá. As amostras foram obtidas de maneiras diferentes, conforme o objetivo do experimento (ver item 4.5.4 do Material e Métodos).

O primeiro experimento foi realizado com amostra coletada em 20/03/97 no ponto 3, sendo que as concentrações utilizadas foram as mesmas utilizadas nos experimentos de toxicidade aguda (Tabela 21). A concentração de microcistinas encontrada no séston neste período foi de 2,43 µg/l.

Foi observado um aumento significativo (teste t de Student, p<0,05) na taxa

intrínseca de aumento populacional na maioria dos tratamentos com séston, quando comparados ao controle com a alga nutritiva *A. falcatus*, tanto em água mineral quanto em água da lagoa. Isto indica ausência de toxicidade nesta amostra e também que o séston constituiu-se numa fonte alimentar de alto valor nutritivo para os cladóceros.

Para *C. cornuta*, somente 10 % de carbono da cepa NPLJ-2 foram suficientes para inibir a reprodução em água mineral. Em água da lagoa, entretanto, esta espécie apresentou valor de r_m significativamente superior ao do controle (107,5%, teste t de Student, $p < 0,05$).

Na presença de células de cianobactéria (NPLJ-2), *M. micrura* apresentou valor de r_m negativo em água mineral. Em água da lagoa, entretanto, este cladóceros apresentou valor de r_m positivo, mas significativamente inferior ao do controle (63,7%, teste t de Student, $p < 0,05$), na presença da cianobactéria.

Tabela 21: Taxas intrínsecas de aumento populacional (r_m) de cladóceros da Lagoa de Jacarepaguá expostas a séston coletado em 20/03/97 e à células de *Microcystis aeruginosa* (NPLJ-2) combinadas em diferentes proporções com a alga *A. falcatus*, num total de 1.0 mg C.l⁻¹. Os controles consistiram de 1.0 mg C.l⁻¹ da alga nutritiva e os tratamentos com séston e com *M. aeruginosa* de concentrações crescentes em carbono (%C) misturadas ao alimento. E.P.: erro padrão; I.C.: intervalo de confiança (95%). Experimento realizado com água mineral e com água da lagoa.

Espécie de zooplâncton	Tratamento	% C	r_m	E.P.	I.C. (95%)	r_m como % do controle
<i>C. cornuta</i>	Séston (água mineral)	0.0	0.202	0.008	[0.185, 0.219]	100.0
		25.0	0.177	0.015	[0.145, 0.208]	70.1
		50.0	0.238	0.013	[0.211, 0.265]	117.8*
		100.0	0.288	0.011	[0.264, 0.313]	142.6*
	NPLJ-2	10.0	---	---	Não reproduziu	---
<i>M. micrura</i>	Séston (água mineral)	0.0	0.258	0.031	[0.191, 0.325]	100.0
		25.0	0.362	0.016	[0.328, 0.396]	140.3*
		50.0	0.382	0.016	[0.349, 0.415]	148.1*
		100.0	0.190	0.022	[0.143, 0.237]	73.6
	NPLJ-2	10.0	-0.222	0.096	[-0.426, -0.018]	---
<i>C. cornuta</i>	Séston (água da lagoa)	0.0	0.307	0.007	[0.292, 0.322]	100.0
		25.0	0.352	0.011	[0.329, 0.374]	114.7*
		50.0	0.379	0.004	[0.370, 0.387]	123.5*
		100.0	0.378	0.005	[0.367, 0.390]	123.1*
	NPLJ-2	10.0	0.330	0.007	[0.315, 0.344]	107.5*
<i>M. micrura</i>	Séston (água da lagoa)	0.0	0.314	0.033	[0.244, 0.383]	100.0
		25.0	0.353	0.031	[0.287, 0.420]	112.4
		50.0	0.358	0.029	[0.296, 0.419]	114.0
		100.0	0.290	0.030	[0.226, 0.354]	92.3
	NPLJ-2	10.0	0.200	0.040	[0.116, 0.285]	63.7*

* diferença significativa (Teste t de Student, $p < 0,05$).

O segundo experimento foi realizado com amostras de água bruta coletadas em 03/04/97 no ponto 3 (Tabela 22). As concentrações de séston utilizadas neste experimento foram cerca de dez vezes mais elevadas que as concentrações utilizadas em experimentos anteriores, e correspondem àquelas encontradas normalmente na lagoa de Jacarepaguá durante o período de estudo. A concentração de microcistinas no séston neste período foi de 16,10 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Além dos tratamentos com séston, foram utilizadas colônias de *M. aeruginosa* provenientes da população natural, obtidas por centrifugação de amostras coletadas com rede de plâncton e retirada das células de cianobactéria do sobrenadante (ver item 4.5.4 e Figura 6). A concentração de microcistinas nesta amostra foi de 3,94 mg.g^{-1} de peso seco.

Neste experimento, ambos os cladóceros apresentaram um aumento significativo no valor de r_m dos tratamentos com séston em relação ao controle (teste t de Student, $p < 0,05$), indicando ausência de toxicidade nestas amostras e um elevado valor nutritivo do séston para ambos os cladóceros.

Os tratamentos com colônias de *M. aeruginosa* da população natural, no entanto, reduziram significativamente a taxa intrínseca de aumento populacional de *C. cornuta* (teste t de Student, $p < 0,05$), porém sem uma resposta dependente da concentração, indicando que este é provavelmente um recurso alimentar de baixo valor nutritivo, mas não tóxico para esta espécie. Para *M. micrura*, não houve efeito significativo no valor de r_m em nenhuma concentração de *M. aeruginosa* da população natural, indicando não haver efeito tóxico ou nutricional destas colônias sobre este cladóceros.

Tabela 22: Taxas intrínsecas de aumento populacional (r_m) de cladóceros da Lagoa de Jacarepaguá expostas a séston coletado em 03/04/97 no ponto 3 e a células de *Microcystis aeruginosa* concentradas com rede de plâncton durante a mesma coleta. Os tratamentos com séston consistem em diluições de água bruta a partir da concentração original (9,45 mg C.l⁻¹ ou 100%). Diferentes proporções de *Microcystis* (sobrenadante) foram misturadas com a alga *A. falcatus*, num total de 1.0 mg C.l⁻¹. E.P.: erro padrão; I.C.: intervalo de confiança (95%). Experimento realizado somente com água da lagoa.

Espécie de zooplâncton	Tratamento	% C	r_m	E.P.	I.C. (95%)	r_m como do controle
<i>C. cornuta</i>	Séston	0.0	0.305	0.010	[0.282, 0.327]	100.0
		25.0	0.388	0.016	[0.353, 0.424]	127.2*
		50.0	0.434	0.009	[0.414, 0.454]	142.3*
		100.0	0.425	0.016	[0.389, 0.461]	139.3*
	<i>Microcystis</i> (sobrenadante)	25.0	0.171	0.028	[0.108, 0.234]	56.1*
		50.0	0.242	0.018	[0.201, 0.283]	79.3*
		100.0	0.238	0.017	[0.200, 0.276]	78.0*
<i>M. micrura</i>	Séston	0.0	0.301	0.018	[0.262, 0.340]	100.0
		25.0	0.374	0.051	[0.265, 0.483]	124.2
		50.0	0.411	0.048	[0.310, 0.513]	136.5*
		100.0	0.406	0.050	[0.299, 0.513]	134.9*
	<i>Microcystis</i> (sobrenadante)	25.0	0.344	0.029	[0.282, 0.408]	114.3
		50.0	0.280	0.054	[0.164, 0.396]	93.0
		100.0	0.250	0.034	[0.176, 0.324]	83.1

* diferença significativa (Teste t de Student, $P < 0,05$).

O terceiro experimento foi realizado com amostras de células de *M. aeruginosa* provenientes da população natural da lagoa de Jacarepaguá, coletadas em 17/04/97 no ponto 1 (Tabela 23). Estas células foram concentradas por centrifugação de amostras coletadas com rede de plâncton e foram retiradas do precipitado (ver item 4.5.4 e Figura 7). A concentração de microcistina nesta amostra foi de 3,14 mg.g⁻¹ de peso seco.

Neste experimento, observou-se uma redução significativa da taxa intrínseca de aumento populacional de ambos os cladóceros (teste t de Student, $p < 0,05$), tanto em água mineral quanto em água da lagoa. Esta redução foi bastante pronunciada e mostrou-se dependente da concentração de cianobactéria, o que indica efeito tóxico das células de *M. aeruginosa* presentes nestas amostras.

M. micrura foi a espécie mais afetada pela presença das células de cianobactéria. Em água mineral, este cladóceros apresentou taxa intrínseca de aumento populacional negativa na concentração de 0,50 mg C.l⁻¹ e inibição da reprodução na concentração de 1,00 mg C.l⁻¹. Em água da lagoa, *M. micrura* apresentou taxa de aumento populacional negativa na concentração 1,50 mg C.l⁻¹. Os valores de r_m para *M. micrura* foram maiores em água da lagoa do que em água mineral.

C. cornuta não apresentou inibição da reprodução, apresentando taxas intrínsecas de aumento populacional positivas, embora significativamente reduzidas, em todos os tratamentos com células de *M. aeruginosa*, tanto em água mineral quanto em água da lagoa. Ao contrário de *M. micrura*, os valores de r_m para *C. cornuta* foram maiores em água mineral do que em água da lagoa. No entanto, a percentagem de redução da taxa de aumento populacional em relação ao controle foi maior em água mineral que em água da lagoa para esta espécie.

Tabela 23 : Taxas intrínsecas de aumento populacional (r_m) de cladóceros da Lagoa de Jacarepaguá expostas à células de *Microcystis aeruginosa* obtidas por centrifugação de material coletado com rede de plâncton em 17/04/97. Os tratamentos consistem em suspensões deste material misturadas em diferentes proporções com a alga verde *A. falcatus*, num total de 1.0 mg C.l⁻¹. E.P.: erro padrão; I.C.: intervalo de confiança (95%). Experimento realizado com água mineral e com a da lagoa.

Espécie de zooplâncton	Tratamento	mg C.l ⁻¹	r_m	E.P.	I.C. (95%)	r_m como % do controle
<i>C. cornuta</i>	<i>Microcystis</i> (precipitado) (água mineral)	0.0	0.316	0.008	[0.300, 0.332]	100.0
		0.25	0.293	0.010	[0.272, 0.313]	92.7
		0.50	0.265	0.010	[0.246, 0.284]	83.9*
		1.00	0.047	0.021	[0.004, 0.091]	14.9*
		1.50	0.019	0.028	[-0.039, 0.078]	6.0*
<i>M. micrura</i>	<i>Microcystis</i> (precipitado) (água mineral)	0.0	0.402	0.010	[0.381, 0.422]	100.0
		0.25	0.186	0.013	[0.159, 0.212]	46.3*
		0.50	-0.239	0.061	[-0.367, 0.011]	---
		1.00	---	---	Não reproduziu	---
		1.50	---	---	---	---
<i>C. cornuta</i>	<i>Microcystis</i> (precipitado) (água da lagoa)	0.0	0.226	0.016	[0.192, 0.260]	100.0
		0.25	0.182	0.014	[0.152, 0.212]	80.5*
		0.50	0.163	0.022	[0.117, 0.209]	72.1*
		1.00	0.180	0.014	[0.149, 0.210]	79.6*
		1.50	0.061	0.042	[-0.027, 0.149]	27.0*
<i>M. micrura</i>	<i>Microcystis</i> (precipitado) (água da lagoa)	0.0	0.528	0.021	[0.483, 0.573]	100.0
		0.25	0.459	0.016	[0.425, 0.492]	86.9*
		0.50	0.257	0.030	[0.194, 0.320]	48.7*
		1.00	0.042	0.040	[-0.042, 0.127]	8.0*
		1.50	-0.486	0.067	[-0.626, -0.345]	---

* diferença significativa ao nível de $\alpha=0,05$.

5.5.5. Aumento de biomassa com dieta de séston da lagoa de Jacarepaguá

Os experimentos de aumento de biomassa foram realizados paralelamente aos experimentos de toxicidade crônica, ou seja, com as mesmas amostras coletadas em 20/03/97, 03/04/97 e 17/04/97, respectivamente.

No primeiro experimento, realizado com séston obtido em 20/03/97 no ponto 3, houve aumento de biomassa de *M. micrura* em todos os tratamentos até o sexto dia de experimento (Figura 30). A tabela 24 apresenta os resultados da ANOVA e a tabela 25, a comparação das médias pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) para este experimento. Houve diferenças significativas entre os tratamentos ($P=0,00001$), sendo que a biomassa dos animais do controle foi maior do que dos outros tratamentos. Os tratamentos com séston e com a cepa NPLJ-2, por sua vez, não diferiram significativamente entre si (Teste de Tukey, $\alpha = 0,05$; Tabela 25).

Tabela 24: Parâmetros da ANOVA do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com séston obtido no dia 20/03/97.

	g.l.	QM	F	P
Efeito	4	87,46333	32,70904	0,00001
Erro	10	2,67398		

Tabela 25: Comparação das médias do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura*, com séston obtido no dia 20/03/97, através do Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamentos	Média (μg)	
Controle	28,38	A
10% NPLJ-2	15,10	B
25% Séston	17,37	B
50% Séston	16,74	B
100 % Séston	16,60	B

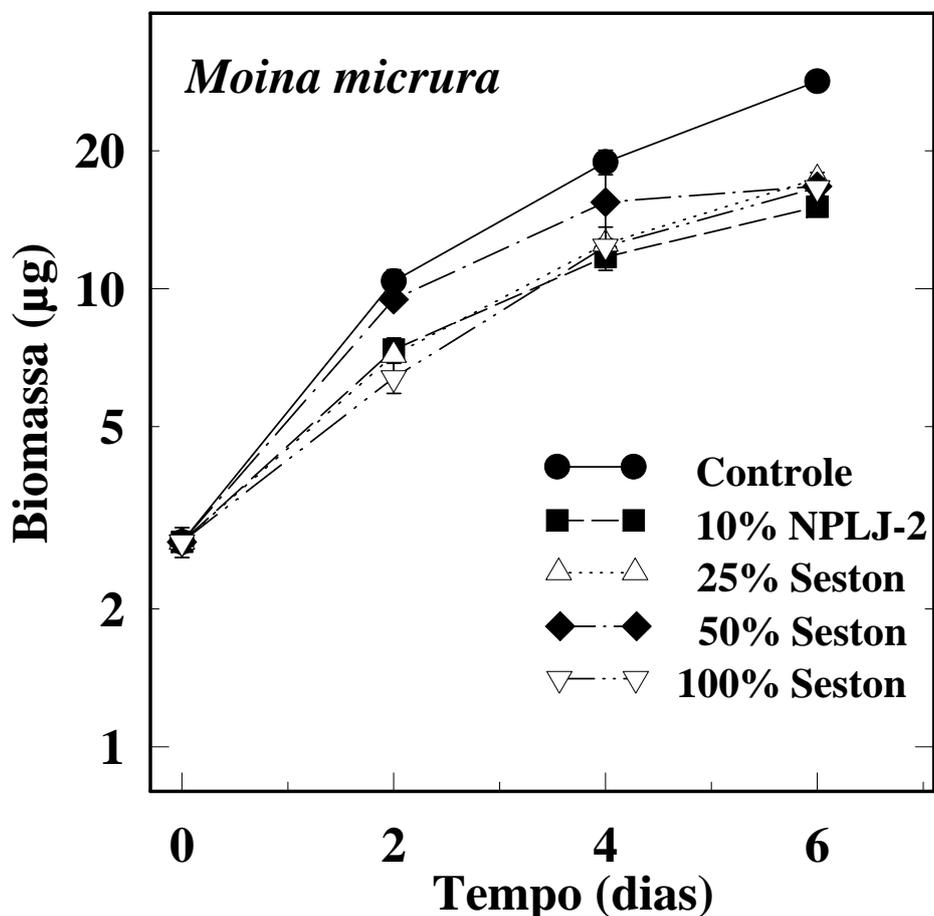


Figura 31: Crescimento em biomassa do cladóceros *M. micrura* submetido a dieta de séston coletado em 20/03/97 no ponto 3 e a células de *Microcystis aeruginosa* (cepa NPLJ-2). Os tratamentos consistem em suspensões de séston ou de células de *M. aeruginosa* combinadas em diferentes proporções com a clorofíceia *A. falcatus*, utilizada como controle, num total de 1,0 mg C.l⁻¹. Experimento realizado com água da lagoa.

No segundo experimento, realizado com séston obtido em 03/04/97 (Figura 32), houve aumento de biomassa de *M. micrura* até o quarto dia para todos os tratamentos. Do quarto para o sexto dia, entretanto, houve uma diminuição de biomassa nos tratamentos com *M. aeruginosa*, nas concentrações de 50 e 100 % de biomassa algal. No grupo controle e no tratamento com 25% de *M. aeruginosa*, entretanto, a biomassa permaneceu praticamente constante, e nos tratamentos com 50 e 100% de séston, *M. micrura* sofreu um ligeiro aumento de biomassa. A tabela 26 apresenta os resultados da ANOVA e a tabela

27, a comparação das médias pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) para este experimento. No sexto dia de experimento, houve diferenças significativas de biomassa somente entre o controle e os tratamentos com 50% de *M. aeruginosa* ($P=0,0067$) e entre o controle e 100% de *M. aeruginosa* ($P=0,0358$), e entre os tratamentos com 50% de séston e 50% de *M. aeruginosa* ($P=0,0324$) e entre os tratamentos com 50% de séston e 100% de *M. aeruginosa* ($P=0,0053$).

Tabela 26: Parâmetros da ANOVA do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com séston obtido no dia 03/04/97.

	g.l.	QM	F	P
Efeito	5	71,40142	4,76068	0,006671
Erro	17	14,99817		

Tabela 27: Comparação das médias do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com séston obtido no dia 03/04/97 através do Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média (μg)	
Controle	20,67	A
50% Séston	25,59	A
100 % Séston	21,58	A B
25% Micro.	18,02	A B
50% Micro.	16,22	B
100 % Micro.	12,81	B

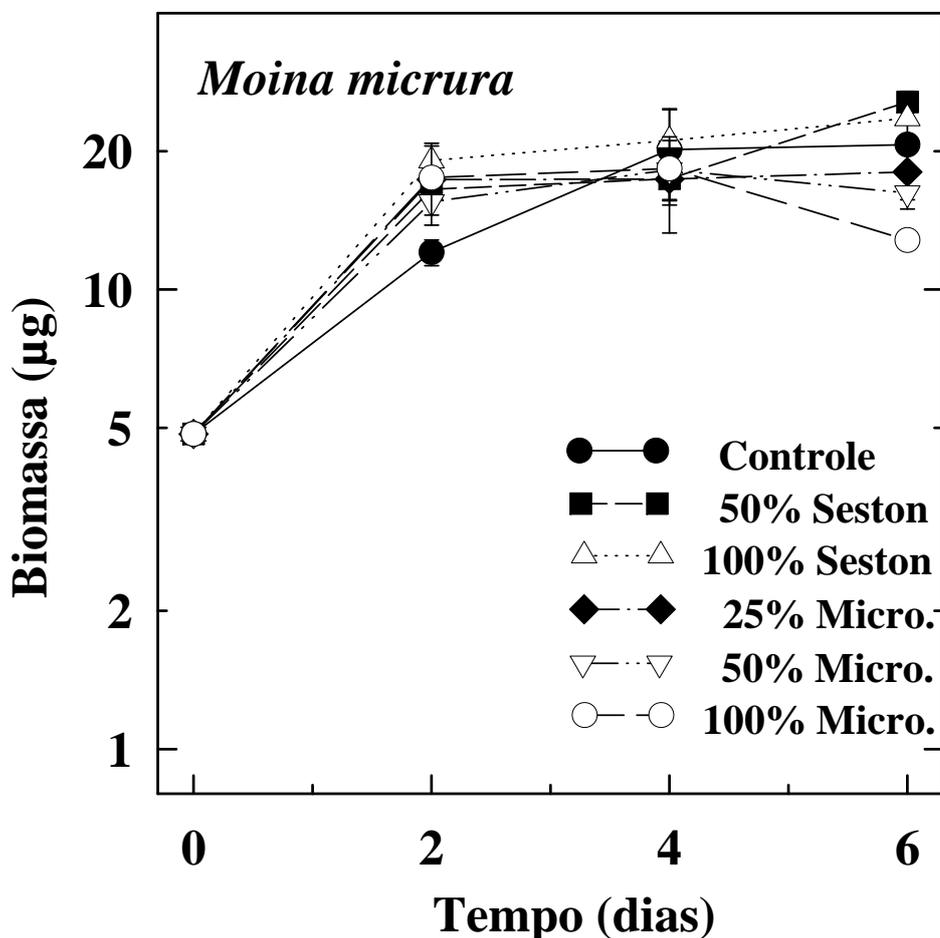


Figura 32: Crescimento em biomassa de *M. micrura* submetida a dieta de séston coletado em 03/04/97 e a células de *Microcystis aeruginosa* concentradas com rede de plâncton durante a mesma coleta. Os tratamentos com séston consistem em diluições a partir da concentração original na água da lagoa ($9,5 \text{ mg C.l}^{-1}$ ou 100%) e de células de *M. aeruginosa* misturadas em diferentes proporções com a clorofíceia *A. falcatus*, utilizada como controle, num total de $1,0 \text{ mg C.l}^{-1}$. Experimento realizado com água da lagoa.

O terceiro experimento foi realizado com a amostra de células de *M. aeruginosa* da população natural, coletadas com rede de plâncton em 17/04/97 (Figura 33). Neste experimento, houve aumento de biomassa de *M. micrura* em todos os tratamentos até o quarto dia de experimento, porém os animais submetidos a $0,50$, $1,00$ e $1,50 \text{ mg C.l}^{-1}$ de *M. aeruginosa* apresentaram crescimento inferior ao do controle ($P=0,0002$), enquanto os animais submetidos a $0,25 \text{ mg C.l}^{-1}$ não diferiram significativamente do controle

($P=0,9771$). A tabela 28 apresenta os resultados da ANOVA e a tabela 29 a comparação das médias pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) no quarto dia de experimento. Do quarto para o sexto dia houve uma redução em biomassa nos tratamentos com células de *M. aeruginosa*, enquanto que os animais do controle apresentaram aumento significativo de biomassa ($P=0,000179$). No tratamento com $1,50 \text{ mg C.l}^{-1}$ de *M. aeruginosa*, entretanto, todos os animais estavam mortos no sexto dia de experimento. A tabela 30 apresenta os resultados da ANOVA e a tabela 31 a comparação das médias de biomassa pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) no sexto dia de experimento.

Tabela 28: Parâmetros da ANOVA no quarto dia do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com amostra de células de *M. aeruginosa* da população natural, coletadas no dia 17/04/97.

	g.l.	QM	F	P
Efeito	4	92,38660	55,00861	0,00001
Erro	10	1,679493		

Tabela 29: Comparação das médias, através do Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), no quarto dia do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com amostra de células de *M. aeruginosa* da população natural, coletadas no dia 17/04/97. Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média (μg)	
Controle	23,87	A
$0,25 \text{ mg C.l}^{-1}$	24,47	A
$0,50 \text{ mg C.l}^{-1}$	16,67	B
$1,00 \text{ mg C.l}^{-1}$	14,53	C
$1,50 \text{ mg C.l}^{-1}$	13,75	C

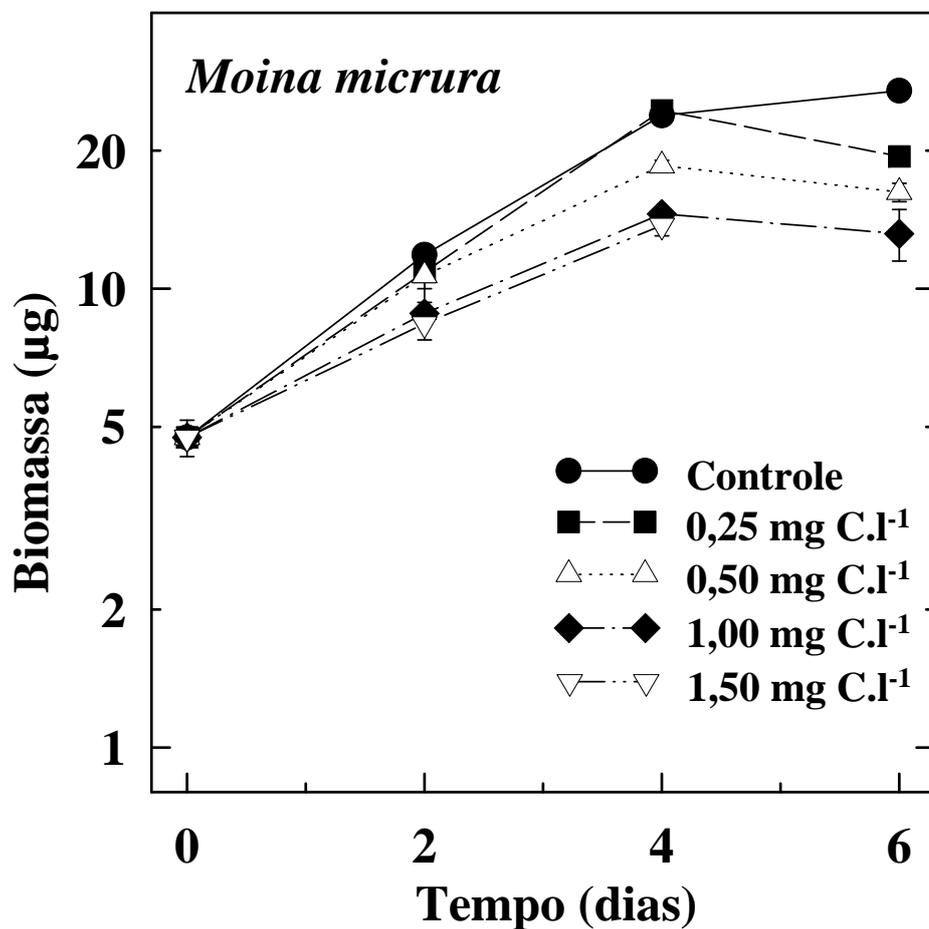


Figura 33: Crescimento em biomassa de *M. micrura* submetida a tratamentos com células de *Microcystis aeruginosa* obtidas por centrifugação de material concentrado com rede de plâncton em 17/04/97. Os tratamentos consistem em suspensões deste material misturadas em diferentes concentrações com 1,0 mg C.l⁻¹ da clorófitica *A. falcatus*, utilizada como controle. Experimento realizado com água da lagoa.

Tabela 30: Parâmetros da ANOVA no sexto dia do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com amostra de células de *M. aeruginosa* da população natural, coletadas no dia 17/04/97.

	g.l.	QM	F	P
Efeito	3	105,9677	25,94323	0,000179
Erro	8	4,084600		

Tabela 31: Comparação das médias, através do Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), no sexto dia do experimento de aumento de biomassa de *M. micrura* com amostra de células de *M. aeruginosa* da população natural, coletadas no dia 17/04/97. Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média (μg)	
Controle	27,03	A
0,25 mg C.l ⁻¹	19,42	B
0,50 mg C.l ⁻¹	16,24	B C
1,00 mg C.l ⁻¹	13,19	C
1,50 mg C.l ⁻¹	---	

5.5.6. Taxa de filtração de cladóceros submetidos a células de *M. aeruginosa*

O primeiro experimento foi realizado com o objetivo de verificar a influência de células tóxicas de *M. aeruginosa*, cultivadas em laboratório, na taxa de filtração de cladóceros. A Figura 34 apresenta os resultados das taxas de filtração de *Daphnia pulex* e *Moina micrura* (MNLJ-1), em presença de células da cepa NPLJ-2, a qual se revelou tóxica nos experimentos de toxicidade aguda. Foram comparados dois períodos de aclimação, de 1 e 20 horas, nas mesmas suspensões algais utilizadas durante o experimento, no sentido de se verificar um possível efeito da ‘fome’ (no caso de haver inibição alimentar) na taxa de filtração dos cladóceros. Através de ANOVA bidirecional verificou-se o efeito do alimento e do tempo de aclimação na taxa de filtração dos cladóceros, bem como a existência de interação entre os dois fatores. Para comparação entre as médias, utilizou-se o Teste de Student-Newman-Keuls.

Para *D. pulex* (Figura 34), houve diferenças significativas entre os tratamentos em

relação ao fator alimento ($P = 0,002$). A tabela 32 apresenta os parâmetros da análise de variância para *D. pulex* e a tabela 33 compara as médias de taxa de filtração desta espécie pelo Teste de Student-Newman-Keuls ($P < 0,05$). A taxa de filtração no tratamento com 10% de carbono de *M. aeruginosa* não foi significativamente diferente no controle com a alga nutritiva *A. falcatus* ($P > 0,05$). Em presença de 50% de carbono de cianobactéria, entretanto, a taxa de filtração de *D. pulex* foi reduzida a 44,0 % da taxa de filtração dos animais no controle, no tempo de aclimatação de 1 hora ($P < 0,05$). No tempo de aclimatação de 20 horas e nessa mesma concentração, a taxa de filtração foi reduzida a 34,3 % da taxa de filtração do controle.

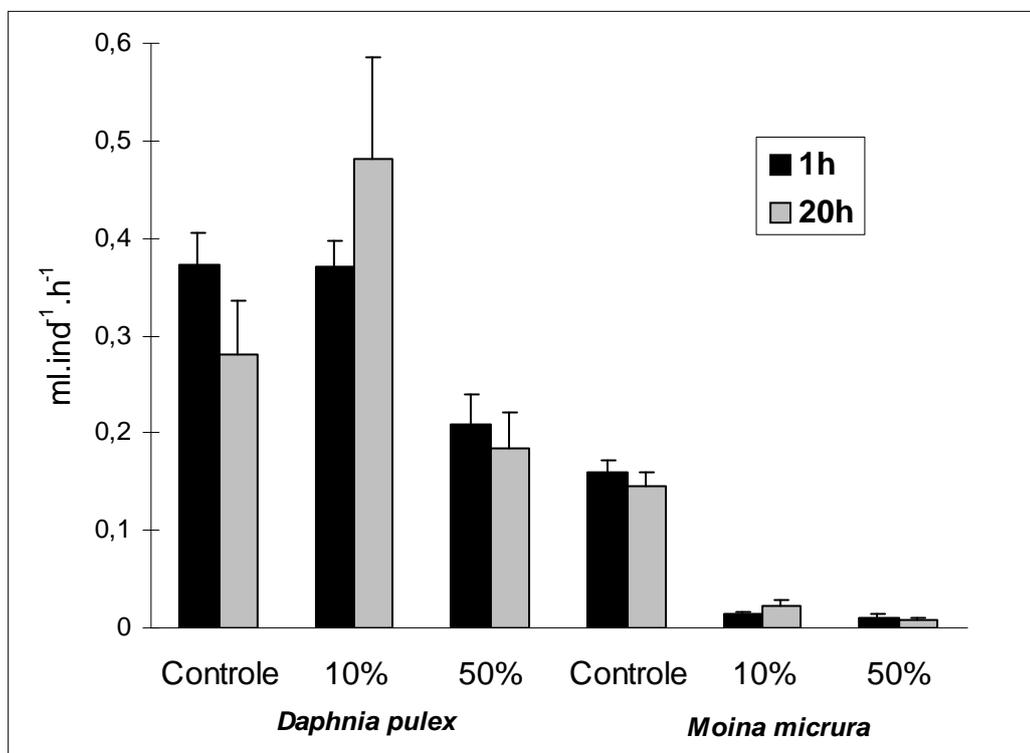


Figura 34: Taxas de filtração de duas espécies de cladócero expostos à células de *Microcystis aeruginosa* cultivadas em laboratório (cepa NPLJ-2). Os tratamentos consistem em suspensões desta cianobactéria em meio artificial, combinadas em diferentes proporções com 1,0 mg C.l⁻¹ da clorofíceia *A. falcatus*, utilizada como controle. Este experimento foi realizado com a técnica de marcação por ¹⁴C.

Tabela 32: Parâmetros da ANOVA bidirecional dos dados de taxa de filtração de *D. pulex* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com a cepa NPLJ-2 de *M. aeruginosa*.

Fonte de Variação	Graus de liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado das Médias	F	P
Alimento	2	0,3533	0,1766	11,327	0,002
Aclimação	1	0,0058	0,0058	0,3750	0,552
Alim. x Aclim.	2	0,0431	0,0216	1,383	0,288
Resíduo	12	0,1871	0,0156		
Total	17	0,5894	0,0347		

Tabela 33: Comparação das médias do experimento de taxa de filtração de *D. pulex* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com a cepa NPLJ-2 de *M. aeruginosa*. Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média (ml.ind ⁻¹ .h ⁻¹)	
Controle (1 h)	0,373	A
10% NPLJ-2 (1 h)	0,371	A
50% NPLJ-2 (1 h)	0,209	B
Controle (20 h)	0,280	A
10% NPLJ-2 (20 h)	0,481	A
50% NPLJ-2 (20 h)	0,184	B

A taxa de filtração de *M. micrura* sofreu forte redução na presença de células de *M. aeruginosa* (Figura 34). Houve diferenças significativas em todos os tratamentos (P=0,001). A tabela 34 apresenta os parâmetros da análise de variância para *M. micrura* e a tabela 35, compara as médias de taxa de filtração desta espécie pelo Teste de Student-Newman-Keuls (P<0,05). Em presença de 10 % de carbono de *M. aeruginosa* a taxa de filtração de *M. micrura* sofreu uma redução de 91,3 %, no tempo de aclimação de 1 hora (P<0,05), e de 84,2 % no tempo de aclimação de 20 horas (P<0,05). No tempo de aclimação de 1 hora e com 50% de carbono de *M. aeruginosa*, a taxa de filtração de *M. micrura* foi somente 5,8 % da taxa de filtração dos animais no controle. Em 20 horas e nessa mesma concentração de células de cianobactéria, a taxa de filtração de *M. micrura*

foi reduzida a 5,3 % da taxa de filtração do grupo controle.

Tabela 34: Parâmetros da ANOVA bidirecional dos dados de taxa de filtração de *M. micrura* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com a cepa NPLJ-2 de *M. aeruginosa*.

Fonte de Variação	Graus de liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado das Médias	F	P
Alimento	2	6,2644	3,1322	30,263	0,001
Aclimação	1	0,0306	0,0306	0,2950	0,597
Alim. x Aclim.	2	0,0406	0,0203	0,1960	0,825
Resíduo	12	1,2420	0,1035		
Total	17	7,5775	0,4457		

Tabela 35: Comparação das médias do experimento de taxa de filtração de *M. micrura* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com a cepa NPLJ-2 de *M. aeruginosa*. Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média (ml.ind ⁻¹ .h ⁻¹)	
Controle (1 h)	0,160	A
10% NPLJ-2 (1 h)	0,014	B
50% NPLJ-2 (1 h)	0,009	C
Controle (20 h)	0,146	A
10% NPLJ-2 (20 h)	0,023	B
50% NPLJ-2 (20 h)	0,008	C

Não houve influência do fator aclimação nas taxas de filtração de ambas as espécies de cladóceros, nem tão pouco interação entre o fator alimento e tempo de aclimação.

O segundo experimento de taxa de filtração teve como objetivo testar o efeito de células de *M. aeruginosa* obtidas de amostras da população natural, durante o período de floração na lagoa de Jacarepaguá. A Figura 35 apresenta as taxas de filtração de *M. micrura* (MnLJ-1) e *C. cornuta* (CdLJ) em presença de células de *M. aeruginosa* obtidas a partir de amostras coletadas com rede de plâncton em 17/04/97 no ponto 1 (ver item 4.5.4.

e Figura 7). Os animais foram aclimatados por somente 1 hora nas respectivas suspensões de células, antes do experimento.

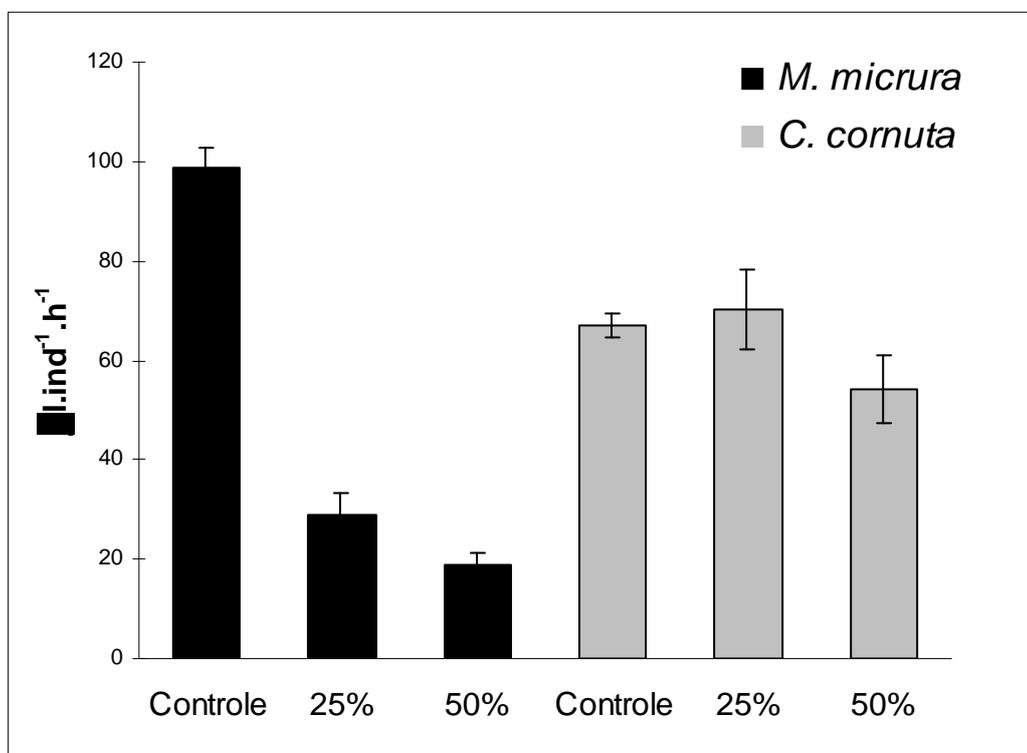


Figura 35: Taxas de filtração de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá expostos à células de *Microcystis aeruginosa* obtidas da população natural em 17/04/97. Os tratamentos consistem em suspensões deste material em água da lagoa, combinado em diferentes proporções com 1,0 mg C.l⁻¹ da clorofícea *A. falcatus*, utilizada como controle. Este experimento foi realizado com a técnica de microesferas.

A tabela 36 apresenta os resultados da ANOVA unidirecional para *M. micrura*, e a tabela 37 compara as médias de taxa de filtração desta espécie pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Houve diferenças significativas entre os tratamentos ($P = 0,0000$), sendo que as taxas de filtração dos animais submetidos aos tratamentos com *M. aeruginosa* foram significativamente inferiores as dos animais do controle (Figura 33 e Tabela 36). Em presença de 25% de carbono de *M. aeruginosa*, a redução da taxa de filtração de *M. micrura* foi bastante acentuada, chegando ser reduzida em 70,8% em relação a taxa de filtração dos animais do controle ($P=0,0002$). Em presença de 50% de carbono de *M. aeruginosa*, a redução foi ainda maior, chegando a 80,9% da taxa de filtração dos animais do controle ($P=0,0002$). Os tratamentos com 25% e 50% de *M. aeruginosa* também diferiam

significativamente entre si ($P=0,0422$).

Tabela 36: Parâmetros da ANOVA unidirecional dos dados de taxa de filtração de *M. micrura* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com células de *Microcystis aeruginosa* obtidas da população natural em 17/04/97.

	g.l.	QM	F	P
Efeito	2	5682,015	392,6152	0,000000
Erro	6	14,47222		

Tabela 37: Comparação das médias, através do Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), do experimento de taxa de filtração de *M. micrura* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com células de *Microcystis aeruginosa* obtidas da população natural em 17/04/97. Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média ($\mu\text{l}\cdot\text{ind}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	
Controle	98,67	A
0,25 mg C.l ⁻¹	28,77	B
0,50 mg C.l ⁻¹	18,80	C

A tabela 38 apresenta os resultados da ANOVA unidirecional para *C. cornuta*, e a tabela 39 compara as médias de taxa de filtração desta espécie pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Para esta espécie, houve redução em relação ao controle, porém não significativa ($P=0,09820$), somente no tratamento com 50% de *M. aeruginosa* (Figura 35 e Tabela 39). Houve diferença significativa, entretanto, entre os tratamentos com 25% e 50% de *M. aeruginosa* ($P=0,04557$).

Tabela 38: Parâmetros da ANOVA unidirecional dos dados de taxa de filtração de *C. cornuta* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com células de *Microcystis aeruginosa* obtidas da população natural em 17/04/97.

	g.l.	QM	F	P
--	------	----	---	---

Efeito	2	221,1678	5,561637	0,043022
Erro	6	39,76667		

Tabela 39: Comparação das médias do experimento de taxa de filtração de *C. cornuta* em tratamentos com a alga verde *A. falcatus* e com células de *Microcystis aeruginosa* obtidas da população natural em 17/04/97, através do Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Tratamentos com letras iguais não apresentaram médias significativamente diferentes.

Tratamento	Média ($\mu\text{l}\cdot\text{ind}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)		
Controle	67,07	A	B
0,25 mg C.l ⁻¹	70,23		B
0,50 mg C.l ⁻¹	54,03	A	

6. DISCUSSÃO

6.1. Variáveis limnológicas, físicas e químicas e caracterização do ambiente

A análise das variáveis limnológicas, físicas e químicas da lagoa de Jacarepaguá, forneceu-nos uma base de dados que nos permite inferir sobre o grau de trofia deste ecossistema aquático.

Segundo Vollenweider (1968), entre os principais parâmetros que definem o grau de trofia de um corpo d'água estão: a transparência da coluna d'água, a concentração de clorofila-*a* e outros pigmentos algais, a concentração de carbono e nitrogênio orgânico particulado, a biomassa fitoplanctônica, os principais grupos de algas e espécies dominantes e a produtividade primária do fitoplâncton.

A transparência da coluna d'água, é uma característica física do ambiente aquático que está correlacionada a quantidade de partículas em suspensão (principalmente fitoplâncton, silte, argila, e detritos) e de certas substâncias orgânicas dissolvidas na água, o que determina, por sua vez, a penetração e a dispersão da luz que atravessa o meio aquoso (Esteves, 1988). Como a transparência está geralmente associada ao grau de produtividade primária (biomassa fitoplanctônica), esta variável constitui-se numa boa medida do grau de trofia do ecossistema aquático.

Os valores de transparência da coluna d'água observados durante o período de estudo na lagoa de Jacarepaguá foram muito reduzidos, sendo de 0,3 m em média.

Outros estudos em ambientes considerados eutróficos, entretanto, apresentam grandes diferenças quanto à transparência da coluna d'água. Gentil (1984), encontrou valores de 1,4 a 2,2 m para esta variável no Reservatório Capivara (SP). Talamoni (1995), encontrou valores variando de 1,0 a 2,4 m na lagoa da Pedreira (SP).

Em outras lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro, com diferentes graus de trofia, são encontrados valores de transparência muito acima dos encontrados neste estudo. Branco (1998) encontrou valores médios de transparência da coluna d'água de 0,92 m (0,1 a 2,1 m) para a lagoa de Imboacica (RJ), considerada mesotrófica, e de 1,1 m (0,3 a 2,8 m) para a lagoa Cabiúnas (RJ), considerada oligotrófica.

Segundo Esteves (1988), a transparência varia também com a composição da matéria orgânica dissolvida na água. A Lagoa Iodada (RJ) e a lagoa Comprida (RJ), que apresentam baixa biomassa fitoplanctônica, possuem baixa transparência (0,7 e 0,4 respectivamente) devido a presença de substâncias húmicas dissolvidas em suas águas

(Esteves et al., 1984). Estas lagoas, assim como a lagoa de Jacarepaguá, possuem água de coloração castanha, característica de águas com alta concentração de substâncias húmicas. Portanto, a baixa transparência da coluna d'água da lagoa de Jacarepaguá deve-se, em parte, a presença destas substâncias, que lhe confere propriedades atenuantes à luz.

Fernandes (1993) encontrou valores de transparência da coluna d'água na lagoa de Jacarepaguá muito próximos aos encontrados neste estudo e atribuiu estes baixos valores encontrados ao constante carreamento de material alóctone, às elevadas taxas de decomposição, à ressuspensão do sedimento e a alta biomassa fitoplanctônica, especialmente das florações algais que ocorreram no verão.

Neste estudo, valores reduzidos de transparência ocorreram tanto nos meses de verão quanto no inverno, conjuntamente a elevadas concentrações de clorofila-*a* e carbono orgânico particulado, resultantes, provavelmente, da elevada biomassa fitoplanctônica nestes períodos.

Os maiores valores de transparência da coluna d'água, entretanto, ocorreram em meses de elevada precipitação pluviométrica (fevereiro-abril), coincidindo com o maior aporte de água proveniente dos rios que drenam para a lagoa de Jacarepaguá. Apesar do maior aporte de material alóctone carregado pelos rios neste período, o volume de água deve ter sido muitas vezes superior, causando um efeito de diluição no material em suspensão e conseqüentemente aumentando a transparência da coluna d'água durante este período.

Este fenômeno também é observado em lagos da planície de inundação amazônica (Schmidt, 1972; Fosberg *et al.*, 1988). Durante a estação chuvosa, grande quantidade de material alóctone é arrastado pelas águas dos rios que transbordam, inundando a planície adjacente e depositando parte deste material nos sedimentos límnicos (Ferrão-Filho, 1994). O aumento da concentração de sólidos em suspensão é logo compensado pelo efeito de diluição provocado pela água das chuvas, que aumentam substancialmente o nível d'água dos rios e lagos da planície de inundação.

Ambientes túrbidos, ou seja, onde a transparência da coluna d'água é reduzida, apresentam geralmente elevadas concentrações de sólidos em suspensão. Estes ambientes, na maioria das vezes, caracterizam-se por apresentarem intenso metabolismo na coluna d'água e alta produtividade primária (Esteves, 1988). A concentração de sólidos em suspensão na lagoa de Jacarepaguá foi muito elevada na maior parte do período de estudo, sendo em média de $43,0 \text{ mg.l}^{-1}$ (1,2 a $110,6 \text{ mg.l}^{-1}$).

Portanto, a redução da transparência da coluna d'água pode ter várias causas,

dentre elas: a ressuspensão dos sedimentos e o aumento da biomassa fitoplanctônica, ambos causando aumento da concentração de partículas em suspensão na coluna d'água e redução da penetração da luz. A ressuspensão dos sedimentos é comum em ambientes rasos, onde a ação do vento é facilitada pela pouca profundidade da coluna d'água.

Em lagos temperados, a redução da transparência na zona pelágica nos meses de verão é normalmente associada ao aumento da biomassa fitoplanctônica (Sommer, 1989). Nestes ambientes, a estratificação térmica que ocorre no verão impede as trocas entre o epilímnio e o hipolímnio, de modo que não ocorre homogeneização da coluna d'água. Isto, somado às elevadas profundidades destes lagos, impede, de certo modo, a ressuspensão dos sedimentos límnicos, de modo que as concentrações de material particulado na coluna d'água estão mais associadas à dinâmica das comunidades fitoplanctônicas.

Em lagos tropicais, entretanto, a dinâmica da coluna d'água segue padrões diários de estratificação e desestratificação térmica, devido a pouca profundidade e a ação que os ventos exercem sobre estes ecossistemas (Esteves *et al.*, 1988).

A maioria das lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro apresenta pequena profundidade, o que facilita a mistura vertical da coluna d'água assim como a ressuspensão dos sedimentos (Esteves *et al.*, 1984). Estes fatores, por sua vez, levam a ausência de estratificação térmica e a homogeneização da concentração de oxigênio dissolvido, de partículas em suspensão e de nutrientes na coluna d'água. Além disso, a ressuspensão dos sedimentos libera nutrientes para a coluna d'água que podem ser reutilizados pelas algas do plâncton, aumentando, deste modo, a produção primária nestes ambientes.

Na lagoa de Jacarepaguá, ocorrem ventos fortes de origem marinha, principalmente no período da tarde, sendo comum a formação de marolas na superfície da água neste período. Deste modo, a ação do vento e a pouca profundidade da coluna d'água (0,5 a 1,5 metros) permite a completa mistura vertical da coluna d'água e ressuspensão das camadas superficiais dos sedimentos. Tal fato também foi observado por Fernandes (1993) em seu estudo sobre as comunidades perifíticas da lagoa de Jacarepaguá, durante os anos de 1990 e 1991.

Nos ambientes produtivos, onde a biomassa fitoplanctônica é elevada, a transparência da coluna d'água torna-se também reduzida. Na lagoa de Jacarepaguá, a biomassa fitoplanctônica foi estimada através da concentração de clorofila-*a*. Observou-se que os valores foram relativamente elevados durante todo o período de estudo, situando-se sempre acima de 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$ e chegando a valores da ordem de 200 a 300 $\mu\text{g.l}^{-1}$ em alguns

períodos. Fernandes (1993), encontrou valores de clorofila-*a* da ordem de 300 $\mu\text{g.l}^{-1}$, durante o verão de 1990 na lagoa de Jacarepaguá, e atribuiu estes valores elevados a intensa floração de algas que ocorreu nesse período.

Esteves *et al.* (1984), encontraram valores de clorofil-*a* muito mais baixos (1,0 a 20,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$) dos que os encontrados neste estudo para 14 lagoas costeiras do litoral do Rio de Janeiro e consideraram estes ambientes altamente produtivos. Branco & Senna (1994), encontraram valores de clorofila-*a* da ordem de 23,0 a 108,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$, durante a estação chuvosa no lago Paranoá, dominado por duas espécies de cianobactéria, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*.

Segundo a classificação de Vollenweider (1982), a reduzida transparência da coluna d'água e os elevados valores de clorofila-*a* encontrados na lagoa de Jacarepaguá, quando comparados a outros ambientes lacustres, caracterizam-na como hiper-eutrófica.

Nos lagos temperados, valores máximos de clorofila-*a* são encontrados normalmente no verão, quando ocorrem intensas florações algais, inclusive de cianobactérias (Sommer *et al.*, 1986). Nestas regiões, a temperatura é um fator limitante para as comunidades planctônicas, de modo que os “blooms” de algas ocorrem somente de modo esporádico e obedecendo a um ciclo sazonal. Nos lagos tropicais, entretanto, a temperatura é raramente um fator limitante, de modo que a biomassa algal pode atingir valores elevados em várias épocas do ano, dependendo de variações de curta duração nos estoques de nutrientes e da mistura vertical da coluna d'água (Nielssen, 1984).

Na lagoa de Jacarepaguá, ocorreram temperaturas acima dos 20 °C durante todo o período de estudo. No verão, quando ocorreram as maiores temperaturas, foram encontrados valores de clorofila-*a* tão elevados quanto os que ocorreram no inverno. Esta falta de sazonalidade na produção fitoplanctônica pode estar relacionada a características peculiares deste ecossistema, como: a pouca profundidade, que favorece a ressuspensão de sedimentos e liberação de nutrientes para a coluna d'água; a elevada incidência solar e altas temperaturas durante quase todo o ano e a intensa contribuição de nutrientes alóctones, devido aos efluentes domésticos e industriais que são lançados nos rios que drenam para a lagoa de Jacarepaguá.

Os valores elevados de carbono orgânico particulado (COP) que ocorreram na lagoa de Jacarepaguá devem-se provavelmente a elevada biomassa algal que se desenvolve neste ambiente. As algas, de um modo geral, possuem cerca de 40 a 50% de carbono em sua composição (Albentosa *et al.*; 1993). O material em suspensão da lagoa de

Jacarepaguá apresentou cerca de 20 a 35 % de carbono orgânico, o que sugere uma alta contribuição de material algal no séston. No entanto, grande parte do COP presente na coluna d'água, durante o período de estudo, deve-se, provavelmente, a detritos que são ressuspensos a partir dos sedimentos, já que pôde-se observar além de partículas de coloração verde (algas), outras de coloração castanha nos filtros de material em suspensão em diversos períodos de coleta.

Os valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido apresentaram valores dentro da faixa de tolerância para as espécies de zooplâncton estudadas, não devendo, portanto, serem fatores limitantes para o desenvolvimento desses organismos.

O pH é um importante parâmetro limnológico, a medida que relaciona-se intimamente com o metabolismo dos ecossistemas aquáticos (Esteves, 1988). O pH é influenciado por uma série de fatores tais como: a concentração de CO₂ dissolvido na água, temperatura, precipitação pluviométrica, dissolução de sais da água, características geológicas do terreno, pela respiração dos organismos aquáticos, pelos processos de decomposição e pela taxa de fotossíntese.

Na lagoa de Jacarepaguá ocorreram valores de pH elevados, situando-se na faixa de 6,0 a 9,0 durante o período de estudo. Valores elevados de pH ocorrem normalmente em ambientes costeiros influenciados em diferentes graus pelo mar, e que recebem grande quantidade de carbonatos e bicarbonatos (Esteves, 1988).

Entretanto, algumas lagoas costeiras, que apresentam baixa salinidade e são ricas em ácidos húmicos, apresentam características ácidas, como é o caso das lagoas Iodada e Comprida, situadas no litoral norte do Rio de Janeiro (Esteves *et al.*, 1984).

A elevada densidade fitoplanctônica durante as florações algais na lagoa de Jacarepaguá pode explicar, em parte, os elevados valores de pH encontrados. Durante o processo de fotossíntese, as algas assimilam o CO₂ dissolvido da água, alterando o equilíbrio dos íons bicarbonato (HCO₃⁻), o qual é imediatamente hidrolisado a CO₂ e OH⁻. Nos ambientes aquáticos com alta alcalinidade, entretanto, o consumo de CO₂ devido a fotossíntese é logo compensado pela dissociação do bicarbonato, de modo que as variações de pH são reduzidas. No caso de ambientes onde ocorrem intensas florações algais, entretanto, o consumo de CO₂ é tão rápido que o pH pode se elevar drasticamente, chegando a valores próximos a 11 (Esteves, 1988). Fernandes (1993), encontrou valores de pH variando de 6,7 a 11,1 na lagoa de Jacarepaguá, ou seja, muito próximos aos encontrados neste estudo.

Ao contrário, a atividade dos organismos heterotróficos (bactérias e animais aquáticos) tendem a baixar o pH do meio. Isto ocorre porque os processos de respiração e decomposição têm como consequência a liberação de CO₂, e conseqüentemente, a formação de ácido carbônico (H₂CO₃) e íons hidrogênio (H⁺).

Como as taxas de fotossíntese e respiração variam amplamente ao longo do dia, devido as flutuações de luminosidade e temperatura, pode-se esperar grandes variações do pH no mesmo ambiente ao longo de 24 horas. Variações constantes de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e alcalinidade ao longo do dia são comuns em lagoas costeiras, as quais são submetidas a intensa ação de ventos e mistura vertical da coluna d'água (Esteves *et al.*, 1988). Portanto, os elevados valores de pH encontrados neste estudo devem-se, em parte, ao horário em que foram efetuadas as medidas. No horário da manhã a atividade fotossintética é intensa, elevando deste modo os valores de pH.

De acordo com Shapiro (1990), as cianobactérias são favorecidas em condições de baixa concentração de CO₂ e elevado pH, enquanto que as clorofíceas e as diatomáceas são favorecidas pelas condições opostas. À medida que as populações de algas removem o CO₂ da água, o pH se eleva, favorecendo deste modo a dominância das cianobactérias. Este fato também pode ter contribuído para a dominância das cianobactérias na lagoa de Jacarepaguá, durante quase todo o período de estudo.

Os valores de pH no ponto 1 foram geralmente mais baixos que os valores encontrados para os pontos 2 e 3. Isto pode ser atribuído a influência de água doce do rio Marinho, já que este ponto situa-se nas proximidades da sua desembocadura. Segundo relatório da Feema (1991), as águas dos rios da Baixada de Jacarepaguá tem pH ácido a neutro, sendo que a média situa-se por volta de 6,5 a 7,5. Isto explica os valores de pH mais baixos para o ponto 1, durante o período de estudo.

O oxigênio dissolvido é um dos fatores mais importantes na distribuição dos organismos aquáticos, por ser um gás essencial a vida dos organismos aeróbios. A concentração deste gás na coluna d'água é determinada principalmente pelos processos de difusão na interface atmosfera-água, pela fotossíntese das algas e macrófitas aquáticas, pela respiração dos organismos aquáticos e pela decomposição da matéria orgânica (oxidação). A temperatura e a pressão atmosférica também tem grande influência na solubilidade deste gás na água (Esteves, 1988).

Elevadas concentrações de oxigênio dissolvido são características de ambientes aquáticos eutróficos, nos quais a produção algal é intensa (Margalef, 1983). Em lagos

eutróficos, que apresentam estratificação térmica da coluna d'água, a termoclina restringe a reposição do oxigênio consumido no hipolímnio através dos processos de decomposição da matéria orgânica que ocorrem no sedimento, tornando muitas vezes este compartimento anóxico (Esteves, 1988). Neste caso, podem surgir outros gases, como o gás sulfídrico (H_2S) e o metano (CH_4). Na lagoa de Jacarepaguá, foram observadas por várias ocasiões condições de anoxia do hipolímnio (dados não apresentados) e também a liberação de gás sulfídrico em alguns pontos da lagoa, durante a coleta de sedimentos.

Apesar disso, as concentrações de oxigênio dissolvido foram bastante elevadas durante o período de estudo, chegando, não raramente, a valores de super-saturação (acima de 100%) na superfície da coluna d'água. Este fato se deve, provavelmente a intensa atividade fotossintética da comunidade fitoplanctônica, a qual apresentou elevada densidade durante todo o período de estudo. Além disso, as medidas foram efetuadas geralmente entre 9 e 11 horas da manhã, período de alta irradiância solar e, portanto, de intensa atividade fotossintética. Entretanto, foram observados alguns valores reduzidos de oxigênio dissolvido em alguns períodos (abaixo de $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$), os quais podem estar relacionados à ressuspensão de sedimentos anóxicos para a coluna d'água. Portanto, assim como o pH, o oxigênio dissolvido pode sofrer intensas variações ao longo do dia, dependendo da intensidade metabólica das comunidades aquáticas e de outros processos, como a ressuspensão de sedimentos.

A salinidade é um fator que pode variar amplamente nos ecossistemas lacustres costeiros, dependendo da influência da maré, da composição das águas subterrâneas, da precipitação pluviométrica e do balanço entre precipitação e evaporação (Esteves, 1988). Para os organismos aquáticos de ambientes costeiros, a salinidade é, sem dúvida, um fator limitante, na medida em que as espécies precisam desenvolver adaptações fisiológicas para resistir as oscilações na concentração de sais dissolvidos. Deste modo, a salinidade pode atuar como fator seletivo na distribuição de espécies dentro dos ecossistemas costeiros.

A salinidade variou amplamente na lagoa de Jacarepaguá, indo de 0,0 a $10,0 \text{ ‰}$ durante o período de estudo. Os menores valores de salinidade foram encontrados durante os meses de maior precipitação pluviométrica (janeiro-março), o que pode ser explicado pela entrada de água doce a partir dos rios afluentes. Nestes meses, a maior vazão dos rios que correm para as lagoas da Baixada de Jacarepaguá, não permite a entrada de água do mar a partir do canal da Joatinga, diminuindo a influência da maré (Zee, 1993). Ao contrário, no período de estiagem, a influência da entrada de água marinha, através dos

movimentos de maré, se torna mais importante, aumentando os valores de salinidade nas lagoas da Baixada de Jacarepaguá. Fernandes (1993), encontrou valores de salinidade semelhantes aos valores encontrados neste estudo. Esta autora encontrou também um gradiente de salinidade na lagoa de Jacarepaguá, com maiores valores ocorrendo no lado leste da lagoa, mais próximo ao mar, e atribuiu estes valores à maior influência da maré e ao maior aporte de sais dissolvidos neste ponto da lagoa. Neste estudo, não foi observado tal fato, sendo que todos os pontos de coleta apresentaram valores semelhantes de salinidade ao longo do período de estudo.

Outros estudos sobre a lagoa de Jacarepaguá apresentaram valores mais elevados de salinidade. Estudos de Semeraro & Costa (1972), mostraram valores de até 20 ‰ durante o ano de 1971. Segundo relatório da Feema (1982), o valor máximo de salinidade na lagoa de Jacarepaguá foi atingido em novembro de 1981 (15 ‰), durante o período de estiagem. Neste estudo, o valor máximo de salinidade foi de 10 ‰, no ponto 3, em agosto de 1997. Segundo Zee (1993), o declínio da salinidade ao passar dos anos demonstra que a penetração da maré tem decrescido, devido ao assoreamento generalizado e ao aumento da descarga de efluentes domésticos de água doce. O excesso de nutrientes também propicia o desenvolvimento de macrófitas aquáticas, as quais contribuem para bloquear os canais de comunicação das lagoas com o mar, dificultando a renovação das suas águas.

Segundo este mesmo autor, estas mudanças refletem principalmente a interferência antrópica em expansão na região, confirmada pelos aumentos substanciais dos valores de coliformes totais e fecais, e evidenciam a descarga de efluentes domésticos nas lagoas da Baixada de Jacarepaguá.

6.2. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica

Os resultados da análise da comunidade fitoplanctônica mostram que houve uma sucessão de espécies durante o período estudado. No início do período de estudo, de setembro a dezembro de 1996, a comunidade fitoplânctônica era dominada por espécies de clorofíceas e diatomáceas. Entre as clorofíceas, predominaram espécies da Ordem Chlorococcales (ex.: *Chlorella sp.*, *Coelastrum sp.*, *Monoraphidium sp.*, *Scenedesmus sp.*). Entre as bacillariofíceas, Centroplicidae (ex.: *Ciclotella sp.*) foi o grupo mais representativo. Este período foi caracterizado por menor precipitação e menores temperaturas na coluna d'água. A medida que iniciou-se a estação de verão, mais quente e chuvosa, a comunidade fitoplanctônica passou a ser dominada pelas cianofíceas,

predominantemente pela espécie *Microcystis aeruginosa*. Esta espécie de cianobactéria é a que mais frequentemente domina reservatórios e lagos eutróficos no Brasil (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 1992).

Durante o período de estudo, houve grandes oscilações nas densidades fitoplanctônicas, com fases de alternância de dominância entre as populações de cianofíceas, clorofíceas e bacilariofíceas, os três grupos mais representativos do fitoplâncton da lagoa de Jacarepaguá. Durante as fases de dominância das cianofíceas, entretanto, a densidade de células superou em até uma ordem de grandeza a densidade das clorofíceas e diatomáceas. Foi comum encontrar densidades da ordem de 10^5 a 10^6 células.ml⁻¹ para as cianofíceas, enquanto que as clorofíceas e diatomáceas apresentaram densidades da ordem de 10^4 a 10^5 células.ml⁻¹. Isto reflete, provavelmente, a competição por nutrientes entre estes grupos fitoplanctônicos e a superioridade das cianofíceas em dominar os ambientes eutróficos (Sterner, 1989a; Vincent, 1989).

A capacidade de flutuação das colônias de *M. aeruginosa* também é um fator que possibilita a estes organismos uma superioridade competitiva em relação às outras algas (Pearl & Ustach, 1982). Durante as florações, esta cianofícea forma extensas camadas de células (“scums”), sombreando as outras algas do plâncton, e deste modo, reduzindo a eficiência fotossintética das mesmas. Em ambientes túrbidos, como é o caso da lagoa de Jacarepaguá, a capacidade de flutuação de *M. aeruginosa* pode lhe conferir uma vantagem competitiva sobre outras algas.

A abundância de cianofíceas na lagoa de Jacarepaguá pode, provavelmente, afetar o desenvolvimento de outras algas, não somente devido a sua vantagem competitiva em ambientes sujeitos a frequentes flutuações, como é o caso dos sistemas eutróficos, mas também devido à eventual produção de substâncias de caráter inibitório ou quelante, como tem sido observado para outros grupos de alga (Rice, 1974).

Estudando os efeitos do enriquecimento do ambiente aquático com fósforo, Lund (1971) verificou a ocorrência de florações de cianofíceas e a inibição do crescimento de diatomáceas. Keating (1977) também constatou o efeito inibitório de cianofíceas sobre as diatomáceas no ambiente natural, e atribuiu este fato a secreção de substâncias alelopáticas pelas cianofíceas.

A influência da predação do zooplâncton sobre a comunidade fitoplanctônica tem sido considerada por alguns autores como uma das principais causas da sucessão na comunidade fitoplanctônica (Peer, 1986; Sterner, 1989b; Christoffersen *et al.*, 1993). Em

lagos temperados, a chamada fase de “águas claras”, que ocorre no final da primavera e início do verão, decorre da intensa predação da comunidade zooplânctônica sobre a comunidade de algas, principalmente sobre as clorofíceas e diatomáceas, que predominam nestes períodos. Logo após, segue-se um período de dominância de cianobactérias, devido a reciclagem dos nutrientes e a menor competição com outras algas. Além disso, a baixa palatabilidade e a produção de compostos inibidores da taxa de filtração do zooplâncton, diminuem a pressão de predação sobre as cianofíceas (Lampert, 1987).

Benndorf & Henning (1989), sugeriram que a pressão de predação do zooplâncton sobre algas comestíveis e não tóxicas pode ter sido um dos fatores para o desenvolvimento de florações tóxicas de *Microcystis aeruginosa* na represa Baltzen (Alemanha).

Além disso, a intensa predação sobre as clorofíceas e outras algas do nanoplâncton (<20 µm) pode aumentar a taxa de reciclagem de nutrientes pelo zooplâncton. Deste modo, a excreção do zooplâncton passaria nutrientes retidos na biomassa do nanoplâncton para as cianobactérias, favorecendo-as competitivamente (Haney, 1987).

Neste estudo, foi encontrada uma correlação negativa entre a densidade de cladóceros e as densidades de clorofíceas ($r = -0,7552$; $P < 0,005$) e diatomáceas ($r = -0,6268$; $P < 0,005$), sugerindo que a predação sobre estas algas parece ter sido importante. Os rotíferos também parecem ter contribuído significativamente para a redução na densidade de algas, uma vez que a densidade desses organismos correlacionou-se negativamente com a densidade de clorofíceas ($r = -0,5034$; $P < 0,005$). Este fato pode ter contribuído para aumentar a disponibilidade de nutrientes para as cianofíceas, pela eliminação das algas competidoras e pela regeneração de nutrientes, utilizados anteriormente pelas clorofíceas e diatomáceas. Não houve, entretanto, qualquer correlação entre a densidade do zooplâncton e a densidade de cianofíceas, sugerindo que a predação não foi um fator limitante para o desenvolvimento destes organismos. Como discutiremos a seguir, o tamanho das colônias de *M. aeruginosa* pode ter sido um fator determinante na baixa disponibilidade desta cianofíceas para o zooplâncton.

6.3. Dinâmica da comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica apresentou mudanças drásticas em sua composição, ao longo do período de estudo. Do início do estudo até dezembro de 1996, a comunidade zooplanctônica era dominada pelos copépodos, passando em seguida a ser dominada pelos rotíferos. Durante o mês de janeiro de 1997, os rotíferos representavam cerca 75 % da comunidade zooplanctônica, enquanto que os copépodos e cladóceros representavam cerca de apenas 15 % e 10 % do zooplâncton, respectivamente. Se considerássemos, ao invés do número de indivíduos, a biomassa zooplanctônica, a população cladóceros, representada principalmente pela espécie *M. micrura*, poderia contribuir com uma fração mais representativa da comunidade zooplanctônica, uma vez que estes organismos são muito maiores que os rotíferos e apresentavam sua maior abundância neste período.

Durante os períodos que se seguiram, as populações de rotíferos apresentaram oscilações bruscas de densidade e uma alternância de dominância entre as espécies *Brachionus plicatilis* e *B. angularis*. Grandes variações na densidade de rotíferos são frequentemente observadas em ambientes aquáticos, podendo estar relacionadas a períodos de abundância e escassez de recursos alimentares (Herzig, 1987; Vasconcelos, 1994) assim como à competição entre as espécies (DeMott, 1989).

Os rotíferos são organismos considerados oportunistas, que apresentam altas taxas de reprodução e curto tempo de geração, respondendo rapidamente à mudanças na disponibilidade de recursos e atingindo altas densidades de acordo com a tolerância às condições ambientais (Gilbert, 1993). Este fato é demonstrado pelas grandes flutuações sazonais deste grupo na maioria dos estudos sobre zooplâncton (Sendacz, 1984; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Vasconcelos, 1994; Branco & Senna, 1996).

A densidade de rotíferos apresentou correlação positiva com a temperatura ($r=0,5311$; $P<0,005$), sugerindo que esta variável teve influência na taxa de reprodução destas populações. Isto decorre do fato de que as maiores densidades de rotíferos foram observadas nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro/97). Entretanto, também houve aumentos na densidade de *B. plicatilis* e *B. angularis* durante meses mais frios (junho-julho/97), indicando que outros fatores podem estar relacionados com a densidade de rotíferos na lagoa de Jacarepaguá.

As espécies de rotíferos dominantes na lagoa de Jacarepaguá foram os braquionídeos *B. plicatilis* e *B. angularis*, que ocorreram sempre em grandes densidades em quase 90 % das amostras. A espécie *B. plicatilis* é uma espécie característica de águas

oligohalinas a mesohalinas e amplamente distribuída em lagoas costeiras ao longo da costa brasileira (Turner, 1990; Castilho & Arcifa, 1997; Branco *et al.*, 1997a). Já os rotíferos da espécie *B. angularis* e *B. calyciflorus* são mais comuns em ambientes de água doce, como lagos amazônicos e reservatórios (Bozelli, 1992; Vasconcelos, 1994; Branco & Senna, 1996). Espécies de rotífero dos gêneros *Hexarthra* e *Polyarthra* também tem sido descritas em ambientes de água salobra e em lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro (Turner, 1990; Branco *et al.*, 1997a).

Apesar das espécies dominantes apresentarem diferenças de distribuição em relação a salinidade, esta parece não ter influenciado as populações de rotíferos na lagoa de Jacarepaguá, já que estas espécies ocorreram em altas densidades tanto em condições de baixa quanto de alta salinidade. *B. calyciflorus*, entretanto, foi uma espécie transitória na comunidade de rotíferos da lagoa de Jacarépaguá, aparecendo somente nos meses de janeiro e fevereiro de 1997, quando a salinidade era de 0 ‰.

As espécies do gênero *Brachionus* são boas indicadoras do grau de trofia dos corpos d'água (Stemberger, 1979). Espécies deste gênero têm sido encontradas em grandes densidades e dominando as populações de reservatórios brasileiros em elevado estágio de eutrofização (Sendacz, 1984; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Branco & Senna, 1996). Branco & Senna (1996), registraram elevadas densidades de rotíferos no lago Paranoá (hiper-eutrófico), sendo que *B. angularis* foi a espécie dominante, atingindo densidade de até 2.784 organismos por litro na estação seca (julho). Neste estudo, densidades similares foram encontradas para esta espécie na estação chuvosa (janeiro/97).

A correlação entre densidade de algumas espécies de rotíferos e a transparência da coluna d'água (Secchi), poderia ser explicada em relação à interferência das partículas em suspensão no processo de filtração destes animais. Entretanto, esta relação não merece destaque, uma vez que não houve qualquer correlação entre a densidade de rotíferos e clorofila-*a* (biomassa algal) e o COP (carbono orgânico particulado em suspensão).

O pH e o oxigênio dissolvido parecem não ter exercido influência na dinâmica das populações de rotíferos, já que não houve qualquer correlação entre estas variáveis e a densidade total de rotíferos.

De um modo geral, a concentração de microcistinas encontrada no séston também não teve influência sobre a densidade de rotíferos. A correlação positiva entre a densidade de *Hexarthra sp.* e a concentração destas toxinas no séston, deve ser olhada com cuidado, pois não existe qualquer evidência na literatura indicando que as microcistinas possam

exercer influência benéfica para populações de rotíferos. Tal fato se deve, provavelmente, a um efeito indireto da correlação positiva entre a densidade de cianobactérias (Cyanophyceae) e a densidade desta espécie.

A correlação positiva entre a densidade de *Hexarthra sp.* e a densidade de cianobactérias ($r=0,6817$; $P<0,005$) poderia sugerir que esta espécie pode utilizar-se das cianofíceas como fonte de alimento. Entretanto, o tamanho das colônias de *Microcystis* é geralmente grande o suficiente para impedir a sua ingestão por espécies pequenas de rotífero, como é o caso de *Hexarthra sp.* Além disso, alguns estudos mostram que várias espécies de rotífero são sensíveis às toxinas de cianobactérias (Fulton & Pearl, 1987; Gilbert, 1994; Smith & Gilbert, 1995).

A temperatura também pode exercer um efeito indireto na sensibilidade de rotíferos às toxinas de cianobactérias, principalmente sobre as taxas de reprodução (Gilbert, 1996). Este autor observou um aumento na sensibilidade de *Brachionus calyciflorus* à toxinas da cianobactéria *Anabaena flos-aquae* com o aumento da temperatura. Entretanto, *B. calyciflorus* parece não ter sido influenciado pela toxina produzida por *M. aeruginosa* na lagoa de Jacarepaguá durante o verão (janeiro/97), uma vez que a densidade desta espécie aumentou nos meses de janeiro e fevereiro de 1997, logo após um aumento na concentração de microcistinas.

Os efeitos das cianobactérias em espécies de rotíferos também foram evidenciados em outros estudos laboratoriais. Fulton & Pearl (1987) mostraram que a espécie *B. calyciflorus* foi relativamente resistente a *Microcystis aeruginosa*, produtora de hepatotoxinas, apresentando boa taxa de crescimento e alimentação na presença desta cianobactéria. Em outro estudo, *B. calyciflorus* foi extremamente sensível à presença de filamentos de *Anabaena flos-aquae*, uma cianobactéria que produz neurotoxinas (Gilbert, 1994). Portanto, a sensibilidade dos rotíferos parece ser maior para neurotoxinas do que para hepatotoxinas, como as que são produzidas por *M. aeruginosa*. Isto talvez explique porque os rotíferos proliferaram e dominaram o zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá durante quase todo o período de duração da floração de *M. aeruginosa*.

Gilbert (1994) considera ainda que os efeitos das cianobactérias na estrutura das comunidades zooplancônicas vão depender do tamanho e da morfologia das suas colônias. Colônias grandes devem ser mais rapidamente ingeridas por cladóceros de grande porte, como as *Daphnias*, e portanto são mais prováveis de exercer efeito inibitório sobre os dafnídeos do que sobre os rotíferos, favorecendo-os competitivamente.

Contraditoriamente, Fulton & Paerl (1988) mostraram que quando *Daphnia ambigua* foi colocada em uma situação de competição com o rotífero *B. calyciflorus*, na presença de colônias de *M. aeruginosa*, o dafinídeo excluiu competitivamente este rotífero. Segundo o autor, isto se deveu a maior habilidade competitiva de *D. ambigua* na exploração recursos alimentares e não pelo efeito tóxico da cianobactéria sobre o rotífero. Portanto, não podemos excluir a competição por recursos como uma das causas das oscilações entre as populações de cladóceros e rotíferos na lagoa de Jacarepaguá.

Moina micrura foi a espécie de cladóceros dominante na lagoa de Jacarepaguá, ocorrendo de agosto/96 a maio/97. Este moínídeo ocorre em diversos reservatórios e corpos d'água brasileiros (Arcifa, 1984; Sendacz, 1984), podendo ocorrer sozinha ou em associação com outra espécie estreitamente relacionada, *M. minuta* (Tundisi, 1995), encontrada frequentemente em ambientes com alta concentração de material em suspensão (Bozelli, 1992; Attayde, 1996) e de água salobra (Branco, 1998).

Cladóceros do gênero *Moina* são relativamente pequenos (0,5 a 1,2 mm), apresentando crescimento rápido, curto tempo de geração e altas taxas de crescimento populacional em curto espaço de tempo (Sipaúba-Tavares & Rocha, 1993). Entretanto, espécies deste gênero necessitam de altas concentrações de carbono para sobreviver e reproduzir-se, sendo mais suscetíveis a períodos de limitação alimentar que outras espécies de cladóceros. Conseqüentemente, estas espécies podem explorar condições favoráveis e temporárias, durante pronunciadas flutuações sazonais de biomassa e produtividade do fitoplâncton, frequentemente encontradas em ambientes eutróficos (Romanovsky, 1985).

Ceriodaphnia cornuta teve menor importância que *M. micrura*, ocorrendo de dezembro/96 a maio/97. Esta espécie, de menor tamanho (0,4 a 0,6 mm), é amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em reservatórios (Arcifa, 1984; Sendacz, 1984), em lagos amazônicos (Bozelli, 1992) e também em lagoas costeiras do norte Fluminense (Branco, 1998). Segundo Romanovsky (1985), espécies do gênero *Ceriodaphnia* são consideradas espécies tolerantes a condições de estresse ambiental ("stress-tolerators"), podendo resistir mais tempo a períodos de limitação alimentar, através de redução no crescimento vegetativo e na reprodução.

A densidade de cladóceros mostrou uma correlação positiva com a temperatura ($r=0,7972$; $P<0,005$) e negativa com a salinidade ($r= - 0,6595$; $P<0,005$), de modo que estas variáveis parecem ter influenciado direta ou indiretamente a dinâmica destas populações.

Sabe-se que a temperatura é dos fatores mais importantes no ciclo biológico das espécies de zooplâncton, controlando o metabolismo primário e a taxa de reprodução destes organismos (Marshall, 1973; Gophen, 1976). Entre outras coisas, a temperatura pode afetar a idade de maturação (Culver, 1980), o tempo de geração entre as reproduções (MacArthur & Baille, 1979), a longevidade (Threlkeld, 1985), o número de ovos e a proporção de machos produzidos (Van As *et al.*, 1980), a taxa de assimilação de carbono (Lampert, 1977c) e também a resposta destes organismos à presença de cianobactérias tóxicas (Threlkeld, 1985; Gilbert, 1996).

A temperatura da água na lagoa de Jacarepaguá variou cerca de 13°C durante o período de estudo, atingindo valores máximos no mês de janeiro/97, quando a população de cladóceros atingiu também densidades máximas. Portanto, sem dúvida, este parece ter sido um fator importante para a dinâmica das populações de cladóceros na lagoa de Jacarepaguá.

Segundo Remane e Schlieper (1971), o limite entre água doce e salobra é definido como sendo de 5 ‰. O sistema “Venice”, mais específico, considera águas com salinidade de 0,5 a 5 ‰ como oligohalinas, de 5 a 18 ‰ como mesohalinas, de 18 a 30 ‰ como polihalinas e acima de 30 ‰ como eurihalinas.

A tolerância à salinidade varia entre as espécies de animais lacustres e valores entre 5 e 8 ‰ tem sido considerados como um limite entre as espécies de água doce e espécies de água salobra (Vernberg, 1982; Barnes, 1989).

Na lagoa de Jacarepaguá, foram observadas condições oligohalinas (3 a 5 ‰) no período inicial de coletas (agosto a novembro/96), durante o qual a densidade de cladóceros foi baixa. Durante os meses de dezembro/96 a fevereiro/97, a salinidade reduziu-se a 0 ‰ e a lagoa assumiu características de água doce. Neste período, as populações de cladóceros atingiram suas densidades máximas. A partir da segunda metade de fevereiro a abril/97, a lagoa assumiu novamente características oligohalinas e em maio/97 passou a ser mesohalina. A partir deste período, as populações de cladóceros declinaram gradativamente, até junho/97, quando então não foi encontrado mais nenhum cladóceros nas amostras de zooplâncton. Este fato parece sugerir uma forte influência da salinidade sobre as populações de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.

Branco (1998) também observou a relação entre a salinidade e a densidade dos cladóceros e copépodos em uma lagoa costeira (L. Imboacica) do norte do Estado do Rio de Janeiro. Durante o período em que a lagoa caracterizava-se como oligohalina (0 a 2

‰), densas populações de cladóceros, representadas principalmente pelas espécies *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina minuta*, desenvolveram-se na lagoa. Após a abertura da barra que separa a lagoa do mar, a lagoa assumiu condições mesohalinas (12 a 18 ‰) e os cladóceros e copépodos desapareceram por completo, vindo a reaparecer cerca de 3 a 5 meses depois que a barra se fechou e que a salinidade retornou aos valores encontrados antes da sua abertura.

A densidade de cladóceros teve uma correlação positiva com a transparência da coluna d'água ($r=0,6225$; $P<0,005$). Este fato parece sugerir um efeito de “clareamento” da água causado pela elevada taxa de filtração destas populações, que ocorreram em grandes densidades na lagoa de Jacarepaguá de janeiro a março/97, período em que foram encontrados também os maiores valores de transparência da coluna d'água.

A correlação negativa entre a densidade de cladóceros e a densidade das clorófitas ($r = -0,7552$; $P<0,005$) e diatomáceas ($r = -0,6268$; $P<0,005$) pode ser interpretada como o efeito da predação que estes organismos exercem sobre estas algas, diminuindo sua densidade. Isto pode representar uma explicação plausível para o aumento da transparência da coluna d'água, durante o desenvolvimento de densas populações de cladóceros e rotíferos na lagoa de Jacarepaguá. Como a transparência da coluna d'água está associada à concentração de células de alga e de outras partículas em suspensão, provavelmente, esta correlação é um efeito indireto do aumento da taxa de “clareamento” da água (“clearing rates”), promovida por estes animais, durante os períodos em que se apresentaram em alta densidade.

A densidade de *C. cornuta* teve uma correlação positiva com a clorofila-*a* ($r=0,6238$; $P<0,005$), podendo indicar que este cladóceros foi beneficiado pelo aumento da biomassa algal. Apesar disso, a densidade de *M. micrura* não apresentou correlação com a concentração de clorofila-*a*.

A correlação entre pH e densidade de cladóceros, apesar de significativa, foi muito baixa, e não pode ser considerada importante, visto que as variações de pH foram muito pequenas para exercer qualquer influência sobre a comunidade zooplânctônica.

O oxigênio dissolvido não exerceu qualquer influência sobre as populações de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, como demonstra a falta de correlação entre a densidade desses organismos e esta variável. Além disso, as condições de oxigenação da água foram, em média, elevadas ($7,6 \pm 3,9$ mg/l) e portanto este fator não foi limitante para as populações zooplânctônicas na lagoa de Jacarepaguá.

A limitação alimentar é um dos fatores que pode afetar a estrutura e a biomassa do zooplâncton (Lampert, 1985). O fitoplâncton, por sua vez, também pode exercer influência sobre a comunidade zooplancônica através do tamanho, características nutricionais e toxicidade (Gliwicz, 1977; Infante & Riehl, 1984; Burns *et al.*, 1989; DeMott *et al.*, 1991; Gliwicz & Lampert, 1990).

Os requerimentos de carbono variam amplamente entre as espécies de zooplâncton, e dependem não somente da quantidade (concentração) como da qualidade do carbono assimilado (DeMott, 1989). A concentração limitante de alimento (“Threshold Food Concentration”) é definida como a concentração mínima de carbono necessária para que o animal mantenha a sua biomassa constante (Lampert, 1977a). Para que o organismo possa crescer e se reproduzir, é necessário que a concentração de alimento esteja acima da concentração limitante. A concentração de carbono limitante varia também com a espécie de alga utilizada (qualidade do alimento), com o tamanho do zooplâncton e com a temperatura (Lampert, 1977c). A concentração limitante de carbono para espécies de *Daphnia* varia em torno dos 0,06 a 0,1 mg C.l⁻¹, enquanto que os rotíferos apresentam uma faixa mais ampla de requerimento de carbono (0,03 a 0,5 mg C.l⁻¹). Copépodos, em geral, apresentam menores requerimentos de carbono que os dafnídeos (DeMott, op.cit.).

Na lagoa de Jacarepaguá, os menores valores de COP encontrados durante o período de estudo situaram-se acima de 2,0 mg C.l⁻¹, de modo que dificilmente houve situação de limitação alimentar, em termos quantitativos, para o zooplâncton neste ambiente. Em termos qualitativos, entretanto, a oferta de recursos alimentares apresentou uma mudança substancial, à medida que a comunidade fitoplanctônica passou a ser dominada pelas cianobactérias, principalmente por *M. aeruginosa* na forma colonial.

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; Rothhaupt, 1991; Smith & Gilbert, 1995), podendo inibir as populações de cladóceros em alguns lagos (Gliwicz, 1977; Edmondson & Litt, 1982; Jarvis *et al.*, 1987; Burns *et al.*, 1989, Hazanato, 1991).

Na verdade, como assinalou Repka (1997), o baixo valor das cianobactérias como alimento se deve a uma combinação de vários fatores, tais como as suas características bioquímicas, a capacidade de interferir mecanicamente no processo de filtração de partículas e a pouca digestibilidade das colônias ou filamentos.

Algumas cianobactérias apresentam deficiência em alguns ácidos graxos poli-insaturados (Polyunsaturated Fatty Acids - PUFAs) que são essenciais para o crescimento do zooplâncton (Coutteau & Sorgeloos, 1997; DeMott & Müller-Navarra, 1997). Existem algumas cianobactérias, entretanto, que contém quantidades razoáveis destes ácidos graxos, como *Anabaena* e *Oscilatória* (Kenyon & Stanier, 1970) e são capazes de suportar boa taxa de crescimento para o zooplâncton (Xu & Burns, 1991; Epp, 1996; Repka, 1997). Por outro lado, a cianobactéria *Synechococcus spp.* é praticamente isenta de PUFAs e não pode suportar o crescimento do zooplâncton sem uma fonte complementar de alimento (DeMott & Müller-Navarra, 1997). *Microcystis spp.* é outra cianobactéria que apresenta baixos teores de PUFAs (Lüring & Van Donk, 1997), mas pode apresentar algum valor nutritivo para o zooplâncton (De Bernardi & Giussani, 1990).

A interferência mecânica das cianobactérias no processo de filtração passiva dos cladóceros tem sido considerada por alguns autores como uma das causas da inadequação das cianobactérias como alimento. O custo associado ao manuseio dos filamentos e colônias, assim como o aumento da taxa de rejeição de partículas alimentares, acaba por provocar uma diminuição na ingestão de alimento de alto valor nutritivo, resultando num déficit energético suficiente para comprometer o desenvolvimento do organismo e reduzir a alocação de reservas para a reprodução (Epp, 1996; DeMott & Moxter, 1991).

Além disso, alguns estudos sugerem que a qualidade das cianobactérias e outras algas como alimento pode estar relacionada não só à quantidade de elementos essenciais mas também à sua digestibilidade (Lundted & Brett, 1991; Ahlgren *et al.*, 1992; Lüring & Van Donk, 1997). Em geral, criptofíceas e diatomáceas são consideradas de alto valor nutritivo para o zooplâncton, por serem de fácil digestão e apresentarem elevado conteúdo de PUFAs. As clorofíceas, como *Chlamydomonas spp.* e *Ankistrodesmus spp.*, também são facilmente digeridas e apresentam alto teor de ácidos graxos essenciais (Ahlgren *et al.*, 1992; Kilhan *et al.*, 1997). Já as cianobactérias, principalmente as que possuem envoltório ou bainha mucilaginosa, são de difícil digestão e assimilação, podendo passar intactas pelo tubo digestivo do zooplâncton (Porter, 1977; apud Lampert, 1987).

Neste estudo, observou-se um declínio das populações de *Moina micrura* durante a fase de desenvolvimento de *M. aeruginosa*. No mês de fevereiro/97 houve uma redução na população de *M. micrura*, seguida de um aumento exponencial da densidade de cianobactérias e na concentração de microcistinas no mês anterior. Em março/97, entretanto, as populações deste cladóceros retornaram às densidades anteriores, quando a

densidade de cianobactérias e de toxinas foi reduzida.

Durante os meses de março e abril/97, houve um aumento expressivo da população de *Ceriodaphnia cornuta*, concomitantemente ao declínio da população de *M. micrura*, o que pode representar um efeito simultâneo da competição entre estas duas espécies de cladóceros e da redução na qualidade nutricional do alimento.

C. cornuta e *M. micrura* são espécies normalmente associadas a ambientes eutróficos, onde ocorrem florações de cianobactéria (Jarvis, 1986; Fulton & Jones, 1991; Hanazato, 1991). *Ceriodaphnia*, entretanto, parece ser mais resistente à cianobactérias tóxicas e a limitação alimentar que outras espécies de cladóceros (Lampert, 1982; Romanowsky, 1985).

Jarvis (1986) estudou o zooplâncton de uma represa hipereutrófica na África do Sul (Hartbeespoort Dam) e observou mudanças na estrutura da comunidade zooplânctônica seguida de mudanças na qualidade do alimento, semelhantes a que ocorreram neste estudo. Durante a primavera, quando o fitoplâncton era composto de espécies de alto valor nutritivo, como clorofíceas e criptofíceas, *Daphnia* spp. dominava o zooplâncton. Durante o verão, o fitoplâncton passou a ser dominado por *Microcystis aeruginosa*, e *Ceriodaphnia cornuta* passou a dominar o zooplâncton.

No lago Kasumigaura (Japão), Hanazato (1991) observou que durante a fase de floração de *M. aeruginosa*, a comunidade zooplânctônica era dominada por cladóceros de pequeno porte, tais como *Moina micrura*, *Bosmina longirostris* e *Ceriodaphnia cornuta*. Este autor argumenta que estes cladóceros foram menos afetados pela presença de colônias de *M. aeruginosa*, devido a estas serem de tamanho inadequado para a ingestão por estas espécies. Além disso, o autor considera que estes cladóceros podem se alimentar da colônias em decomposição e das bactérias associadas a estas colônias, durante a fase de senescência da floração.

A ausência de correlação entre a densidade de cladóceros e a densidade de cianobactérias sugere que estas não exerceram efeito positivo ou negativo sobre as populações de cladóceros. Entretanto, quando se considera o número de ovos produzidos por fêmea, observou-se que a produção de ovos foi reduzida no período de floração de *Microcystis aeruginosa*, em comparação ao período anterior, no qual predominavam as clorofíceas e diatomáceas.

Outros estudos mostraram que quando cladóceros foram submetidos à dietas mistas de cianobactéria e clorofíceas, apresentaram redução na produção ovos ou neonatos

(Hanazato & Yasuno, 1987; Matveev & Balseiro, 1990; Hietala et al., 1995; Smith & Gilbert; 1995; Lürling & Van Donk, 1997). Este autores argumentam que a diminuição na fecundidade pode ser devido à redução no valor nutricional do alimento ingerido, assim como à presença de toxinas.

Além deste fato, houve também um aumento na produção de efípios durante a fase de dominância de cianobactérias, principalmente nos pontos de coleta 2 e 3. Nas amostras de zooplâncton coletadas no ponto 3 em 22/01/97, foram encontradas 27 fêmeas com efípios em sua câmara embrionária. Cabe ressaltar que o aparecimento deste número elevado de efípios ocorreu imediatamente após um aumento abrupto na densidade de cianobactérias e na concentração de microcistinas, que ocorreu em 08/01/97.

Os cladóceros em geral, reproduzem-se por partenogênese cíclica, caracterizada por várias gerações partenogênicas alternadas com reprodução sexuada (Allan, 1976). Em lagos temperados, o período partenogênético começa com as fêmeas que se originam a partir de ovos de resistência (efípios) durante a primavera. Neste período, a população consiste de vários genótipos ou clones. Os clones mais bem sucedidos aumentam rapidamente em número, quando o alimento, principalmente algas, não é limitante para o crescimento. A duração do período partenogênético depende de fatores tais como fotoperíodo e limitação alimentar, os quais podem atuar como indutores da reprodução sexuada. Deste modo, os efípios surgem em resposta a alterações ambientais, como uma forma de garantir a diversidade genética e assim resistir a períodos desfavoráveis (Kleiven et al., 1992).

Portanto, é provável que a diminuição de recursos alimentares de alto valor nutritivo, como clorofíceas e diatomáceas, e o aumento na proporção de cianobactérias, de baixo valor nutritivo e produtoras de toxinas, sejam as causas da redução na produção de ovos e do aumento na produção de efípios pelos cladóceros.

No ambiente natural, *Microcystis* geralmente se apresenta na forma de colônias (Hanazato & Yasuno, 1991; Fulton & Pearl, 1987; Fulton & Jones, 1991). Alguns estudos mostram que o tamanho da colônia é um fator determinante na taxa de ingestão e na utilização das cianobactérias como recurso alimentar pelo zooplâncton (Jarvis et al., 1987; Fulton & Pearl, 1987; Hanazato & Yasuno, 1987). Jarvis et al. (1987), mostrou que *M. micrura* teve uma taxa de ingestão reduzida para colônias de *M. aeruginosa* de um modo geral, sendo que esta espécie não conseguiu ingerir colônias maiores que 40 µm. Hanazato & Yasuno (1987) verificaram quando *M. micrura* era alimentada com colônias

provenientes do Lago Kasumigaura (Japão) não conseguiam reproduzir, mas quando estas colônias eram decompostas em tamanho menor que 40 μm , estes cladoceros eram capazes de utilizá-las e de manter boa taxa de reprodução.

Na lagoa de Jacarepaguá, as cianobactérias foram representadas por *M. aeruginosa* na forma de colônias com grande número de células, sendo que o tamanho destas colônias variou de menos de 10 a mais de 60 μm durante o período de estudo (ver figura 14). Além disso, houve um aumento progressivo do tamanho das colônias durante a floração.

Portanto, o tamanho das colônias de *M. aeruginosa* na lagoa de Jacarepaguá foi, provavelmente, um fator que dificultou a utilização das cianobactérias pelo zooplâncton e que explicaria a falta de correlação entre estas populações.

Além das algas do fitoplâncton, algumas espécies de zooplâncton, principalmente os cladóceros, podem consumir uma ampla variedade de recursos alimentares, incluindo detritos e partículas de argila (DeMott, 1988), além de bactérias e protozoários (Bern, 1987; Pace, 1993). Recentemente, a predação sobre bactérias e flagelados tem sido considerada como uma via alternativa importante em ecossistemas com alta biomassa heterotrófica (Vaqué & Pace, 1992). Pace & Funke (1991) mostraram que o zooplâncton pode, não só consumir, como também regular as comunidades de bactérias e flagelados planctônicos. Portanto, as cadeias alimentares microbianas podem assumir papel relevante como vias de carbono e energia em ecossistemas eutróficos.

Neste estudo, não foi quantificada a importância das bactérias e protozoários na dieta do zooplâncton. Entretanto, Fernandes (1993) verificou a presença de grande quantidade de bactérias e protozoários no perifiton aderido à macrófita aquática *Typha dominguensis* na lagoa de Jacarepaguá. Estes organismos fazem parte das comunidades perifíticas durante as primeiras etapas do processo sucessional, mas podem ser liberados para o plâncton em fases posteriores da colonização. Portanto, é razoável assumir que as bactérias, assim como os detritos provenientes da decomposição da biomassa vegetal, podem ser reservas importantes de carbono e energia em ecossistemas com alta produtividade, como o da lagoa de Jacarepaguá.

Nesta lagoa, também foi encontrada grande quantidade de picoplâncton nas amostras de fitoplâncton. O picoplâncton é composto de células com diâmetro menor que 2 μm , consistindo principalmente de bactérias, cianobactérias cocóides e também de pequenas células eucarióticas (Stockner & Antia, 1986). Fulton & Jones (1991), apontam o picoplâncton como uma importante fonte alternativa de alimento, capazes de suportar o

crescimento e a reprodução de cladóceros em ambientes hipereutróficos.

Apesar dos conhecidos efeitos das microcistinas em cladóceros (DeMott *et al.*, 1991; DeMott & Dhawale, 1995), o aumento da concentração destas microcistinas no séston parece não ter exercido influência sobre as populações de cladóceros, à medida que não houve correlação entre a concentração desta toxina e a densidade destes organismos. Posteriormente, na discussão dos experimentos de laboratório, tentaremos explicar as possíveis causas deste resultado.

A competição é, sem dúvida, um dos fatores mais importante na estrutura das comunidades zooplancônicas (DeMott, 1989). O tamanho e a história de vida da espécie, a disponibilidade de recursos, os requerimentos nutricionais e resistência à limitação alimentar, são todos fatores que interagem entre si e que determinam a vantagem competitiva entre espécies no ambiente (DeMott, *op. cit.*).

Na lagoa de Jacarepaguá as duas espécies de rotífero dominantes, *B. plicatilis* e *B. angularis*, podem ser competidores potenciais, uma vez que ambas as populações apresentaram elevadas flutuações de densidades e uma alternância de dominância durante o período de estudo. Apesar disso, estas espécies apresentam tamanhos muito diferentes, o que pode resultar em uma diferenciação de nichos alimentares, no que diz respeito ao tamanho das partículas que estas podem ingerir.

A competição entre os cladóceros *C. cornuta* e *M. micrura* pode ter sido um fator importante na dinâmica destas populações. Devido à alta taxa de reprodução de *M. micrura* e à baixa tolerância a limitação alimentar, esta espécie apresenta vantagem competitiva em períodos de abundância de alimento nutritivo. Enquanto isso, *C. cornuta* apresenta maior tolerância a limitação alimentar e portanto pode ser favorecida em períodos de escassez de alimento (Romanovsky, 1985).

M. micrura foi a espécie dominante de agosto/96 a março/97. A partir fevereiro/97, houve um aumento progressivo da população de *C. cornuta*, enquanto a população de *M. micrura* apresentava um declínio gradual. Em abril/97, foi observado um período de breve dominância de *C. cornuta* no ponto 3. Isto sugere que houve uma mudança na vantagem competitiva entre estas espécies, provavelmente induzida pela mudança na qualidade nutricional do séston.

De forma semelhante, Hanazato *et al.* (1991) demonstraram que mudanças na qualidade nutricional do séston podem alterar a superioridade competitiva entre espécies de cladóceros. Estes autores verificaram que durante a floração de *M. aeruginosa* no lago

Kasumigaura (Japão), *Bosmina fatalis* passou a dominar sobre *B. longiostris*, e atribuíram esta mudança à maior habilidade de *B. fatalis* em utilizar as colônias de cianobactéria.

Fulton & Paerl (1988a), demonstraram experimentalmente que o aumento da concentração de células de cianobactéria pode reverter a vantagem competitiva entre espécies de copépodos, cladóceros e rotíferos, aumentando a habilidade de copépodos e cladóceros de pequeno porte e reduzindo a vantagem competitiva de cladóceros de grande porte.

Apesar de não ter sido avaliada a influência da predação de peixes sobre o zooplâncton, não pode ser descartada a influência deste fator sobre a dinâmica das comunidades zooplanctônicas da lagoa de Jacarepaguá. Sabe-se que *Tilapia rendalli*, que ocorre abundantemente na lagoa de Jacarepaguá, é uma espécie planctívora exótica que se alimenta, entre outras coisas, de cladóceros e copépodos (Lazzaro, 1991). Portanto, é provável que a predação seja também um fator importante no controle das populações zooplanctônicas deste ambiente.

Branco *et al.* (1997b), estudaram as fontes alimentares de peixes da espécie *Eucinostomus argenteus* na lagoa de Imboacica (RJ) e observaram uma grande quantidade de zooplâncton no conteúdo estomacal destes peixes, incluindo espécies de cladóceros do gênero *Moina* e *Ceriodaphnia*. Estes autores concluíram que a predação é um importante fator na estrutura das comunidades zooplanctônicas de lagoas costeiras.

Devido ao seu aspecto globoso, *M. micrura* é uma espécie passível de sofrer alta pressão de predação por predadores visuais. Espécies do gênero *Moina* tem sido frequentemente utilizadas como fonte de alimento para peixes, devido ao seu alto valor nutritivo, reprodução partenogenética e alta produtividade (Sipaúba-Tavares, 1988). Devido a pigmentação escura de *C. cornuta*, este cladóceros também torna-se facilmente susceptível à predação por predadores visuais (Sipaúba-Tavares, op. cit.).

Os copépodos apresentaram menores variações de densidade comparadas às variações sofridas pelos cladóceros e rotíferos. Estes organismos ocorreram em 100 % das amostras, apresentando densidades elevadas durante todo o período de estudo.

A espécie *Metacyclops mendocinus* é frequentemente encontrada em reservatórios brasileiros, geralmente associados a condições eutróficas (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Arcifa, 1984; Sendacz, 1984). Na represa Bilings (SP), hiper-eutrófica, *M. mendocinus* ocorre associada a outra espécie de calanóide, *Thermocyclops crassus*, ambas dominando o zooplâncton desta represa (Sendacz, 1984).

Pouco se sabe sobre a ecologia de *M. mendocinus*. Entretanto, sabe-se que a maioria dos Cyclopoida tem hábitos alimentares carnívoros ou detritívoros (Esteves, 1988). No entanto, os copépodos passam por uma série de estágios de desenvolvimento ao longo do seu ciclo de vida, caracterizados por modificações no modo de locomoção e hábitos alimentares. Em decorrência disso, uma mesma espécie pode ocupar vários nichos ecológicos num mesmo ambiente. No estágio larval (náuplio), estes organismos se alimentam através da filtração de partículas pequenas, tais como bactérias, detritos e picoplâncton (Gophen *et al.*, 1974). À medida de os apêndices bucais se desenvolvem, os copépodos podem passar para hábitos raptorais, podendo ser herbívoros ou carnívoros.

Segundo DeMott & Moxter (1991), os copépodos são mais seletivos que os cladóceros, podendo discriminar as partículas de alimento através de suas características nutricionais, palatabilidade e mesmo quanto a presença de toxinas.

Bern (1987) demonstrou, através de marcação de bactérias com timidina tritiada, que cladóceros e copépodos podem filtrar bactérias livres ou agregadas, sendo que os copépodos predam preferencialmente os agregados de bactérias. No entanto, bactérias presas à mucilagem de colônias de *Microcystis* foram ingeridas a taxas muito baixas, o que se deve, segundo estes autores, ao grande tamanho das colônias.

Na lagoa de Jacarepaguá, o séston é composto por uma variedade de itens alimentares incluindo algas, protozoários, bactérias e detritos. Durante as florações, toda uma fauna de protozoários e bactérias associadas a detritos e a colônias de *Microcystis* desenvolve-se em grandes densidade (Fernandes, 1993). Portanto, o copépodo *M. mendocinus*, provavelmente, preda sobre uma ampla variedade de itens alimentares e pode manter abundância relativamente alta em várias situações de regime alimentar.

Quanto à influência das variáveis ambientais sobre a população de copépodos, podemos ressaltar a correlação positiva entre a densidade de náuplios e a clorofila-*a* ($r=0,5693$; $P<0,005$), e a correlação positiva entre a salinidade e a densidade de copepoditos ($r=0,3606$, $P<0,05$). A espécie de copépodo encontrada na lagoa de Jacarepaguá, entretanto, é uma espécie de ciclopóida que apresenta hábitos carnívoros e detritívoros, e portanto, não é provável que o aumento da biomassa fitoplanctônica tenha influência sobre os estágios larvais desta espécie. Além disso, grande parte da biomassa algal esteve relacionada com a biomassa das colônias de *M. aeruginosa*, as quais provavelmente não podem ser ingeridas pelos estágios larvais deste copépodo. O mais provável é que esta correlação seja um efeito indireto do aumento na disponibilidade de

bactérias e detritos associados à floração de cianobactérias.

A salinidade, provavelmente, também não é um fator determinante na distribuição deste copépodo, uma vez que esta espécie é encontrada também em ambientes de água doce (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Arcifa, 1984; Sendacz, 1984).

A diversidade de espécies zooplanctônicas na lagoa de Jacarepaguá foi muito baixa quando comparada a outros ambientes lacustres costeiros. Branco (1998), encontrou um número muito maior de espécies zooplanctônicas em três lagoas costeiras do município de Macaé (RJ). Na lagoa de Imboacica, considerada altamente produtiva, foram encontrados 92 táxons, incluindo 52 espécies de rotífero, 10 espécies de cladóceros e 13 espécies de copépodos. Na lagoa Comprida, menos produtiva, foram encontrados 60 táxons (42 rotíferos, 9 cladóceros e 1 copépodo). Na lagoa de Cabiúnas, com baixa produtividade, foram encontrados 88 táxons (54 rotíferos, 6 cladóceros e 8 copépodos).

O processo de eutrofização artificial leva muitas vezes à uma redução da diversidade ou mesmo ao desaparecimento de algumas espécies de zooplâncton, enquanto que outras passam a dominar quantitativamente (Esteves, 1988). Durante o processo de eutrofização, observa-se frequentemente uma mudança na estrutura da comunidade zooplanctônica, principalmente devido à mudanças no padrão de predação e na estrutura da comunidade fitoplanctônica (Nilssen, 1984). Frequentemente, as espécies menores passam a dominar zooplâncton, copépodos calanóides decrescem enquanto ciclopóides aumentam em número, os cladóceros diminuem em abundância e em número de espécies enquanto que os rotíferos aumentam tanto em abundância quanto em diversidade de espécies (Nilssen, op. cit.). Portanto, é provável que o processo acelerado de eutrofização da lagoa de Jacarepaguá possa ter reduzido a diversidade de espécies zooplanctônicas, haja vista que outras lagoas costeiras com características semelhantes, porém com menor nível de eutrofização, apresentam maior riqueza de espécies.

Podemos concluir, portanto, que entre os principais fatores que influenciam a dinâmica sazonal da comunidade zooplanctônica na lagoa de Jacarepaguá estão: a temperatura, que afeta principalmente as populações de cladóceros e rotíferos; a salinidade, que afeta principalmente as populações de cladóceros; e a qualidade do alimento, que é influenciada pela composição do fitoplâncton e pelas florações de cianobactérias.

6.4. Experimentos Laboratoriais

Os estudos de campo nem sempre oferecem resultados precisos sobre quais os principais fatores que regem a dinâmica das comunidades. A influência de múltiplos fatores bióticos e abióticos, que interagem entre si, em diferentes escalas espaciais e temporais, podem, por vezes, mascarar o efeito de um ou mais fatores e levar a conclusões errôneas ou contraditórias.

No ambiente natural, os animais deparam-se com uma ampla variedade de situações de disponibilidade de recursos alimentares e de condições ótimas de crescimento. É impossível afirmar com segurança, qual dos recursos ali presentes determina, por exemplo, a taxa de produção de ovos de uma espécie particular, ou quão fortemente a reprodução é influenciada pela temperatura e outras variáveis abióticas, assim como, pela interação com algas tóxicas ou de baixo valor nutritivo para o zooplâncton.

Neste sentido, buscou-se diminuir a variabilidade dos parâmetros ambientais, através de experimentos laboratoriais controlados, para que se pudesse avaliar somente os efeitos das cianobactérias sobre diferentes espécies de cladóceros.

Para tanto, submeteu-se estes animais a situações distintas quanto a disponibilidade de alimento nutritivo e de células tóxicas de cianobactéria e estudou-se a resposta destes animais a curto e a longo prazos.

6.4.1. Toxicidade aguda de cepas de *Microcystis aeruginosa*

Os resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com cepas de *M. aeruginosa*, cultivadas em laboratório, mostraram que existe uma ampla variação nas respostas dos cladóceros a estas cepas.

Podemos observar que, em geral, todas as cepas utilizadas apresentaram algum efeito deletério para os cladóceros, tanto para os de origem tropical quanto para os de origem temperada.

Entretanto, os efeitos destas cepas se tornam mais evidentes quando se comparam as respostas em diferentes níveis de disponibilidade de alimento. Quando as cianobactérias foram oferecidas como única fonte de alimento, observamos que o efeito tóxico é menos evidente do que quando se combinam estas células com o alimento nutritivo. Parte deste resultado se deve ao fato de que, no primeiro caso, a comparação é feita com base na sobrevivência nos tratamentos com a cepa de cianobactéria e no controle sem alimento. Como algumas espécies são muito sensíveis à falta de alimento, como é o

caso de *M. micrura*, a sobrevivência nos controles sem alimento é muito baixa e a diferença entre o controle e os tratamentos com a cianobactéria nem sempre é significativa. Além disso, como as cianobactérias apresentam algum valor nutritivo, a sobrevivência pode ser maior com a presença da cianobactéria do que sem alimento algum. Este resultado foi observado em alguns experimentos, principalmente nas menores concentrações de cianobactéria e com as cepas menos tóxicas.

DeMott *et al.* (1991) observaram efeito semelhante utilizando uma cepa tóxica de *Microcystis aeruginosa* (PCC7820), também utilizada neste estudo. Estes autores observaram que nas concentrações mais baixas desta cepa, de 10^4 e 10^5 células.ml⁻¹ (correspondentes à 0,1 e 1,0 mg C.l⁻¹), *Daphnia pulicaria* apresentou melhor sobrevivência que no controle sem alimento, apresentando sobrevivência reduzida somente na concentração de 10^6 células.ml⁻¹ (\approx 10,0 mg C.l⁻¹). Por outro lado, *D. pulex* apresentou menor sobrevivência em todas as concentrações. Esses resultados foram semelhantes aos observados neste estudo, exceto pelo fato de que ambas as espécies de *Daphnia* foram extremamente sensíveis à cepa PCC7820. Cabe ressaltar que no estudo de DeMott *et al.* (op. cit.) foi utilizada água do lago Crooked, de onde foram coletados os cladóceros, enquanto que neste estudo, os mesmos cladóceros foram testados em meio artificial. Isto pode explicar a melhor sobrevivência de *D. pulicaria*, pois a composição da água do lago deve ser mais rica e adequada ao cultivo deste dafnídeo do que o meio artificial.

A toxicidade da cepa PCC7820, para diferentes espécies de zooplâncton, tem sido comprovada em diversos estudos laboratoriais (Nizan *et al.* 1986; DeMott *et al.*, 1991; Reinikainen *et al.*, 1994; Reinikainen *et al.*, 1995; Hietala *et al.*, 1995; Smith & Gilbert, 1995). Esta cepa é produtora de microcistina-LR e apresenta alta hepatotoxicidade para camundongos e outros mamíferos (Carmichael, 1990 apud DeMott *et al.*, 1991). Esta cepa apresentou também alta toxicidade aguda para *Daphnia magna* (Nizan *et al.*, 1986), *D. longispina* (Hietala *et al.*, 1995) e *D. pulex*, em outros estudos (Reinikainen *et al.*, 1994; Hietala *et al.*, 1995). Somente o estudo de DeMott *et al.* (1991), entretanto, comparou os efeitos de microcistina-LR purificada e de extratos liofilizados desta cepa e a toxicidade de células vivas sobre o zooplâncton. Através de experimentos de toxicidade aguda, estes autores chegaram a conclusão de que a microcistina-LR foi o principal agente tóxico para as espécies de zooplâncton testadas. As concentrações letais em 48 horas (CL₅₀-48h) de microcistina-LR para as espécies de zooplâncton testadas variaram de 0,45 a 1,00 µg.ml⁻¹, enquanto que as CL₅₀-48h de extratos liofilizados foram cerca de 3 ordens de magnitude

maiores (0,74 a 1,28 mg.ml⁻¹). O conteúdo de microcistina-LR varia tipicamente de 0,1 a 0,3 % do peso seco de *M. aeruginosa* (DeMott *et al.*, op. cit.). Portanto, como a CL₅₀ da toxina purificada foi cerca de 0,04 a 0,1 % da CL₅₀ do extrato liofilizado, a microcistina-LR, contida nestes extratos, pode explicar por si só o efeito tóxico para o zooplâncton. Os autores, todavia, não descartam a possibilidade de *M. aeruginosa* produzir outras toxinas que contribuam para o efeito tóxico sobre o zooplâncton.

As cepas da lagoa de Jacarepaguá apresentaram-se menos tóxicas para os cladóceros do que a cepa PCC7820. O conteúdo de microcistinas para as cepas da lagoa de Jacarepaguá, entretanto, variou de cerca de 0,4 a 0,5 % do peso seco de células liofilizadas. Este conteúdo de microcistina é comparativamente maior do que o conteúdo encontrado nos estudos com a cepa PCC7820. Portanto, isto parece estar em contradição com o fato das cepas da lagoa de Jacarepaguá terem se apresentado menos tóxicas para os cladóceros. No entanto, diferenças na digestibilidade das células de *Microcystis* podem ser esperadas dependendo da quantidade de mucilagem que estas células produzam, assim como das diferenças entre as diferentes espécies de cladóceros quanto a capacidade de digerir estas células (Lampert, 1982). Neste estudo, foi observado que as células da cepa PCC7820 são menores que as células das cepas da lagoa de Jacarepaguá. Além disso, a cepa NPLJ-3 frequentemente produzia grande quantidade de mucilagem, o que podia ser verificado pela consistência espessa do meio de cultivo após a cultura ter atingido a fase exponencial de crescimento. Este fato, no entanto, não era verificado para as cepas PCC7820 e NPLJ-2 e NPLJ-6. Isto talvez possa explicar as diferenças de toxicidade encontradas entre as referidas cepas, uma vez que as mesmas podem ter diferentes graus de digestibilidade para o zooplâncton. Além disso, não pode ser descartada a possibilidade destas cepas produzirem outras toxinas, além de microcistinas.

As espécies de cladóceros utilizadas neste estudo apresentaram grandes diferenças de sensibilidade às cepas testadas. Estas diferenças se tornam mais conspícuas quando se comparam as espécies dentro de um mesmo gênero, porque evidenciam diferenças na história de vida de cada espécie. Verificou-se que, entre os dafnídeos testados, *D. pulex* foi a espécie mais sensível às cepas de *M. aeruginosa*. Entre os moinídeos, *Moina minuta*, revelou-se mais sensível que *M. micrura*. *Ceriodaphnia cornuta*, por outro lado, revelou-se a espécie mais resistente em todos os bioensaios.

Os dafnídeos *D. pulex* e *D. pulicaria* são espécies de origem temperada, encontradas em lagos de águas duras e pequenos açudes no Norte dos Estados Unidos (*D.*

pulicaria foi oriunda do lago Crooked, e *D. pulex* de pequenos alagados do Estado de Indiana, EUA). O lago Crooked apresenta densas florações de cianobactérias filamentosas, como *Anabaena* e *Oscillatoria*, durante o verão (DeMott *et al.*, 1991). Nos ambientes dominados por *D. pulex*, entretanto, as florações de cianobactérias são raras (DeMott *et al.*, op. cit.). *D. similis*, é uma espécie temperada de ampla distribuição geográfica, ocorrendo nos Grandes Lagos (EUA) e também em lagos de águas moles da Europa, geralmente associada a condições oligotróficas (DeMott, comunicação pessoal). Todas estas espécies são de grande tamanho, comparadas com as espécies tropicais (*D. pulex*: 1,5 - 3,5 mm; *D. pulicaria*: 2,0 - 4,0 mm; *D. similis*: 2,0 - 5,0 mm). Todas apresentam grande produção de ovos, variando de cerca de 10 a 30 ovos/fêmea durante o período reprodutivo. Segundo Romanovsky (1985), os cladóceros de grande porte, como *Daphnia*, apresentam tamanho e idade de maturidade maiores e tamanho relativo de ovos (tam.ovos/tam.corpo) menor em relação às espécies pequenas, investindo mais esforço reprodutivo na produção de menores filhotes e maior prole.

Os cladóceros tropicais utilizados neste estudo foram coletados em ambientes com diferentes graus de trofia. Os clones da espécie *C. cornuta* (0,4 - 0,6 mm) vieram de dois ambientes com características tróficas bem distintas. O clone CdLC veio da lagoa de Cabiúnas (litoral norte do RJ), considerada oligotrófica (Branco *et al.*, 1998), e o clone CdLJ veio da lagoa de Jacarepaguá, considerada hiper-eutrófica. O clone da espécie *M. minuta* (0,5 - 0,6 mm) foi coletado na lagoa de Cabiúnas. Os clones de *M. micrura* (0,5 - 1,2 mm), MnLJ-1, 2 e 3 vieram da lagoa de Jacarepaguá, e o clone MnLT veio da lagoa da Tijuca, também considerada hiper-eutrófica (Zee, 1993).

A produção de ovos nas espécies tropicais varia em função da estratégia reprodutiva (Romanovsky, 1985). *C. cornuta* produz de 2 a 10 ovos/fêmea durante o seu ciclo reprodutivo, apresentando ovos com tamanho relativo maior que *Daphnia*; *M. minuta* produz de 8 a 14 ovos/fêmea, com tamanho de ovos relativo menor que *C. cornuta*, e *M. micrura* pode produzir de 6 a 18 ovos por fêmea, apresentando tamanho relativo de ovos maior que *M. minuta*.

Segundo Romanovsky (1985), estas diferenças de estratégia reprodutiva se devem a adaptação a diferentes condições de estresse ambiental e de limitação alimentar, durante o processo de desenvolvimento. A resistência dos neonatos de cada espécie a condições de limitação alimentar varia com o tamanho relativo dos ovos, com o tamanho do corpo na idade de maturidade e com a habilidade de prolongar o desenvolvimento pós-embrionário,

sem aumentar a taxa de mortalidade. Deste modo, espécies de cladóceros menores tendem a ter ovos proporcionalmente maiores e a atingir a idade de maturidade em tamanho menor que os cladóceros de grande porte, adotando uma estratégia de investir mais esforço na produção maiores filhotes e menor prole, sendo esta mais resistente às condições de limitação alimentar. As espécies de *Daphnia*, por outro lado, produzem filhotes menores e atingem a idade de maturidade em tamanho maior, apresentando menor resistência à limitação alimentar. Os moinídeos são uma exceção a esta regra, à medida que não são hábeis em prolongar o desenvolvimento pós-embrionário na mesma medida que os outros cladóceros de pequeno porte. Portanto, a concentração limitante de alimento para os moinídeos são próximas à dos cladóceros de grande porte.

Assinaladas estas diferenças nas estratégias de história de vida dos cladóceros, é importante ressaltar que as espécies *C. cornuta* e *M. minuta* apresentaram maior resistência à falta de alimento que as espécies de *Daphnia*, como pôde ser visto pelos maiores tempos letais médios (TL₅₀) para os controles sem alimento. *M. micrura*, entretanto, apresentou menores valores de TL₅₀ que as outras espécies de cladóceros, nos controles sem alimento, demonstrando que esta espécie apresenta maiores requerimentos nutricionais e maior sensibilidade a falta de alimento.

Cabe também ressaltar que as diferenças entre as espécies de cladóceros refletem não só diferenças de adaptação a condições de limitação alimentar, mas também diferenças no grau de exposição às cianobactérias tóxicas a que estes organismos estão sujeitos no ambiente de origem. *M. minuta*, que foi a espécie mais sensível, veio da lagoa de Cabiúnas, que se caracteriza por ser um ambiente de baixa produtividade algal e onde inexistem florações de cianobactéria. Portanto, esta espécie parece estar adaptada às condições de limitação alimentar, apresentando sobrevivência relativamente alta à falta de alimento. No entanto, *M. minuta* parece não estar adaptada à presença de cianobactérias tóxicas em seu ambiente natural e, portanto, apresentou grande sensibilidade à *M. aeruginosa*. *C. cornuta*, por outro lado, é uma espécie normalmente associada a condições de estresse ambiental e apresenta maior tolerância à limitação alimentar, sendo capaz de reduzir o investimento em reprodução e crescimento vegetativo, durante períodos desfavoráveis. Ambos os clones desta espécie apresentaram maior resistência nos bioensaios de toxicidade aguda com cepas de *M. aeruginosa*, embora tenham vindo de ambientes com características distintas de produtividade. Isto indica que a resistência às cianobactérias tóxicas é, provavelmente, uma característica intrínseca desta espécie, se

mantendo conservativamente ao longo da evolução, independentemente do ambiente de origem. Apesar disso, diferenças de sensibilidade à cianobactérias tóxicas entre clones da mesma espécie de cladóceros foram observadas em outros estudos (Hietala *et al.*, 1995; Hietala *et al.*, 1996).

M. micrura, por outro lado, é uma espécie que apresenta maiores requerimentos nutricionais, sendo mais sensível a situações de prolongada privação de alimento. Os clones desta espécie utilizados neste estudo vieram de ambientes altamente produtivos, onde dificilmente ocorre situação de limitação alimentar. No entanto, as florações de cianobactéria que ocorrem nas lagoas da Baixada de Jacarepaguá implicam numa redução na qualidade do alimento para esta espécie, à medida que o tamanho das colônias de *M. aeruginosa* dificulta a sua ingestão e apresentam toxinas potencialmente prejudiciais a estes cladóceros. Sinais de limitação alimentar foram observados em *M. micrura* durante a floração de *M. aeruginosa* na lagoa de Jacarepaguá, como redução na produção de ovos e aumento na produção de efípios.

Cabe ressaltar ainda que, um dos possíveis efeitos da presença de células tóxicas de *M. aeruginosa* é a inibição da taxa de filtração dos cladóceros (Lampert, 1981; Nizan *et al.*, 1986; DeMott *et al.*, 1991). Este mecanismo pode ser tanto um reflexo comportamental do animal, para evitar a ingestão de células tóxicas, quanto o resultado do próprio efeito de debilitação do animal devido às toxinas (DeMott *et al.*, op. cit.). No caso do efeito ser comportamental, a sobrevivência ainda será reduzida, se o animal permanecer por longo tempo exposto as células tóxicas e acabar comprometendo a ingestão de alimento nutritivo. Neste caso, a morte do animal pode se dar mais pelo efeito da fome do que pelo efeito das toxinas de cianobactéria.

De acordo com DeMott & Moxter (1991), entretanto, a ingestão de células de cianobactérias depende do tempo que o animal permanece sem alimento. Estes autores demonstraram que uma espécie de copépodo calanóide (*Diaptomus birgei*) ingeriu mais células de cianobactéria (*Anabaena inaequalis*) quanto maior o tempo em que estes animais eram deixados sem alimentação. Portanto, o efeito da “fome” pode levar o animal a ingerir mais cianobactérias tóxicas do que seria seguro, em uma situação de limitação alimentar.

Neste estudo verificamos que as taxas de filtração de *D. pulex* e *C. cornuta* foram menos afetadas pela presença de células de cianobactéria que as de *M. micrura*. No caso de *D. pulex*, como esta espécie apresenta grande sensibilidade às toxinas de *M. aeruginosa*, a falta de inibição alimentar acaba por levar o animal à morte mais rapidamente do que se

o animal estivesse sem alimento algum. Esta pode ser uma das explicações de porque *D. pulex* foi uma das espécies mais sensíveis, entre os dafinídeos. No caso de *C. cornuta*, houve menor inibição da taxa de filtração e esta espécie apresentou menor sensibilidade nos bioensaios de toxicidade aguda. Isto indica que *C. cornuta* deve ser mais resistente às toxinas de *M. aeruginosa* que as outras espécies de cladóceros. No caso de *M. micrura*, este cladóceros apresentou grande inibição da taxa de filtração quando em presença de células de cianobactéria e uma sensibilidade moderada nos bioensaios de toxicidade aguda. Nos experimentos em que *M. aeruginosa* foi oferecida como única fonte de alimento, os TL₅₀ para os tratamentos com a cianobactéria foram semelhantes aos TL₅₀ para o controle sem alimento, indicando que *M. micrura* pode ter morrido mais pelo efeito da inibição alimentar do que pelo efeito tóxico propriamente dito.

Nos experimentos em que *M. aeruginosa* foi misturada com a alga nutritiva (*Ankistrodesmus falcatus*), houve uma melhora geral na sobrevivência de todas as espécies, principalmente nas concentrações mais baixas de cianobactéria. Entretanto, as diferenças de sensibilidade entre as espécies não se modificou, sendo que *M. minuta* continuou sendo a espécie mais sensível e *C. cornuta* a espécie mais resistente. A diferença entre os tratamentos com *M. aeruginosa* e o controle com alimento, neste caso, foi muito maior que no caso dos experimentos em que a cianobactéria foi oferecida sem o alimento e a comparação foi feita com o controle sem alimento. A letalidade relativa ao controle foi muitas vezes maior nos experimentos com a mistura algal, mostrando que em uma situação de não-limitação alimentar, as cianobactérias mantiveram sua toxicidade.

Resultado semelhante foi encontrado em outros estudos com misturas de algas nutritivas e cianobactérias. Reinikainen *et al.* (1994), utilizaram a clorofíceia *Scenedesmus obtusiusculus* como alimento nutritivo, desde zero células de *S. obtusiusculus* por mililitro até 10⁵ células.ml⁻¹ desta alga, combinada com diferentes concentrações de células de *M. aeruginosa* (PCC7820). Estes autores verificaram que houve uma melhora significativa na sobrevivência de *D. pulex*, à medida em que se aumentou a concentração de alimento nutritivo, porém o efeito tóxico manteve-se nas concentrações mais altas de cianobactéria. Estes resultados demonstram, portanto, a importância do estado nutricional do zooplâncton na sensibilidade às cianobactérias tóxicas.

As diferenças na sensibilidade às microcistinas também podem ser devidas à diferenças na capacidade de inibição das proteínas fosfatases. DeMott & Dhawale (1995) encontraram diferenças significativas na inibição das proteínas fosfatases 1 e 2A entre

espécies de dafinídeos (*D. pulex* e *D. pulicaria*) e um copépodo (*Diaptomus birgei*) e atribuíram estes resultados à diferenças na produção e atividade das proteínas fosfatases entre estas espécies.

Assim como neste estudo, DeMott *et al.* (1991) verificaram que *D. pulex* foi mais sensível às toxinas de *M. aeruginosa* que *D. pulicaria*. DeMott & Dhawale (1995), por outro lado, verificaram que a inibição das proteínas fosfatases foi muito maior para *D. pulicaria* do que para *D. pulex*. Verificaram ainda que *D. pulex* produz muito menos proteínas fosfatases que *D. pulicaria*. Deste modo, explicaram que a maior sensibilidade de *D. pulex* quando ingerem células vivas de *M. aeruginosa* se deve, provavelmente, a menor produção de proteínas fosfatases e a menor atividade das mesmas nesta espécie. Estes autores sugerem ainda que a sensibilidade as microcistinas varia com o modo de exposição (toxina dissolvida na água ou intracelular), capacidade de absorção de toxina pelo trato digestivo e produção de proteínas fosfatases adicionais.

Como os efeitos tóxicos se dão somente quando as toxinas são liberadas, após a digestão das células no trato digestivo, diferenças na produção de enzimas digestivas entre as espécies de cladóceros podem ser uma das causas das diferenças de sensibilidade encontradas (Lampert, 1982). Porter (1975) demonstrou experimentalmente que espécies de *Daphnia* diferem em sua capacidade de digerir células de algas com envoltórios gelatinosos. Portanto, uma espécie de zooplâncton que não seja capaz de digerir o envoltório protetor das cianobactérias não seria afetada pelas suas toxinas.

A interação significativa entre espécie de cladóceros e cepa de cianobactéria, verificada em alguns experimentos, representa que a sensibilidade da espécie de cladóceros depende da cepa considerada. No segundo experimento de toxicidade aguda com cepas de cianobactéria (Fig. 22), por exemplo, *C. cornuta* foi mais sensível a cepa NPLJ-2 enquanto que *M. minuta* foi mais sensível a cepa NPLJ-3. Estas diferenças de sensibilidade entre os cladóceros, em função da cepa, devem-se, provavelmente, a diferenças qualitativas nas toxinas produzidas por estas cepas ou na capacidade de digestão destas células pelos cladóceros.

O impacto das toxinas de cianobactéria na natureza é difícil de ser avaliado, uma vez que uma cepa pode produzir mais de um tipo de toxina (Jungmann & Benndorf, 1994). Além disso, efeitos tóxicos são dificilmente separados de efeitos nutricionais (DeMott *et al.*, 1991). Nos experimentos em que as cianobactérias foram misturadas ao alimento nutritivo, vimos que o efeito tóxico manteve-se constante. Apesar disso, o efeito da

inibição da taxa de filtração poderia ter causado uma redução na ingestão de alimento nutritivo, levando o animal à morte também por desnutrição. Em alguns casos, entretanto, principalmente nas maiores concentrações de cianobactéria, a sobrevivência nos tratamentos foi ainda menor que nos controles sem alimento. Neste caso, a morte do animal deve-se a um efeito combinado das toxinas e da redução na ingestão de alimento, o que aumenta ainda mais o efeito tóxico das cianobactérias.

6.4.2. Toxicidade crônica das cepas de *Microcystis aeruginosa*

Os bioensaios de toxicidade aguda com cepas de *M. aeruginosa* forneceram informações valiosas a respeito da sensibilidade dos cladóceros. Entretanto, estes experimentos não fornecem informações suficientes a respeito dos efeitos das cianobactérias no ciclo de vida dos cladóceros, como aqueles sobre a taxa intrínseca de aumento populacional (r_m).

Através de experimentos clássicos de tabela de vida foi possível verificar os efeitos das diferentes cepas de *M. aeruginosa* na reprodução dos cladóceros. Estes experimentos demonstraram que a reprodução dos cladóceros foi afetada na presença de *M. aeruginosa*, mesmo em concentrações tão reduzidas quanto $0,05 \text{ mg C.l}^{-1}$.

As três cepas unicelulares da lagoa de Jacarepaguá utilizadas, provocaram reduções na taxa intrínseca de aumento populacional dos cladóceros. Entretanto, algumas cepas provocaram efeitos mais pronunciados que outras. A cepa NPLJ-2 apresentou maior efeito na reprodução dos cladóceros, de uma maneira geral, do que as outras duas cepas unicelulares. Como foi dito anteriormente, diferenças do grau de digestibilidade das cepas pode ter sido responsável pelo resultado observado. A cepa NPLJ-3, que produz grande quantidade de mucilagem, teve efeito menor que a cepa NPLJ-2, o que pode indicar a dificuldade dos cladóceros em digerir estas células. Apesar disso, a cepa NPLJ-6, que não apresenta grande quantidade de mucilagem, apresentou efeito semelhante ao da cepa NPLJ-3 em alguns casos. Esta cepa, entretanto, apresenta menor produção de microcistinas por peso seco que as outras duas (Tabela 3), o que pode explicar estes resultados.

Em termos qualitativos, os efeitos das cepas de *M. aeruginosa* foram de dois tipos:

- 1) Provocaram um atraso na idade da primeira reprodução, principalmente naquelas espécies mais sensíveis;
- 2) Provocaram redução na fecundidade (tamanho da prole) dos cladóceros, os

quais apresentaram menor produção de neonatos por fêmea que os controles com alimento nutritivo.

Segundo Allan (1976), a idade da primeira reprodução e o tamanho da prole são os fatores mais importantes na determinação da taxa intrínseca de aumento populacional.

Estes efeitos também foram observados em outros estudos como os de Smith & Gilbert (1995) e Hietala *et al.* (1995), nos quais a cepa PCC7820 e outras cepas não tóxicas foram utilizadas. DeMott & Müller-Navarra (1997) verificaram uma diminuição na produção de ovos/fêmea quando espécies de *Daphnia* foram alimentadas com *Synechococcus elongatus*, uma cianobactéria não tóxica. Repka (1997) mostrou que a taxa de aumento populacional de clones de *Daphnia* foi reduzida na presença de *Oscillatoria limnetica*, apesar desta cianobactéria apresentar alto conteúdo de ácidos graxos essenciais. Além disso, outros trabalhos mostram que a taxa de aumento populacional de *Daphnia* pode ser reduzida mesmo quando estes cladóceros são alimentados com clorofíceas e cianobactérias não tóxicas que apresentam limitação em N e P (Kilham *et al.* 1997; Lürling & Van Donk, 1997). Portanto, não só as toxinas de cianobactéria podem estar implicadas na redução nas taxas de aumento populacional, mas também o valor nutricional das mesmas.

Neste estudo, entretanto, a percentagem de cianobactéria utilizada nos experimentos crônicos foi pequena em relação a biomassa da alga nutritiva, de modo que os animais não foram submetidos a condições de limitação alimentar. Para alguns cladóceros, como *M. micrura* e *M. minuta*, apenas 5 a 10 % de carbono de *M. aeruginosa* foram suficientes para reduzir a taxa intrínseca de aumento populacional. Para estas espécies, houve inibição da reprodução, ou seja, nenhum animal reproduziu, em concentrações relativamente baixas de cianobactéria. Isto demonstra que se trata realmente de um efeito tóxico e não de um efeito puramente nutricional.

O estado nutricional do zooplâncton antes da exposição a cepas tóxicas também pode determinar o efeito das cianobactérias na reprodução dos cladóceros. Reinikainen *et al.* (1995) verificaram que *D. pulex* mantida em baixa concentração de alimento antes da exposição à cepa PCC7820 produziu ovos com baixa viabilidade, alta taxa de aborto e má formação de embriões. Estes autores argumentam que a microcistina pode atuar nos ovos e embriões, alterando o seu desenvolvimento. A toxina poderia ser acumulada nas reservas lipídicas, sendo transferida para a prole durante a produção dos ovos. Neste estudo, verificou-se frequentemente a ocorrência de neonatos mortos nos tratamentos com *M.*

aeruginosa, o que pode ser tanto resultado de aborto de embriões não viáveis quanto de mortalidade pós-natal.

As espécies de cladócero apresentaram diferenças quanto à sensibilidade às cepas de *M. aeruginosa*. Assim como nos experimentos de toxicidade aguda, *C. cornuta*, foi a espécie menos afetada pelas cepas de cianobactéria, apresentando menor redução na taxa intrínseca de aumento populacional. *C. cornuta* foi capaz de manter taxas de reprodução positivas mesmo na presença de 40 % de carbono (0,40 mg C.l⁻¹) de cianobactéria na dieta.

Entre os clones de *M. micrura*, o clone MnLJ-1 foi o mais sensível, apresentando taxa de aumento populacional negativa com apenas 5 % de carbono (0,05 mg C.l⁻¹) da cepa NPLJ-2, inibição da reprodução com 10 % de carbono (0,10 mg C.l⁻¹) da cepa NPLJ-3 e taxa de reprodução negativa com 10 % de carbono da cepa NPLJ-6. Enquanto isso, o clone MnLT conseguiu ter taxa de aumento populacional positiva com até 5 % de carbono da cepa NPLJ-2, 20 % de carbono (0,20 mg C.l⁻¹) da cepa NPLJ-3 e 10 % de carbono da cepa NPLJ-6. Além disso, a percentagem de redução de r_m , em relação ao controle, foi maior para o clone MnLJ-1. Isto demonstra claramente que existiram diferenças entre os clones quanto aos efeitos das cianobactérias na reprodução. O clone MnLJ-1 foi coletado na lagoa de Jacarepaguá em maio de 1995, num período em que não havia floração de cianobactérias. O clone MnLT, entretanto, foi coletado no mesmo período na lagoa da Tijuca, durante uma intensa floração de *M. aeruginosa*. Portanto, é provável que o clone MnLT apresente maior resistência à esta cianobactéria por ter sido selecionado num ambiente em que estas estavam presentes. Diferenças clonais no efeito de cianobactérias tóxicas na reprodução de *Daphnia* já foram verificados em outros trabalhos (Hietala *et al.*, 1995; Repka, 1997). Isto explica, em parte, a coexistência de cladóceros e cianobactérias em alguns ambientes. Os clones mais resistentes às toxinas de cianobactérias são selecionados em detrimento dos clones mais sensíveis, aumentando sua frequência genotípica dentro da população. Este aumento de genótipos mais resistentes, em função da presença de cianobactérias, também foi verificado para populações de rotíferos (Snell, 1980).

Como foi dito anteriormente, a idade da primeira reprodução e a fecundidade etária específica são os principais fatores que determinam a taxa reprodutiva do animal. Nos controles com alimento nutritivo (*A. falcatus*), o aparecimento de ovos na câmara embrionária de *M. micrura* geralmente se dava no 3^o ou 4^o dia, enquanto que para *C. cornuta*, os ovos apareciam em torno do 5^o ou 6^o dia. Portanto, a idade de maturação (1^a

reprodução) de *M. micrura* é menor que a de *C. cornuta*. Isto, somado a maior produção de ovos de *M. micrura*, confere a esta espécie altas taxas de aumento populacional. Deste modo, estes dois cladóceros parecem adotar estratégias de vida bastante distintas. Enquanto *M. micrura* investe muito mais energia na reprodução, aumentando rapidamente o tamanho da população em condições favoráveis de disponibilidade de alimento, *C. cornuta*, parece investir mais energia na resistência às condições adversas, apresentando baixas taxas de mortalidade e diminuindo o investimento na prole na presença de cianobactérias.

Estes fatos parecem concordar com os resultados da análise da comunidade de cladóceros na lagoa de Jacarepaguá. Como vimos, *M. micrura* apresentou rápido crescimento antes do período de floração de *Microcystis aeruginosa*, aproveitando a maior disponibilidade de recursos alimentares, como clorofíceas e diatomáceas, e garantindo, deste modo, um rápido aumento da população. *C. cornuta*, por outro lado, apareceu tardiamente, em plena fase de floração de *M. aeruginosa*, apresentando aumento populacional modesto, enquanto a população de *M. micrura* diminuía de densidade. Isto reflete a menor taxa de aumento populacional de *C. cornuta*, assim como a sua maior resistência às cianobactérias. No entanto, ambas as espécies de cladóceros declinaram gradativamente durante a fase de floração, chegando a desaparecer do plâncton. Isto pode ter se dado em função da interferência de *M. aeruginosa*. Como veremos adiante, os experimentos realizados com o séston da lagoa de Jacarepaguá confirmam este efeito, mas somente em alguns períodos.

O experimento com a cepa colonial NPLJ-42 mostrou que o tamanho da colônia é um fator importante na toxicidade de *M. aeruginosa*. Ao contrário da cepa unicelular NPLJ-2, as colônias da cepa NPLJ-42 não afetaram a reprodução de *M. micrura*. Para *C. cornuta*, entretanto, houve apenas uma ligeira redução na taxa intrínseca de aumento populacional com esta cepa, mas que não se diferenciou da redução provocada pela cepa NPLJ-2. Quando se considera que a cepa NPLJ-42 apresentou maior conteúdo de microcistinas que a cepa NPLJ-2, a ausência de efeitos sobre *M. micrura* e o efeito reduzido em *C. cornuta* sugerem que, devido ao grande tamanho de suas colônias de (20 a 130 µm), esta cepa não deve ter sido consumida pelos cladóceros, ou pelo menos, que a taxa de ingestão desta cepa deve ter sido menor que a da cepa NPLJ-2, unicelular. Além disso, o bom desempenho de *M. micrura*, nos tratamentos com a cepa NPLJ-42, demonstra que a presença das colônias de cianobactéria não afetou a ingestão de alimento nutritivo

(*A. falcatus*) por parte deste cladóceros.

Segundo DeMott (1990), os cladóceros, de um modo geral, são filtradores não seletivos, podendo ingerir indiscriminadamente uma ampla variedade de partículas tais como fitoplâncton, bactéria, detritos, e partículas inorgânicas em suspensão. Diferentemente dos copépodos, que podem discriminar as partículas na base do sabor, características nutricionais e toxicidade, os cladóceros selecionam as partículas principalmente na base do tamanho (DeMott, 1986; DeMott & Moxter, 1991). Deste modo, em ambientes dominados por cianobactérias, pequenos cladóceros são beneficiados pela sua ineficácia em filtrar grandes colônias e filamentos de cianobactérias tóxicas (Fulton & Jones, 1991; Hanazato, 1991). Além disso, grandes cladóceros como *Daphnia* são capazes de estreitar a abertura entre as valvas da carapaça, de forma a reduzir a ingestão de colônias e filamentos tóxicos (Gliwicz and Siedlar, 1980).

Alguns trabalhos mostram que a taxa de ingestão de cepas coloniais de *M. aeruginosa* por cladóceros é bastante reduzida em relação a cepas unicelulares (Fulton & Paerl, 1987; Fulton & Paerl, 1988). Jarvis *et al.* (1987) também verificaram que cladóceros pequenos, como *Moina micrura* e *Ceriodaphnia reticulata*, filtraram ineficientemente colônias de *Microcystis* em todas as faixas de tamanho (de 5 a 100 μm) e que nem mesmo os cladóceros de grande porte como *Daphnia pulex* foram capazes de filtrar colônias acima de 100 μm . Além disso, estes autores demonstraram que a presença de colônias de *Microcystis* não interferiu na taxa de ingestão de alimento nutritivo (*Chlorella sp.*), por parte dos cladóceros pequenos.

6.4.3. Efeitos agudos do séston sobre os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá

Os bioensaios realizados com o séston da lagoa de Jacarepaguá revelaram que, durante a fase de floração de *M. aeruginosa*, houve efeitos de toxicidade aguda sobre os cladóceros.

O primeiro experimento, realizado com amostra de séston coletada em 26/11/96 no ponto 3 (Fig. 26), mostrou que houve diferenças entre os clones de *M. micrura* quanto a sobrevivência, tanto nos tratamentos com o séston e com a cepa NPLJ-2, quanto nos controles. Este fato reforça a hipótese de que diferenças de resistência entre clones da mesma espécie podem ser responsáveis pela coexistência de cladóceros com florações de cianobactéria. Nesta data, entretanto, não foi verificado efeito tóxico do séston sobre esta espécie. Em alguns casos, houve mesmo uma melhora significativa da sobrevivência dos

animais nos tratamentos com séston. O clone MnLJ-3, por exemplo, teve melhor desempenho com o séston do que com a alga nutritiva (*A. falcatus*).

Cabe ressaltar que a concentração de microcistinas no séston no ponto 3, neste período, foi relativamente baixa ($1,45 \mu\text{g.l}^{-1}$). A densidade de clorofíceas (ex.: *Scenedesmus sp.*, *Coelastrum sp.* e *Chlorella sp.*) e diatomáceas (Centrophicidae) ainda era bastante elevada neste período, ($1,6 \times 10^5$ células. ml^{-1}), não havendo, portanto, situação de limitação alimentar. No entanto, havia também alta densidade de cianobactérias ($2,1 \times 10^5$ células. ml^{-1}), representadas principalmente por *M. aeruginosa*, tanto na forma unicelular quanto na forma colonial. Apesar disso, os tratamentos com 0,25 e 0,50 mg C.l⁻¹ de séston, que foram complementados com 0,75 e 0,50 da alga *Ankistrodesmus falcatus*, respectivamente, não melhoraram significativamente a sobrevivência dos clones de *M. micrura* em relação ao tratamento com 1,00 mg C.l⁻¹ (100 %) de séston, nem em relação aos controles com alimento, indicando que o séston satisfaz plenamente os requerimentos nutricionais deste cladóceros.

Clorofíceas como *Ankistrodesmus falcatus* e *Scenedesmus sp.* tem sido consideradas como uma fonte de alimento de alto valor nutritivo para cladóceros, suportando altas taxas de crescimento em *Daphnia* (DeMott & Müller-Navarra, 1997; Kilham *et al.*, 1997; Repka, 1997). *Chlorella sp.* também é frequentemente utilizada como alimento pelo zooplâncton, tendo alta taxa de assimilação e fornecendo boa taxa de crescimento para *M. micrura* (Hanazato & Yasuno, 1987).

Além disso, Infante (1978) mostrou que clorofíceas e diatomáceas são de fácil digestão, sendo importantes itens alimentares na dieta de *C. cornuta* e *M. micrura* no lago Valencia (Venezuela). Por outro lado, colônias de *M. aeruginosa* foram encontradas em pequena percentagem e sempre intactas no tubo digestivo destes cladóceros.

A falta de efeitos tóxicos do séston neste período mostra que, apesar da presença de alta densidade de cianobactérias, estas não interferiram na sobrevivência dos cladóceros. Isto se deveu, provavelmente, a baixa concentração de microcistinas nas células de *M. aeruginosa* neste período e à presença de alimento nutritivo em abundância suficiente para manter os cladóceros.

No segundo experimento, realizado com amostra de séston coletada no dia 11/12/96 no ponto 2 (Fig. 27), foi evidenciado um efeito tóxico característico em *M. micrura*, com alta mortalidade nos tratamentos com séston a partir do terceiro dia de experimento. Cabe ressaltar que o séston neste período apresentava concentração de

microcistinas cerca de 20 vezes maior que no experimento anterior (27,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$). Havia também maior densidade de cianobactérias ($\approx 6,0 \times 10^5$ células. ml^{-1}) e uma densidade muito menor de clorofíceas e diatomáceas ($< 10^4$ células. ml^{-1}). Mesmo quando foi adicionado alimento nutritivo (*A. falcatus*), nas concentrações de 0,25 e 0,50 mg C.l⁻¹ de séston, a sobrevivência foi significativamente menor que no controle com alimento, indicando que o efeito foi relacionado às toxinas presentes no séston e não à possíveis problemas nutricionais. Na concentração de 1,0 mg C.l⁻¹ de séston, em que não foi adicionado alimento nutritivo, a sobrevivência foi ainda menor, indicando que o aumento na concentração de células tóxicas aumentou o efeito tóxico do séston. Isto indica um efeito dose-dependente, característico de toxicidade aguda. Além disso, a letalidade do séston aproximou-se muito da letalidade dos tratamentos com a cepa NPLJ-2, sugerindo que a presença de células de *M. aeruginosa* no séston foi o fator responsável pela elevada mortalidade.

Neste experimento, o meio de cultivo exerceu um efeito significativo na sobrevivência dos cladóceros. Em água da lagoa a sobrevivência foi mais alta que em água mineral. Isto se deveu, provavelmente, à composição mais rica em nutrientes da água da lagoa e à presença de compostos orgânicos que podem ser fatores de crescimento importantes para os cladóceros.

No terceiro experimento, realizado com amostra de séston coletada em 23/12/97 no ponto 3 (Fig. 28), não foi verificado efeito tóxico do séston sobre *C. cornuta*. Neste período, a concentração de microcistina no séston foi de apenas 2,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$, embora a densidade de cianobactérias tenha sido aproximadamente a mesma do experimento anterior. Entretanto, as colônias de *M. aeruginosa* apresentavam-se distribuídas em classes de maior tamanho, com cerca de 40 % das colônias na classe de 10 - 20 μm e cerca de 25 % na classe de 21 - 40 μm (Fig. 14). Em água da lagoa, esta espécie apresentou baixa mortalidade mesmo quando exposta às células da cepa NPLJ-2. Isto demonstra que *C. cornuta* apresenta maior resistência às toxinas de *M. aeruginosa*. Portanto, a baixa concentração de toxinas no séston neste período, o maior tamanho das colônias de *M. aeruginosa* e a maior resistência de *C. cornuta* às células de cianobactéria, foram os fatores responsáveis pela ausência de efeitos tóxicos do séston neste experimento.

Assim como para *M. micrura* no experimento anterior, *C. cornuta* só foi afetada pela presença de células de *M. aeruginosa* em água mineral, sugerindo que a composição do meio de cultivo tem influência na sensibilidade dos cladóceros às cianobactérias.

No quarto experimento (Fig. 29), realizado com amostra de séston coletada em 28/01/97 no ponto 3, comparou-se a resposta dos dois cladóceros da lagoa de Jacarepaguá em água da lagoa e em água mineral. Neste período, não foi detectada a presença de microcistina nas amostras de séston. A densidade de células de cianobactérias neste período também foi baixa ($< 10^4$ células.ml⁻¹), embora todas as colônias de *M. aeruginosa* tenham se apresentado menores que 10 µm, podendo ser ingeridas pelos cladóceros (Fig. 14). A densidade de clorofíceas neste período foi cerca de $4,0 \times 10^4$ células.ml⁻¹, sendo, portanto, capaz de suportar o crescimento dos cladóceros.

A ausência de toxinas neste período, a baixa densidade de células de cianobactérias e a alta disponibilidade de alimento no séston explicam a boa sobrevivência dos cladóceros neste experimento. Novamente, a sobrevivência dos cladóceros, quando expostos às células da cepa NPLJ-2, foi melhor em água da lagoa do que em água mineral, demonstrando que a composição do meio de cultivo tem importância no resultados dos bioensaios de toxicidade.

No quinto e último bioensaio de toxicidade aguda com séston da lagoa, realizado com amostras coletadas em 20/02/97 nos pontos 1 e 3 (Fig. 30), verificou-se que havia presença de concentrações relativamente elevadas de microcistina no ponto 1 ($\approx 14,0$ µg.l⁻¹) e de elevada densidade de cianobactérias ($\approx 3 \times 10^5$ células.ml⁻¹) nos dois pontos de coleta. No ponto 1, cerca de 80 % das colônias de *M. aeruginosa* eram menores que 10 µm, enquanto que no ponto 3, cerca de 80 % das colônias situavam-se na faixa de 10 - 20 µm (Fig. 14). A disponibilidade de algas nutritivas, como clorofíceas e diatomáceas, foi elevada no ponto 1 ($1,2 \times 10^5$ células.ml⁻¹) e também no ponto 3 ($2,3 \times 10^4$ células.ml⁻¹).

Neste experimento, *M. micrura* apresentou elevada mortalidade nos tratamentos com séston, tanto em água mineral quanto em água da lagoa, principalmente com o séston do ponto 1. Como no segundo bioensaio, a adição de alimento nutritivo nas concentrações mais baixas de séston não melhorou a sobrevivência de *M. micrura*, indicando que a mortalidade nestes tratamentos está mais relacionada a efeitos tóxicos e do que a efeitos meramente nutricionais.

A sobrevivência de *Ceriodaphnia cornuta* não foi reduzida pela presença de *M. aeruginosa* no séston em água da lagoa. Em água mineral, entretanto, houve uma pequena redução na sobrevivência deste cladóceros somente na concentração mais alta de séston do ponto 1. A cepa NPLJ-2, entretanto, teve efeito tóxico para esta espécie somente na concentração mais alta em água da lagoa e para ambas as concentrações em água mineral.

Como foi evidenciado, nem sempre foi observado efeito tóxico agudo do séston sobre os cladóceros. De uma maneira geral, os efeitos tóxicos do séston dependeram das concentrações de microcistina encontradas nestas amostras, da disponibilidade de alimento nutritivo, da espécie de cladóceros considerada e da composição do meio de cultivo. Quando a concentração de toxina no séston foi elevada, verificou-se uma diminuição na sobrevivência dos cladóceros, principalmente em *M. micrura*. Neste caso, foi observada uma resposta dose-dependente, semelhante a resposta encontrada quando se utilizou células da cepa NPLJ-2, cultivadas em laboratório.

Os resultados também indicaram que *C. cornuta* foi mais resistente às toxinas de *M. aeruginosa* que *M. micrura*, apresentando pouca ou nenhuma redução da sobrevivência nos tratamentos com séston e com a cepa NPLJ-2.

Á água da lagoa parece aumentar a resistência dos cladóceros às toxinas de *M. aeruginosa*, como ficou evidenciado pela maior sobrevivência dos cladóceros nos tratamentos em água da lagoa. Isto se deve, provavelmente, a maior riqueza da água da lagoa, em nutrientes, em comparação à água mineral.

O tamanho da colônia de *M. aeruginosa* pode ter sido outro fator que influenciou na resposta dos cladóceros. Durante o período de estudo, *M. aeruginosa* apresentou-se em grande parte na forma colonial, o que pode ter dificultado a sua ingestão pelo zooplâncton. No último experimento de toxicidade aguda, por exemplo, verificou-se que o séston do ponto 3 apresentava colônias maiores que as do séston do ponto 1. Embora a densidade de cianobactérias tenha sido semelhante nos dois pontos de coleta, o efeito tóxico do séston do ponto 1 foi maior que o do séston do ponto 3. Isto sugere que as colônias de *M. aeruginosa* no ponto 3 estavam menos disponíveis para o consumo, devido ao seu maior tamanho, e desta forma, tiveram o seu efeito tóxico sobre os cladóceros diminuído. Outra hipótese, seria que a concentração de microcistina no ponto 3 poderia ter sido menor que no ponto 1, fato que não pôde ser comprovado devido a falta deste dado para o séston do ponto 3.

6.4.4. Efeitos crônicos do séston e de amostras naturais de *M. aeruginosa* para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá

Nos experimentos de toxicidade crônica com séston da lagoa de Jacarepaguá, não se verificou sinais de efeito tóxico ou de limitação alimentar sobre os cladóceros. As taxas de crescimento nos tratamentos com séston foi, muitas vezes, superior à dos controles com

alimento nutritivo, indicando que o séston da lagoa de Jacarepaguá constituiu-se numa boa fonte de recursos alimentares para o zooplâncton, mesmo com a presença de colônias de *M. aeruginosa*.

No primeiro experimento, com amostras coletadas em 20/03/97 (Tabela 27), foram utilizadas concentrações de séston semelhantes às utilizadas nos experimentos anteriores, em que as suspensões de algas nutritivas e séston totalizaram sempre 1,0 mg C.l⁻¹. Neste experimento, os valores de r_m para os dois cladóceros, nos tratamentos com séston, foram significativamente superiores, ou pelo menos iguais, aos dos controles com alimento nutritivo (*A. falcatos*). Nestas amostras, a concentração de microcistina foi relativamente baixa (2,43 µg.l⁻¹), embora houvesse uma alta concentração de células de *M. aeruginosa* sob a forma unicelular ($\approx 6,0 \times 10^4$ células.ml⁻¹). Havia também uma grande quantidade de clorofíceas e diatomáceas ($\approx 6,0 \times 10^4$ células.ml⁻¹) disponíveis como alimento, principalmente *Chlorella sp.*, *Scenedesmus sp.*, *Coelastrum sp.* e *Ciclotella sp.* A baixa quantidade de toxina presente no séston neste período parece ter sido o principal fator na ausência de efeitos tóxico sobre os cladóceros.

Como se suspeitou que as concentrações de séston utilizadas no primeiro experimento pudessem ter sido muito baixas para apresentar efeito tóxico, no segundo experimento, realizado com amostras coletadas em 03/04/97 (Tabela 28), foram utilizadas concentrações próximas aos valores médios de COP encontrados no ambiente natural (≈ 10 mg C.l⁻¹). Neste experimento, o séston também forneceu taxas de aumento populacional superiores à dos controles com alimento nutritivo, para ambos os cladóceros. A concentração de microcistinas no séston foi relativamente elevada neste período, sendo de 16,1 µg.l⁻¹ para o tratamento com 100 % de séston. Embora a densidade de células de *M. aeruginosa* tenha sido semelhante a do experimento anterior ($\approx 5,3 \times 10^4$ células.ml⁻¹), estas se apresentavam principalmente sob a forma de colônias de grande tamanho (20 - 40 µm, Fig. 14). Havia também grande disponibilidade de alimento nutritivo, como clorofíceas e diatomáceas ($\approx 3,5 \times 10^4$ células.ml⁻¹).

Além dos tratamentos com séston, foram utilizados também tratamentos com colônias isoladas de *M. aeruginosa*, obtidas da população natural através de arrastos com rede de plâncton (25 µm) e centrifugação deste material, utilizando-se somente a fração que permaneceu no sobrenadante. Nestes tratamentos, praticamente 100 % das células eram de *M. aeruginosa*, as quais formavam colônias de grande tamanho (ver Figura 6). A concentração de toxina, calculada a partir do conteúdo de toxina por peso seco de material

liofilizado, foi de 7,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para a concentração de 1,0 mg C.l⁻¹ (ou 100 % *Microcystis*). Nestes tratamentos, houve uma ligeira redução na taxa de reprodução de *C. cornuta* e nenhuma redução significativa na taxa de reprodução de *M. micrura*. Os resultados deste experimento parecem indicar que as colônias de *M. aeruginosa* foram de tamanho suficiente para impedir a ingestão pelos cladóceros e, portanto, não apresentarem efeito tóxico crônico.

No terceiro experimento (Tabela 29), foram utilizadas células de *M. aeruginosa* obtidas da população natural através de arrastos com rede de plâncton (25 μm) e centrifugação deste material, utilizando-se desta vez as colônias que permaneceram no precipitado. Nesta fração, foi verificada uma predominância de *M. aeruginosa* sob a forma unicelular e de pequenas colônias, de até no máximo 10 células. A proporção de células de clorofíceas e outras algas encontradas nestas amostras foi baixa em relação as células de cianobactérias (ver figura 7). A concentração de microcistina, calculada a partir do conteúdo desta toxina por peso seco de material liofilizado, foi de 6,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para a concentração de 1,0 mg C.l⁻¹, ou seja muito próxima da concentração utilizada no experimento anterior com colônias de *M. aeruginosa* obtidas do sobrenadante. Neste experimento, entretanto, houve uma grande redução nas taxas intrínsecas de aumento populacional de ambos os cladóceros. *Moina micrura* foi a espécie mais afetada, tanto em água mineral quanto em água da lagoa. Em água da lagoa, contudo, o desempenho de ambos os cladóceros foi melhor que em água mineral.

Os resultados destes experimentos demonstram claramente que as células de *M. aeruginosa* contidas nas amostras de plâncton da lagoa de Jacarepaguá são potencialmente tóxicas para os cladóceros, mas apenas quando estas se apresentam sob a forma unicelular ou de pequenas colônias, que possam ser ingeridas pelo zooplâncton. Ficou demonstrado também que a concentração destas células na água é um fator importante na toxicidade de *M. aeruginosa* para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá. Nas amostras de séston, muitas vezes este efeito não foi observado, provavelmente devido a baixa densidade de células de *M. aeruginosa* na forma unicelular.

Outros estudos realizados com amostras de florações naturais apresentaram resultados semelhantes a este estudo. Matveev & Balseiro (1990) utilizaram amostras do lago Araucana (Argentina), nas quais a cianobactéria *Gleocapsa minor* era predominante. Estes autores verificaram que esta cianobactéria não reduziu a sobrevivência de *Ceriodaphnia dubia* e *Bosmina longirostris*, mas foi capaz de reduzir a fecundidade destes

cladóceros. Estes autores atribuíram este efeito ao baixo valor nutritivo desta cianobactéria e não a algum fator tóxico.

Fulton & Jones (1991), por outro lado, demonstraram que nem a sobrevivência nem a fecundidade de *Daphnia parvula* foram afetadas pela presença de *M. aeruginosa* em amostras de séston coletadas durante a fase de floração algal no rio Potomac (Washington, EUA). Estes autores sugeriram dois fatores como responsáveis por este resultado: a ausência de cepas tóxicas de cianobactéria e a presença de fontes alimentares alternativas em quantidade suficiente para manter as populações deste cladócero.

6.4.5. Efeitos do séston e de amostras naturais de *M. aeruginosa* no aumento em biomassa de *M. micrura*

Estes experimentos foram realizados paralelamente ao experimentos crônicos, utilizando as mesmas amostras e as mesmas concentrações, com o objetivo de verificar os efeitos de dietas de séston no crescimento de cladóceros. Estes experimentos foram realizados somente com a espécie *M. micrura*, por ser um cladócero de maior porte e mais facilmente manipulável durante os experimentos.

No primeiro experimento, realizado com amostras de 20/03/97 (Fig. 31), verificou-se que os animais apresentaram um crescimento ligeiramente reduzido com a dieta de séston em relação ao controle com alimento nutritivo. Isto sugere que a qualidade nutricional do séston foi mais baixa que a do controle com a clorofíceia *A. falcatus*. Apesar disso, foi verificado que nos experimentos de tabela de vida (crônicos), a taxa intrínseca de aumento populacional nos tratamentos com séston, em água da lagoa, não foi diferente do controle com alimento nutritivo. Isto significa que, embora os animais alimentados com séston tenham apresentado crescimento reduzido, não tiveram sua fecundidade reduzida em relação ao controles. Esta pode ser uma estratégia adotada por este cladócero quando na presença de alimento tóxico ou de baixo valor nutritivo, como as cianobactérias.

Sabe-se que o tamanho (ou idade) do animal na primeira reprodução é um dos fatores mais importantes na determinação da taxa intrínseca de aumento populacional, pois determina em parte o número de ovos produzidos (Allan, 1976). Como *M. micrura* é uma espécie que investe grande parte da sua energia na reprodução (Romanovsky, 1985), na presença de cianobactérias tóxicas ou de baixo valor nutritivo, este cladócero parece ter optado por investir mais energia na manutenção da reprodução, às expensas do crescimento somático.

Hietala *et al.* (1995), por outro lado, verificaram que clones de *Daphnia pulex* e *D. longispina* apresentaram redução tanto no tamanho do corpo quanto no tamanho da prole quando em presença de *M. aeruginosa* (PCC7820). Além disso, Hietala *et al.* (1996) verificaram que *D. pulex* produziu mais ovos e menores filhotes quando expostos a baixa concentrações desta cianobactéria tóxica, contrariamente ao modelo de alocação de recursos proposto por Ebert (1994), que prediz que a estratégia seria reduzir o tamanho da prole e produzir filhotes maiores, com maior resistência a condições de limitação alimentar. No entanto, os referidos autores argumentam que os resultados encontrados devem-se não a efeitos de limitação alimentar mas sim a efeitos diretos da microcistina-LR, produzida pela cepa PCC7820, sobre a reprodução de *D. pulex*.

No segundo experimento, realizado com amostras coletadas em 03/04/97 (Fig. 32), verificou-se que nos tratamentos com séston os animais apresentaram crescimento semelhante ao do controle com *A. falcatus*. Neste caso, o crescimento de *M. micrura* parece não ter sido influenciada pela presença das colônias de *M. aeruginosa* no séston. Estes resultados concordam com os experimentos de tabela de vida, realizado com as mesmas amostras de séston, no qual *M. micrura* apresentou maiores taxas de crescimento populacional com o séston do que com a alga *A. falcatus*.

Por outro lado, as colônias de *M. aeruginosa* isoladas do resto do material sestônico por centrifugação (sobrenadante), exerceram efeitos negativos sobre o crescimento de *M. micrura*. Nas concentrações de 50 e 100 % de *M. aeruginosa*, houve uma redução significativa no crescimento deste cladócero. Cabe ressaltar, entretanto, que a taxa de aumento populacional de *M. micrura* não foi significativamente afetada pela presença das colônias de cianobactéria. Estes resultados sugerem que não houve efeito tóxico aparente sobre *M. micrura*. Provavelmente, o efeito das colônias de *M. aeruginosa* sobre o aumento em biomassa de *M. micrura* foi mais em termos nutricionais, principalmente na concentração de 100 %, onde só haviam colônias de *M. aeruginosa*. Na concentração de 50 %, entretanto, metade do carbono algal era proveniente da alga verde *A. falcatus*, e portanto o resultado encontrado não pode ser atribuído a problemas nutricionais somente. Como as colônias de *M. aeruginosa* apresentavam grande tamanho, não se pode descartar a hipótese de interferência mecânica sobre a taxa de filtração destes cladóceros, o que pode ter levado a uma redução na ingestão de alimento nutritivo e, conseqüentemente, a uma deficiência nutricional do organismo.

Hanazato (1991), utilizando *M. aeruginosa* unicelular cultivada em laboratório,

verificou que *M. micrura* apresentou redução no crescimento e na taxa de reprodução mesmo quando as células de cianobactéria foram oferecidas em mistura com alimento nutritivo (*Chlorella sp.*). No entanto, quando este autor utilizou amostras de água do lago Kasumigaura (Japão), contendo colônias de *M. aeruginosa*, observou que o crescimento de *M. micrura* sofreu redução apenas nos tratamentos em que não era adicionado alimento nutritivo. Este autor considerou que o tamanho das colônias no lago eram muito grandes para serem consumidas por *M. micrura*, e portanto não podiam sustentar o seu crescimento sem uma fonte complementar de alimento. Deste modo, o baixo crescimento populacional deste cladóceros foi atribuído não a efeitos tóxicos ou inibitórios, mas sim à falta de alimento nutritivo disponível para estas populações.

No terceiro experimento (Fig. 33), houve uma redução drástica no crescimento de *M. micrura* nos tratamentos com as células de *M. aeruginosa* obtidas da população natural (precipitado). No sexto dia de experimento, os animais dos tratamentos com células de cianobactéria apresentaram redução significativa de biomassa, em relação aos animais do controle. Estes resultados estão de acordo com os resultados do experimento crônico, em que houve uma redução significativa da taxa de aumento populacional nos tratamentos com as células de *M. aeruginosa*. Estes resultados parecem indicar um efeito tóxico típico, em que há uma resposta dose-dependente, ou seja: à medida que aumenta a concentração de células de *M. aeruginosa*, diminui a biomassa e também a taxa de aumento populacional de *M. micrura*. Além disso, não havia situação de limitação alimentar neste experimento, uma vez que todos os tratamentos receberam a adição de 1,0 mg C.l⁻¹ da alga nutritiva *A. falcatus*. No entanto, não se pode descartar a hipótese das células de *M. aeruginosa* terem exercido um efeito de inibição na taxa de filtração deste cladóceros e, deste modo, terem causado uma redução na taxa de ingestão de alimento nutritivo e uma possível deficiência nutricional. Este fato foi confirmado no experimento de taxa de filtração, o qual descreveremos a seguir.

DeMott & Müller-Navarra (1997) demonstraram que algumas espécies de *Daphnia* sofrem redução na taxa de aumento de biomassa quando expostas a uma dieta de cianobactérias não tóxicas (*Synechococcus elongatus*). O principal efeito neste caso seria nutricional, já que estas cianobactérias são pobres em ácidos graxos polinsaturados (PUFAs), que são essenciais para o crescimento do zooplâncton (Müller-Navarra, 1995).

Outros estudos mostram que cepas unicelulares de *M. aeruginosa* pode provocar redução no crescimento corporal de cladóceros, o que pode estar relacionado ao baixo

valor nutritivo destas cepas ou diretamente a toxicidade das mesmas (Hanazato & Yasuno, 1987; Hietala *et al.*, 1995).

6.4.6. Efeitos inibitórios de *M. aeruginosa* sobre a taxa de filtração de cladóceros

Nos dois experimentos realizados foram observados efeitos inibitórios de taxa de filtração dos cladóceros.

No primeiro experimento (Fig. 34), em que foram utilizadas células da cepa NPLJ-2, cultivadas em laboratório, observou-se que ambos os cladóceros testados (*D. pulex* e *M. micrura*) sofreram redução na taxa de filtração, em presença de células de *M. aeruginosa*. *M. micrura* foi a espécie mais afetada, apresentando forte redução na taxa de filtração tanto em baixa (10 %), quanto em alta (50 %) concentração de células de cianobactéria. *D. pulex*, entretanto, sofreu redução na taxa de filtração somente em alta concentração de células de *M. aeruginosa*, porém esta redução não foi tão drástica quanto para *M. micrura*.

Não houve diferença significativa entre os tempos de aclimação aos tratamentos, indicando que o fator “fome”, devido a inibição alimentar provocada por *M. aeruginosa*, não exerceu nenhum efeito sobre a taxa de filtração dos cladóceros. DeMott (1993) verificou que o fator “fome” determina em grande parte o grau de seletividade de algas por cladóceros e copépodos. Este autor verificou que quanto maior o tempo que o animal é mantido em condições de limitação alimentar (“starvation”), menor é o grau de seletividade entre algas de alto e baixo valor nutritivo. A seletividade entre algas tóxicas e não tóxicas também pode ser afetada pelo tempo de privação alimentar (DeMott & Moxter, 1991).

No segundo experimento (Fig. 35), em que foram utilizadas células de *M. aeruginosa* provenientes da população natural da lagoa de Jacarepaguá (precipitado), foram verificados efeitos inibitórios semelhantes aos observados com a cepa cultivada em laboratório, principalmente sobre a espécie *M. micrura*. Esta espécie sofreu uma redução drástica na taxa de filtração quando exposta às células de *M. aeruginosa*, tanto em moderada (25 %) quanto em alta (50 %) concentração de células. *C. cornuta*, entretanto, não sofreu redução significativa na taxa de filtração em nenhuma concentração de células de *M. aeruginosa*.

Lampert (1982) verificou redução na taxa de filtração de várias espécies de cladóceros, sendo que *D. pulex* apresentou maior sensibilidade e *Ceriodaphnia reticulata* foi a menos sensível a presença de células de *M. aeruginosa*. Este autor demonstrou

também que o efeito inibidor sobre a taxa de filtração dos cladóceros pode ser reversível. Quando *D. pulicaria* e *D. magna* foram colocadas em suspensões contendo somente a alga nutritiva (*Scenedesmus sp.*), recobriram imediatamente os valores de taxa de filtração anteriores a exposição às células tóxicas. Este autor argumenta que a inibição da taxa de filtração poderia ser um mecanismo comportamental para evitar a ingestão de células tóxicas. No ambiente natural, o animal poderia reduzir a taxa de filtração quando estivesse dentro de uma “mancha” de cianobactérias tóxicas e elevar novamente a taxa de filtração à medida que saísse da mesma.

DeMott *et al.* (1991) verificaram que *D. pulex* apresentou menor redução na taxa de filtração que *D. pulicaria* e consideraram este fato responsável pela maior mortalidade de *D. pulex* nos testes de toxicidade aguda. Neste caso, os autores concordam com a idéia de Lampert (1982) de que a rápida inibição da taxa de filtração representaria um mecanismo comportamental de proteção contra a ingestão de células tóxicas, evitando deste modo a intoxicação aguda do animal.

Neste estudo verificamos que *C. cornuta* foi a espécie menos sensível às células tóxicas, apresentando boa sobrevivência, menor redução na taxa de reprodução e também menor inibição na taxa de filtração. Neste caso, a maior resistência de *C. cornuta* parece ser mais fisiológica do que comportamental, à medida que esta espécie parece não evitar a ingestão de células tóxicas. A maior sensibilidade de *M. micrura*, por outro lado, deve-se provavelmente a uma menor resistência fisiológica às toxinas de *M. aeruginosa*, a medida que, mesmo apresentando forte inibição na taxa de filtração de células tóxicas, esta espécie apresentou menor sobrevivência e maior redução na taxa de reprodução do que *C. cornuta*.

Cabe ressaltar, entretanto, que a inibição na taxa de filtração pode comprometer também a ingestão de alimento nutritivo, podendo levar o animal à morte por inanição. Apesar disso, é provável que a redução na sobrevivência e na fecundidade de *M. micrura* seja um efeito simultâneo da ingestão de toxinas e da baixa ingestão de alimento nutritivo. Corrobora esta hipótese, o fato de que, em alguns experimentos, houve maior mortalidade nos tratamentos com *M. aeruginosa* em mistura com o alimento nutritivo, mesmo em relação aos controles sem alimento.

Alguns estudos questionam o papel das toxinas de cianobactérias como responsáveis pela inibição da taxa de filtração. Nizan *et al.* (1986) testaram várias cepas tóxicas e não-tóxicas de *M. aeruginosa* e não encontraram nenhuma correlação entre a toxicidade aguda das cepas de cianobactéria e a inibição da taxa de filtração de *Daphnia*

magna. Jungmann *et al.* (1991) testaram vários extratos de cepas de *M. aeruginosa* contendo frações tóxicas e não tóxicas, mas também não encontraram correlação entre a toxicidade dos extratos para *D. pulicaria* e a inibição da taxa de filtração. Estes autores sugerem que a toxicidade aguda e inibição da taxa de filtração de *Daphnia* seriam causadas por compostos diferentes.

Além disso, DeMott *et al.* (1991), verificaram que a taxa de filtração de *D. pulicaria* e *D. pulex* não foram afetadas pela presença de hepatotoxinas purificadas (microcistina-LR e nodularina). Isto concorda com a hipótese de que outros compostos, que não as hepatotoxinas, seriam os responsáveis pela inibição da taxa de filtração dos cladóceros.

Por outro lado, Haney *et al.* (1995), demonstraram que um composto neurotóxico produzido por *Aphanizomenon flos-aquae* (saxitoxina) é capaz de provocar redução nos movimentos dos apêndices torácicos de *D. carinata* e aumento da taxa de rejeição de partículas pelo pós-abdômem, sugerindo que a inibição da taxa de filtração pode ser mediada por estímulos quimiosensoriais, provocados pela liberação de toxinas na água.

Portanto, apesar da presença de grande quantidade de microcistina nas cepas de cianobactéria e nas amostras de séston encontradas neste estudo, não podemos afirmar com certeza se este fator foi o responsável pela inibição da taxa de filtração dos cladóceros.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados observados neste estudo demonstram claramente o potencial tóxico das florações de *Microcystis aeruginosa* nos ambientes naturais. O impacto desta cianobactéria sobre a comunidade de cladóceros depende, entretanto, de uma série de fatores tais como: 1) do tamanho da colônia de *M. aeruginosa*, o que determina a disponibilidade das células para o consumo por parte dos cladóceros; 2) da disponibilidade de alimento nutritivo em quantidade suficiente para manter as populações de cladóceros; 3) da concentração de microcistina no séston, que depende por sua vez da concentração de células tóxicas na água; 4) da sensibilidade das espécies de cladóceros às células tóxicas de *M. aeruginosa* e 5) da composição da água em que o animal se encontra.

Os experimentos com séston da lagoa permitiram evidenciar alguns efeitos tóxicos agudos no início do período de estudo. Apesar disso, os cladóceros apresentaram bom crescimento e reprodução com a dieta de séston coletado durante os meses de março e abril, demonstrando que a floração de *M. aeruginosa* exerceu pouco ou nenhum efeito sobre estes cladóceros neste período. Isto explica em parte a elevada densidade destes cladóceros durante a floração desta cianobactéria. O aumento no tamanho das colônias de *M. aeruginosa* pode ser o fator que propiciou tal resultado. No início do período de estudo, predominavam colônias de menor tamanho e a disponibilidade de células isoladas de cianobactéria era maior. À medida que evoluiu a floração de *M. aeruginosa*, as colônias aumentaram de tamanho e, provavelmente, tornaram-se indisponíveis para os cladóceros, diminuindo o efeito tóxico sobre os mesmos.

No entanto, os experimentos com amostras de *M. aeruginosa* da população natural, demonstraram que existem células potencialmente tóxicas para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, e que os seus efeitos assemelham-se muito aos efeitos das cepas isoladas do mesmo ambiente, porém cultivadas em laboratório. Além disso, o uso das frações sobrenadante e precipitado, resultantes da centrifugação de amostras naturais do fitoplâncton da lagoa de Jacarepaguá, forneceu resultados análogos aos do experimento em que foram utilizadas as cepas unicelular (NPLJ-2) e colonial (NPLJ-42). Isto demonstra que os resultados observados com cepas cultivadas em laboratório podem, em certa medida, ser extrapolados para o ambiente natural. Ambos os experimentos, portanto, corroboram a idéia de que o tamanho da colônia é o principal fator que determina o potencial tóxico de *M. aeruginosa* para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.

Na lagoa de Jacarepaguá, alguns fatores como a temperatura e a salinidade parecem ter exercido forte influência sobre a comunidade de cladóceros, determinado em parte a sua dinâmica sazonal. No entanto, a qualidade do alimento também pode ter exercido alguma influência nestas populações a medida que a disponibilidade de alimento nutritivo diminuiu ao longo do ano e com o aumento na densidade de cianobactérias. A diminuição na produção de ovos e o aparecimento de efípios parecem indicar condições de limitação alimentar ou de efeitos tóxicos crônicos nos cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.

Os efeitos tóxicos são muitas vezes difíceis de diferenciar de efeitos nutricionais. Neste estudo verificamos que, quando os animais foram expostos às cianobactérias em condições de limitação alimentar, os efeitos agudos nem sempre foram evidenciados. Quando os animais foram expostos as cianobactérias em mistura com a alga nutritiva, entretanto, os efeitos foram mais evidentes. No entanto, não se pode afirmar com certeza até que ponto o efeito de inibição da taxa de filtração dos cladóceros pode ter sido o fator responsável pela mortalidade nos tratamentos com a cianobactéria. Provavelmente, ocorreu um efeito simultâneo de inibição alimentar e de toxicidade, já que a inibição da taxa de filtração é parcial e os animais não conseguem evitar totalmente a ingestão de células tóxicas.

A estratégia de vida dos cladóceros também determina em que grau estes serão afetados pelas toxinas de cianobactéria. Espécies que apresentam maior investimento na reprodução e são mais sensíveis à limitação alimentar (ex.: *Moina* e *Daphnia*) são mais afetadas, apresentando menor sobrevivência e maior inibição da reprodução, do que espécies que apresentam como estratégia a maior resistência à limitação alimentar e apresentam maior sobrevivência e menor inibição da reprodução, em presença de cianobactérias tóxicas (ex.: *Ceriodaphnia*).

A coexistência das populações de cladóceros com as florações de cianobactérias tóxicas pode ser o resultado de adaptações evolutivas que atuam através da seleção natural. Clones ou espécies mais resistentes podem ser selecionadas em ambientes em que ocorrem frequentes florações de cianobactérias tóxicas. A ausência de cladóceros de grande porte na lagoa de Jacarepaguá, também é um indício de mecanismos de seleção natural, à medida que espécies menores são menos afetadas pelas colônias de cianobactéria do que as espécies de grande porte.

A flutuabilidade das células de *M. aeruginosa* poderia ser outro fator importante na coexistência entre o zooplâncton e as cianobactérias tóxicas, à medida que permite uma

estratificação vertical e, conseqüentemente, o zooplâncton pode localizar-se em um estrato que permita refúgio temporário dos efeitos deletérios das florações. Além disso, em uma mesma floração, podem existir “manchas” tóxicas e não tóxicas de cianobactéria (Carmichael & Gorham, 1981). Tal heterogeneidade espacial promoveria, deste modo, a coexistência entre as populações de cianobactéria e o zooplâncton num mesmo ambiente.

A intensa predação do zooplâncton sobre outros recursos alimentares, tais como: clorofíceas, diatomáceas, bactérias e picoplâncton, parece ter sido um importante fator no estabelecimento das populações zooplânctônicas da lagoa de Jacarepaguá. Além disso, a maior pressão de predação sobre as clorofíceas e diatomáceas pode ter resultado numa diminuição da competição por nutrientes entre estes grupos de alga e as cianobactérias, de modo que as últimas podem ter sido beneficiadas, passando a dominar o fitoplâncton da lagoa de Jacarepaguá. Neste caso, o mecanismo de controle da comunidade fitoplânctônica da lagoa de Jacarepaguá, via predação do zooplâncton (controle “top-down”), estaria comprometido pelos efeitos inibitórios (tóxicos ou nutricionais) das cianobactérias sobre a comunidade zooplânctônica.

Portanto, os resultados apresentados nesta pesquisa sugerem que a presença de florações de cianobactérias tóxicas na lagoa de Jacarepaguá pode ser um eficiente mecanismo de controle das populações de cladóceros, seja através da inibição na taxa de filtração ou da redução na sobrevivência, no crescimento e na reprodução destes animais.

8. CONCLUSÕES

1. A toxicidade de *M. aeruginosa* para os cladóceros depende: da espécie de cladócero, da cepa de considerada, da concentração de células tóxicas no meio e do meio de cultivo utilizado.
2. As cepas de *Microcystis aeruginosa*, cultivadas em laboratório, apresentaram elevada toxicidade para diferentes espécies de cladóceros. As diferenças de toxicidade entre as cepas podem refletir diferenças na qualidade ou na quantidade das toxinas produzidas, bem como no grau de digestibilidade das mesmas.
3. Entre os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá, *Moina micrura* apresentou maior sensibilidade à *M. aeruginosa* que *Ceriodaphnia cornuta*. Estas diferenças de sensibilidade, refletem as distintas estratégias de vida destes dois cladóceros. *M. micrura*, que apresenta menor resistência a condições de limitação alimentar e maior investimento em reprodução, apresentou menor sobrevivência e maior inibição das taxas de aumento populacional em presença de células tóxicas. *C. cornuta*, que apresenta maior resistência a limitação alimentar e menor investimento em reprodução, apresentou maior sobrevivência e menor inibição da reprodução em presença de células tóxicas.
4. A disponibilidade de alimento nutritivo é um fator importante na toxicidade de *M. aeruginosa* para os cladóceros. Os experimentos com cepas desta cianobactéria mostraram que quando em presença de alimento nutritivo, a sobrevivência dos cladóceros foi significativamente aumentada em relação aos tratamentos em que a cianobactéria foi oferecida como única fonte de alimento. Os experimentos com amostras naturais de séston e de *M. aeruginosa* também mostraram que, quando havia presença de alimento nutritivo (ex.: clorofíceas e diatomáceas) em abundância, a sobrevivência e a reprodução dos cladóceros não foi afetada, mesmo quando havia presença de células tóxicas nestas amostras.

5. O tamanho da colônia de *M. aeruginosa* é um importante fator na toxicidade desta cianobactéria para os cladóceros da lagoa de Jacarepaguá. Tanto a cepa colonial cultivada em laboratório (NPLJ-42) quanto as colônias de amostras naturais (sobrenadante), exerceram menores efeitos tóxicos que as cepas laboratoriais unicelulares e que as amostras naturais que continham *M. aeruginosa* na forma unicelular e de pequenas colônias (precipitado).
6. Os efeitos inibitórios de *M. aeruginosa* na taxa de filtração dos cladóceros podem ter exercido efeitos de limitação alimentar, através da redução na ingestão de alimento nutritivo, o que pode ter colaborado para a aumentar a mortalidade nos tratamentos com células tóxicas.
7. A baixa diversidade de espécies zooplanctônicas na lagoa de Jacarepaguá, quando comparada a outras lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro, demonstra que este ecossistema se encontra em avançado estágio de eutrofização. A presença de frequentes florações de *M. aeruginosa* pode ser um importante fator seletivo, na composição de espécies da comunidade zooplanctônica neste ambiente.
8. A baixa qualidade nutricional dos recursos alimentares e a presença de microcistinas no séston, durante a floração de *M. aeruginosa*, pode ser algumas das causas da redução na produção de ovos e do declínio na densidade de cladóceros da lagoa de Jacarepaguá.
9. Outras variáveis ambientais, como a salinidade e a temperatura, podem ter exercido importante influência na dinâmica das comunidades zooplanctônicas da lagoa de Jacarepaguá.
10. A presença de cianobactérias tóxicas no ambiente natural pode, potencialmente, exercer um importante controle populacional sobre os cladóceros, reduzindo a sobrevivência e a fecundidade destas populações. Este controle, no entanto, depende da concentração e da disponibilidade de células tóxicas no meio.

9. BIBLIOGRAFIA

- ALLAN, D. 1976. Life history patterns in zooplankton. Am. Nat. **110**: 165-180.
- ALLAN, J. D. 1977. An analysis of seasonal dynamics of a mixed population of daphnia, and the associated cladoceran community. Freshwater Biology **7**: 505-512.
- ALBENTOSA, M.; PEREZ-CAMACHO, A.; LABARTA, U.; BEIRAS, R. & RERNANDEZ-REIRIZ. 1993. Nutritional value of algal diets to clam spat *Venerupis pullastra*. Marine Ecology Progress Series **97**: 261-269.
- AHLGREN, G.; GUSTAFSSON, I.-B. & BOBERG, M. 1992. Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae. J. Phycology **28**: 37-50.
- ARCIFA, M. S. 1984. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. Hydrobiologia **113**: 137-145.
- ARCIFA, M. S.; CASTILHO, M. S. M. & CARMOUSE, J. P. 1994. Composition et évolution du zooplancton dans une lagune tropicale (Brésil) au cours d'une période marquée par une mortalité de poissons. Rev. Hydrobiol. trop. **27**(3): 251-263.
- ARNOLD, D. E. 1971. Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. Limnol. Oceanogr. **16**: 906-920.
- ATTAYDE, J.L. 1996. Limnologia da lagoa de Carapebús e a estrutura de sua comunidade zooplanctônica. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRJ, Rio de Janeiro, 93p. (Dissertação).
- AZEVEDO, S. M. F. & CARMOUSE, J. P. 1994. Une mortalité de poissons dans une lagune tropicale (Brésil) durant une période de dominance de Cyanophyceae. Rev. Hydrobiol. Trop. **27** (3): 265-272.
- BARNES, R. K. S. 1989. What, if anything, is brackish water fauna? Trans. of Soc. of Edinburg Earth Sci. **80**: 235-240.
- BENDORF, J. & HENING, M. 1989. *Daphnia* and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen Reservoir (GDR). Int. Revue ges Hydrobiol. **74**: 233-248.
- BERN, L. 1987. Zooplankton grazing on [methyl-³H] thymidine-labelled natural particle assemblages: determination of filtering rates and food selectivity. Freshwater Biology **17**: 151-159.
- BIRCH, L. C. 1948. The intrinsic rate of natural increase of an insect population. J. Anim. Ecol. **17**: 15-26.
- BOZELLI, R. L. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá Lakes and of the Trombetas River, State of Pará, Brazil. Amazoniana **XII**(2):239-261.

- BRANCO, C. W. C. 1998. Comunidades zooplanctônicas e aspectos limnológicos de três lagoas costeiras da região Norte Fluminense. (Macaé, RJ). Programa de Pós-Graduação em Biofísica Ambiental, UFRJ, Rio de Janeiro, 277 p. (Tese).
- BRANCO, C. W. & SENNA, P. A. C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. Algological Studies **75**: 85-96.
- BRANCO, C. W. & SENNA, P. A. C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brasil.
- BRANCO, C. W.; ATTAYDE, J. L. & KOZLOWSKY-SUZUKI, B. 1997a. Zooplankton community of a coastal lagoon subjected to anthropogenic influences (Lagoa de Imboacica, Macaé, RJ, Brazil). Verh. Internat. Verein. Limnol. (in press).
- BRANCO, C. W.; AGUIARO, T.; ESTEVES, F. A. & CARAMASCHI, E. P. 1997b. Food sources of the teleost *Eucinostomus argenteus* in two coastal lagoons of Brazil. Atud. Neotrop. Fauna & Environm. **32**: 33-40.
- 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 Zealand. Arch. Hydrobiol. Beih. **32**: 63-82.
- BURNS, C. W. & XU, Z. 1990. Calanoid copepods feeding on algae and filamentous cyanobacteria: rates of ingestion, defecation and effects on trichome length. J. Plankton Research **12**: 201-213.
- CARLSON, R. E. & SCHOENBERG, S. A. 1983. Controlling blue-green by zooplankton grazing. In: J. Tagart (ed.) Lake Restoration, protection and Management. Proceedings of the Second Annual Conference of the North American Lake Management Society, USEPA. pp. 228-233.
- CARMICHAEL, W. W.; GORHAM, P. R. 1981. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. In: W. W. Carmichael (ed.): The water environment: algal toxins and health. Plenum. p. 161-171.
- CARMICHAEL, W. W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins. Journal of Applied Bacteriology **72**: 445-459.
- CARMICHAEL, W. W. 1994. The toxins of Cyanobacteria. Scientific American **270** (1): 64-72.
- CASTILHO, M. S. & ARCIFA, M. S. 1997. Composition and fluctuation of the zooplankton in a Brazilian coastal lagoon, Barra Lagoon, Maricá, Rio de Janeiro. Verh. Internat. Verein Limnol. (in press).
- COOD, G. A. 1995. Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. Water Sci. Technol. **32**: 149-156.

- COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. 1993. Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. Iheringia, Sér. Bot. **45**: 69-74.
- COUTTEAU, P. & SORGELOOS, P. 1997. Manipulation of dietary lipids, fatty acids and vitamins in zooplankton cultures. Freshwater Biology **38**: 501-512.
- CULVER, D. 1980. Seasonal variation in the sizes at birth and at first reproduction in Cladocera. In: W. C. Kerfoot (ed.): Evolution and Ecology of zooplankton communities. Amer. Soc. Limnol. Oceanogr., Special Symposium 3. University Press of New England, Hanover, NH. p. 358-366.
- DEBERNARDI, R.; GIUSSANI, G. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. Hydrobiologia **200/201**: 29-41.
- DEMOTT, W. R. 1986. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. Oecologia **69**: 334-340.
- DEMOTT, W. R. 1988. Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. Limnol. Oceanogr. **33**: 397-408.
- DEMOTT, W. R. 1989. The role of competition on zooplankton succession. In: U. Sommer (ed.). Plankton ecology: succession in plankton communities. Springer Verlag, Berlin. p.253-296.
- DEMOTT, W. R. 1990. Retention Efficiency, perceptual bias and active choice as mechanisms of food selection by suspension-feeding zooplankton. In: R. N. Hughes (ed.): Behavioral Mechanisms of Food Selection. Springer-Verlag, Berlin. p. 569-593.
- DEMOTT, W. R. 1993. Hunger-dependent diet selection in suspension-feeding zooplankton. In: R. N. Hughes (ed.) Diet Selection: An Interdisciplinary Approach to Foraging Behavior. Blackwell Scientific, Oxford. pp. 102-123.
- DEMOTT, W. R.; MOXTER, F. 1991. Foraging cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. Ecology **72** (5): 1820-1834.
- 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*. Limnol. Oceanogr. **36** (7): 1346-1357.
- DEMOTT, W. R. & DHAWALE, S. 1995. Inhibition of in vitro protein phosphatase activity in three zooplankton species by microcystin-LR, a toxin from cyanobacteria. Arch. Hidrobiol. **134** (4): 417-424.
- 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.

- EBERT, D. 1994. Fractional resource allocation into few eggs: *Daphnia* as an example. Ecology **75**:568-571.
- EDMONDSON, W.T. & LITT., A. H. 1982. *Daphnia* in Lake Washington. Limnol. Oceanogr. **27**: 272-293.
- EPP, G. T. 1996. Grazing on filamentous cyanobacteria by *Daphnia pulicaria*. Limnol. Oceanogr. **41** (3): 560-567.
- ESTEVES, F. A.; ISHII, I. H. & CAMARGO, A. F. M. 1984. Pesquisas limnológicas em 14 lagoas costeiras do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: L. D. Lacerda; D. S. O. Araújo; Cerqueira, R. (eds.): Restingas: Origem, Estrutura e Processos. Niterói. p. 443-454.
- ESTEVES, F. A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro. Ed. Interciência/FINEP. 575 p.
- ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F.M.; ROLAND, F. & THOMAZ, S. M. 1988. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. Acta Limnol. Brasil. **11**: 99-127.
- FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. 1982. Estudo do Complexo Lagunar da Barra da Tijuca - Fase I: Lagoa de Jacarepaguá. 37 p.
- FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. 1984. Qualidade da Água de do Ar do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. p. 38-41.
- FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. 1991. Qualidade das Águas do Estado do Rio de Janeiro - Período: 1987 - 1989. Rio de Janeiro.
- FERNANDES, V. O. 1993. Estudos sucessionais da comunidade perifítica em folhas de *Typha dominguensis* Pers, relacionados às variáveis limnológicas na lagoa de Jacarepaguá, RJ. Progr. de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar. São Carlos. 131 p. (Dissertação).
- FERRÃO-FILHO, A. & ESTEVES, F. A. 1994. Nutritive value and sedimentation rates of particulate matter in the course of two flood pulses in an Amazonian Várzea lake. Arch. Hydrobiol. **130** (3): 325-327.
- FOSBERG, B. R.; DEVOL, A. H.; RICHEY, J. E.; MARTINELLI, L. A. SANTOS, H. 1988. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. Limnol. Oceanogr. **33**(1): 41-56.
- FULTON, R. S. 1988. Resistance to blue-green toxins by *Bosmina longiostris*. J. Plankton Research **10**: 771-778.

- FULTON, R. S.; PEARL, H. W. 1987a. Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton. J. Plankton Research **9**: 837-855.
- FULTON, R. S.; PEARL, H. W. 1987b. Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. Limnol. Oceanogr. **32** (3): 634-644.
- FULTON, R. S. & Paerl, H. W. 1988a. Effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competitive relations. Oecologia **76**: 383-389.
- FULTON, R. S. & Paerl, H. W. 1988b. Zooplankton feeding selectivity for unicellular and colonial *Microcystis aeruginosa*. Bull. Mar. Sci. **43**(3): 500-508.
- FULTON, R. S. & JONES, C. 1991. Growth and reproductive responses of *Daphnia* to cyanobacterial blooms on the Potomac River. Int. Revue Ges. Hydrobiol. **76**: 5-19.
- GENTIL, J. G. 1984. Estudo limnológico comparado de cinco reservatórios do Estado de São Paulo localizados em diferentes sistemas hidrográficos. PPG-ERN, UFSCar, Dissertação de Mestrado. 269 p.
- GILBERT, J. J. 1990. Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications for zooplankton community structure. Ecology **71**: 1727-1740.
- GILBERT, J. J. 1994. Susceptibility of planktonic rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. Limnol. Oceanogr. **39** (6): 1286-1297.
- GILBERT, J. J. 1996. Effect of temperature on the response of planktonic rotifers to a toxic cyanobacteria. Ecology **77**(4): 1174-1180.
- GLIWICZ, Z. M. 1977. Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake. Ekol. Pol. **25**: 179-225.
- GLIWICZ, Z. M. & SIEDLAR, E. 1980. Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. Arch. Hydrobiol. **88**: 155-177.
- GLIWICZ, Z. M. & W. LAMPERT. 1990. Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. Ecology **71**: 691-702.
- GOPHEN, M. 1976. Temperature effects on lifespan, metabolism and development time of *Mesocyclops leuckrti* (Claus). Oecologia **25**: 271-277.
- GOPHEN, M., CAVARI, B. Z. & BERMAN, T. 1974. Zooplankton feeding on differentially labelled algae and bacteria. Nature **247**:393-394.
- HANEY, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. N. Zeland J. Mar. and Fresh. Res. **21**: 467-475.

- HANEY, J. F.; SASNER, J. J. & IKAWA, M. 1995. Effects of products released by *Aphanizomenon flos-aque* and purified saxitoxin on the movements of *Daphnia carinata* feeding appendages. Limnol. Oceanogr. **40** (2): 263-272.
- HANAZATO, T. 1991. Interrelations between *Microcystis* and Cladocera in the highly eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. Int. Revue ges Hydrobiol. **76** (1): 21-36.
- HAZANATO, T.; YASUNO, M. 1987. Evaluation of *Microcystis* as food for zooplankton in an eutrophic lake. Hydrobiologia **144**: 251-259.
- HAZANATO, T.; TAKAMURA, N. & YASUNO, M. 1991. Occurrence of *Bosmina longirostris* and *Bosmina fatalis* in enclosures in relation to phytoplankton biomass. Polskie Arch. Hydrobiol. **38** (2): 177-182.
- 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. Int. Revue ges. Hydrobiol. **76**: 37-45.
- HERZIG, A. 1987. The analysis of planktonic rotifer populations: a plea for long-term investigations. Hydrobiologia **147**: 163-180.
- HIETALA, J.; REINIKAINEN, M. & WALLS, M. 1995. Variation in life history responses of *Daphnia* to toxic *Microcystis aeruginosa*. J. Plankton Research **17**: 2307-2318.
- HIETALA, J.; LAURÉN-MÄÄTTÄ, C. & WALLS, M. 1996. Sensitivity of *Daphnia* to toxic cyanobacteria: effects of genotype and temperature. Freshwater Biology (in press).
- HOLM, N. P.; GANF, G. G.; SHAPIRO, J. 1983. Feeding and assimilation rates of *Daphnia pulex* fed *Aphanizomenon flos-aquae*. Limnol. Oceanogr. **28** (4): 677-687.
- INFANTE, A. 1978. Natural food of herbivorous zooplankton in Lake Valencia (Venezuela). Arch. Hydrobiol. **82**: 347-358.
- INFANTE, A. & W. RIEHL. 1984. The effect of Cyanophyta upon zooplankton in a eutrophic tropical lake (Lake Valencia, Venezuela). Hydrobiologia. **113**: 293-298.
- INFANTE, A.; ABELLA, S. E. B. 1985. Inhibition of *Daphnia* by *Oscillatoria* in Lake Washington. Limnol. Oceanogr. **30**: 1046-1052.
- JARVIS, A. C. 1986. Zooplankton community grazing in a hypereutrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa). J. Plankton Res. **8**(6): 1065-1078.
- 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. J. Plankton Res. **9** (6): 1231-1249.
- JUNGMANN, D. 1992. Toxic compounds isolated from *Microcystis* PCC7806 that are more active against *Daphnia* than two microcystins. Limnol. Oceanogr. **37**: 1777-1783.

- JUNGMANN, D & BENNDORF, J. 1994. Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and the role of microcystins. Freshwater Biology **32**: 13-20.
- KEATING, K. I. 1977. Allelopathic influence on blue-green bloom sequences in an eutrophic lake. Science **196**: 885-887.
- KENYON, C. N. & STANIER, R. Y. 1970. Possible evolutionary significance of polyunsaturated fatty acids in blue-green. Nature **227**: 1164-1166.
- KILHAM, S. S.; KREEGER, D. A. GOULDEN, C. E. & LYNN, S. G. 1997. Effects of algal food quality on fecundity and population growth rates of *Daphnia*. Freshwater Biology **38**: 639-647.
- KIRK, K. L. & GILBERT, J. J. 1992. Variation in herbivore response to chemical defenses: zooplankton foraging on toxic cyanobacteria. Ecology **73** (6): 2208-2217.
- KLEIVEN, O. T.; LAARSON, P. & HOBAECK, A. 1992. Sexual reproduction in *Daphnia magna* requires three stimuli. Oikos **65**: 197-206.
- KRISHNAMURTHY, T.; CARMICHAEL, W. W.; SARVER, E. W. 1986. Toxic peptides from freshwater cyanobacteria (blue-green algae). I. Isolation, purification and characterization of peptides from *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae*. Toxicon **24**: 865-873.
- LAMBERT, T. W.; HOLMES, C. F. B. & HRUDEY, S. E. 1994. Microcystin class of toxins: health effects and safety of drinking water supplies. Environ. Rev. **2**: 167-186.
- LAMPERT, W. 1977a. Studies on carbon balance of *Daphnia pulex* De Geer as related to environmental conditions. I. Methodological problems of the use of ¹⁴C for the measurement of carbon assimilation. Arch. Hydrobiol. Suppl. **48**: 287-309.
- LAMPERT, W. 1977b. Studies on carbon balance of *Daphnia pulex* De Geer as related to environmental conditions. II. The dependence of carbon assimilation on animal size, temperature, food concentration and diet species. Arch. Hydrobiol. Suppl. **48**: 310-335.
- LAMPERT, W. 1981. Toxicity of blue-green *Microcystis aeruginosa*: effective defense mechanism against grazing pressure by *Daphnia*. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol. Verhandlungen **21**: 1436-1440.
- LAMPERT, W. 1982. Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. Archiv für Hydrobiol. **95**: 207-220.
- LAMPERT, W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. N. Zeland J. Mar. and Fresh. Res. **21**: 483-490.

- LAZZARO, X. 1991. Feeding convergence in South American and African zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. Envir. Biol. Fish. **31**: 283-293.
- LORENZEN, C. F. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. **16**: 990-992.
- LUND, J. W. G. 1971. Phytoplankton. In: Eutrophication: Causes, consequences, correctives. Proceedings of a Symposium. Washington. Natural Academy of Science. pp. 306-330.
- LUNDSTED, L. & BRETT, M. T. 1991. Differential growth rates of three cladoceran species in response to mono- and mixed-algal cultures. Limnol. Oceanogr. **36** (1): 159-165.
- LÜRLING, M. & VAN DONK, E. 1997. Life history consequences for *Daphnia pulex* feeding on nutrient-limited phytoplankton. Freshwater Biology **38**: 693-709.
- MACARTHUR, J. W. & BAILLE, W. H. T. 1979. Metabolic activity and duration of life. I. Influence of temperature on longevity in *Daphnia magna*. J. Exp. Zool. **53**: 221-242.
- MAGALHÃES, V. F. & AZEVEDO, S. M. F.O. 1997. Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá lagoon - RJ - Brazil. Proceedings of the VII Internat. Conf. on Toxic Phytoplankton. Vigo, Spain.
- MARGALEF, R. 1983. Limnologia. Ediciones Omega, Barcelona. 1010 p.
- MARQUES, J. S. 1987. Intensificação dos processos responsáveis pela sedimentação em lagoas costeiras - o caso de lagoa de Jacarepaguá - Tijuca. Anais do Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente. vol. **2**: 556-577.
- MARSHAL, S. M. 1973. Respiration and feeding in copepods. Advanced Mar. Biol. **11**: 57-120.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. Oecologia **25**: 265-270.
- MATVEEV, V. F. & BALSEIRO, E. G. 1990. Contrasting responses of two cladocerans in the nutritional value of nanoplânkton. Freshwater Biology **23**: 197-204.
- MATVEEV, V.; MATVEEVA, L. & JONES, J. 1994. Study of the ability of *Daphnia carinata* King to control phytoplankton and resist cyanobacterial toxicity: Implications for biomanipulation in Australia. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. **45**: 889-904.
- MEYER, J. S.; INGERSOLL, C. G.; MCDOLNARD, L.L & BOYCE, M. S. 1986. Estimating uncertainty in population growth rates: Jackknife vs. bootstrap techniques. Ecology **67** (5): 1156-1166.

- MOLICA, R. J. R. 1996. Efeitos da intensidade luminosa no crescimento e produção de microcistinas em duas cepas de *Microcystis aeruginosa* Kütz emend. Elenkin (Cyanophyceae). Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal, UFRJ, Rio de Janeiro. 88 p. (Dissertação).
- MUEHE, D. 1971. Subsídios ao estudo da geomorfologia costeira da Praia dos Bandeirantes - restingas de Jacarepaguá. Rev. Bras. Geog. **33** (2): 103-136.
- NIELSEN, J. P. 1984. Tropical lakes - functional ecology and future development: The need for a process-orientated approach. Hydrobiologia **113**: 231-242.
- NIZAN, S.; DIMENTMAN, C.; SHILO, M. 1986. Acute toxic effects of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia magna*. Limnol. Oceanogr. **31** (3): 497-502.
- PACE, M. L. 1993. Heterotrophic microbial processes. In: S. R. Carpenter & J. F. Kitchell (eds.) The trophic Cascade in Lakes. Cambridge University Press. pp. 253-277.
- PACE, M. L. & FUNKE, E. 1991. Regulation of planktonic microbial communities by nutrients and herbivores. Ecology **72**(3): 904-914.
- PAERL, H. W. 1985. Microzone formation: its role in the enhancement of aquatic N₂ fixation. Limnol. Oceanogr. **30**: 1246-1252.
- PAERL, H. W. & USTACH, J. F. 1982. Blue-green algal scums: An explanation for their occurrence during freshwater blooms. Limnol. Oceanogr. **27**: 212-217.
- PEER, R. L. 1986. The effects of microcrustaceans on succession and diversity of algal microcosm community. Oecologia **68**: 308-314.
- PORTER, K. G. 1975. Viable gut passage of gelatinous green algae ingested by *Daphnia*. Verh. Internat. Verein Limnol. **19**: 2840-2850.
- 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*. In: Kerfoot, W. C. (ed.), Evolution and ecology of zooplankton communities, pp. 268-281. Hanover University Press of New England.
- REYNOLDS, C. S. 1972. Growth, gas vacuolation and buoyancy in a natural population of a planktonic blue-green alga. Freshwater Biology, **2**: 87-106.
- REYNOLDS, C. S. 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. In: U. Sommer (ed.), Plankton ecology: succession in plankton communities. Springer Verlag, Berlin. p. 57-106.
- REINIKAINEN, M.; KETOLA, M.; WALLS, M. 1994. Effects of the concentrations of toxic *Microcystis aeruginosa* and an alternative food on the survival of *Daphnia pulex*. Limnol. Oceanogr. **39** (2): 424-432.

- REINIKAINEN, M.; KETOLA, M.; JANTUNEN, M.; WALLS, M. 1995. Effects of *Microcystis aeruginosa* exposure and nutritional status on reproduction of *Daphnia pulex*. J. Plankton Res. **17** (2): 431-436.
- REMANE, A. & SCHLIEPER, C. 1971. The biology of brackish water. Die binnengewässer 2nd (English) Edn. **25**:1-37.
- 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.
- RICE, E. L. 1974. Allelopathy. New York Academic Press. 360 p.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. & Matsumura-Tundisi, T. Limnology in Brazil, ABC/SBL, Rio de Janeiro. 384 p.
- ROMANOVSKY, Y. E. 1985. Food limitation and life-history strategies in cladoceran crustaceans. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **21**: 363-372.
- ROTHHAUPT, 1991. The influence of toxic and filamentous blue-green algae on feeding and population growth of the rotifer *Brachionus rubens*. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. **76**: 67-72.
- SAARIO, E.; ABDEL-HAMED, A. & KIVRANTA, J. 1994. Larvicidal microcystin toxins of cyanobacteria affect midgut epithelial cells of *Aedes aegypti* mosquitoes. Med. Vet. Entomol. **8**: 398-400.
- SAIEG-FILHO, E. 1986. Ecologia do fitoplâncton marginal nas lagoas de Jacarepaguá, Rio de Janeiro. Bacharelado - UERJ. 141 p.
- SCHMIDT, G. W. 1972. Amounts of suspended solids and dissolved substances in the middle reaches of the Amazon over the course of one year. Amazoniana **3**: 208-223.
- SEMERARO, J. & COSTA, A. F. 1972. O Plâncton e a Poluição nas Lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá. XIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, Assunção, Paraguai. Tema 4, Publ. no. 3: 31 p.
- SENDACZ, S. 1984. A study of the zooplanktonic community of Bilings Reservoir - São Paulo. Hydrobiologia **113**: 121-127.
- SHAPIRO, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**: 38-54.
- SHAPIRO, J. & WRIGHT, D. I. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. Freshwater Biology **14**: 371-383.

- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. 1988. Utilização do plânkton na alimentação de larvas e alevinos de peixes. UFScar, São Carlos. Tese Doutorado. 191 p.
- SMITH, A. D. & GILBERT, J. J. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa*. Arch. Hydrobiol. **132** (3): 309-336.
- SNELL, T. W. 1980. Blue-green algae and selection in rotifer populations. Oecologia **46**: 343-346.
- SOMMER, U.; GLIWICZ, Z; LAMPERT, W. & DUNCAN, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv für Hydrobiol. **106**: 433-471.
- SOMMER, U. 1989. The role of competition for resources in phytoplankton succession. In: Sommer, U. (ed.). Plankton ecology: succession in plankton communities. Springer Verlag, Berlin. p. 57-106.
- STEMBERGER, R. S. 1979. A guide to rotifers of Laurentian Great Lakes. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 186 p.
- STERNER, R. W. 1989a. Resource competition during seasonal succession toward dominance by cyanobacteria. Ecology **70** (1): 229-245.
- STERNER, R. W. 1989b. The role of grazers in phytoplankton succession. In: Sommer, U. (ed.). Plankton ecology: succession in plankton communities. Springer Verlag, Berlin. p. 107-170.
- STOCKNER, J. G. & ANTIA, N. J. 1986. Algal picoplankton from marine and freshwater and freshwater ecosystems: a multidisciplinary perspective. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**: 2472-2503.
- STRANG, H. E.; CASTELLANOS, A.; CHAVES, C. M.; ATALA, F. MARTINS, H. F; COIMBRA-F^o, A. F. SOARES, I. L. & CAMPOS, T. T. 1965. A restinga de Jacarepaguá. Bol. Geogr. 187.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. 2nd Edn. Bull. Fish. Res. Bd. Canada 167. 310 p.
- TABERNER, A.; CASTAÑERA, P.; SILVESTRE, E. & DOPAZO, J. 1993. Estimation of the intrinsic rate of natural increase and its error by both algebraic and resampling approaches. Comput. Appl. Biosc. **9**: 535-540.
- TALAMONI, J. L. B. 1995. Estudo comparativo das comunidades plântônicas de lagos de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar. São Carlos, 300 p. (Tese).
- THRELKELD, S. T. 1986. Differential temperature sensitivity of two cladoceran species to resource variation during a blue-green algal bloom. Can. J. Zool. **64**: 1739-1744.

- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1992. Eutrophication of lakes and reservoirs: A comparative analysis, case studies, perspectives. In: Cordeiro-Marinho, M.; Azevedo, M. T. P. Sant'Anna, C. L. (eds.): Algae and Environment: A general Approach. Soc. Brasil. Ficol., São Paulo, p. 1-33.
- TURNER, P. N. 1990. Some rotifers from coastal lakes of Brazil, with description of a new rotifer, *Lepadella* (*Xenolepadella*) *curvicaudata* n.sp. Hydrobiologia **208**: 141-152.
- VAN AS, J.G.; COMBRINCK, C. & REINECKE, A. J. 1980. An experimental evaluation of the influence of temperature on the natural rate of increase of *Daphnia pulex* DeGeer. J. Limnol. Soc. South Afr. **6**: 1-4.
- VAQUÉ, D. & PACE, M. L. 1992. Grazing on bacteria by flagellates and cladocerans in lakes contrasting food-web structure. J. Plankton Res. **14**(2): 307-321.
- VASCONCELOS, V. M. 1994. Seasonal fluctuations of planktonic rotifers in Azibo reservoir (Portugal). Hydrobiologia **294**: 177-184.
- VERNBERG, F. J. 1982. Environmental adaptation to lagoon systems. Ocean. Act. 1982 n. sp: 407-415.
- VINCENT, W. F. 1989. Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: review and synthesis. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **32**: 239-254.
- VOLLENWEIDER, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris, France. 192 p.
- VOLLENWEIDER, R. A. 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assesment and control. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris, France. 192 p.
- WIEDNER, C. & VARESCHI, E. 1995. Evaluation of a fluorescent microparticle technique for measuring filtering rates of *Daphnia*. Hydrobiologia **302**: 89-96.
- XU, Z. & BURNS, W. 1991. Development, growth and survivorship of juveniles calanoid copepods on diets of cyanobacteria and algae. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. **76**: 73-87.
- YASUNO, M.; SUGAYA, Y.; KAYA, K. & WATANABE, M. M. 1996. Variatons in the toxicity of *Microcystis* species (Cyanobacteria) to *Moina macrocopa*. Phycologia (in press).
- YASUNO, M. & SUGAYA, Y. 1991. Toxicities of *Microcystis viridis* and the isolated hepatotoxic polypeptides on cladocerans. Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**: 2622-2626.
- ZAGATTO, P. A. 1995. Avaliação ecotoxicológica do reservatório do Guarapiranga-SP, Brasil, com ênfase à problemática das algas tóxicas e algicidas. Université de Metz, Centre des Sciences de L'Environnement, França. (Tese).

ZEE, D. M. W. 1993. Estudo Ambiental: Faixa Marginal da Lagoa da Tijuca - RJ. Relatório Técnico, Depto. de Oceanografia, UERJ. 83 p.

ZEE, D. M. W. 1994. Estudo Ambiental: Poluição dos Recursos Hídricos da Baixada de Jacarepaguá. Relatório Técnico. Depto. de Oceanografia, UERJ. 75 p.

10. ANEXO 1 : Meios de cultivo de zooplâncton utilizados:

- a) Meio de cultivo artificial para zooplâncton, modificado a partir da formulação original utilizada por Ralph Tollrian do Departamento de Ecofisiologia do Max-Planck Institute für Limnologie, Alemanha.

Sais	mg.l ⁻¹
Macronutrientes:	
NaNO ₃	3,0
MgSO ₄ *7H ₂ O	8,0
NaSiO ₃ *5H ₂ O	2,0
KCl	1,0
CaCO ₃	0,5
Ca(OH) ₂	1,5
Micronutrientes:	
H ₃ BO ₃	0,5722
FeCl ₃ *6H ₂ O	0,1934
MnCl ₂ *4H ₂ O	0,0721
LiOH*H ₂ O	0,0871
KBr	0,0075
Na ₂ MoO ₄ *2H ₂ O	0,0126
CuSO ₄ *5H ₂ O	0,0067
CoCl ₂ *6H ₂ O	0,0201
KI	0,00065
Na ₂ SeO ₃ *5H ₂ O	0,0002

b) Água mineral da marca Minalba (Fonte Água Santa).

Sais	mg.l⁻¹
Ca(OH) ₂	66,33
Mg(OH) ₂	50,18
NaHCO ₃	3,04
KOH	2,05
NaNO ₃	0,82
Ba(OH) ₂	0,38
NaCl	0,35
Sr(OH) ₂	0,03

11. ANEXO 2: Tabelas com dados limnológicos

Tabela A1: Variação da temperatura (oC) da subsuperfície da coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	20,0	21,0	21,0
03/09/96	23,5	23,5	24,0
16/09/96	22,0	23,0	23,0
30/09/96	24,4	24,7	25,5
15/10/96	23,6	23,9	24,9
29/10/96	24,6	25,1	26,6
12/11/96	26,6	26,6	27,6
26/11/96	25,7	25,0	25,4
11/12/96	27,4	26,0	27,8
23/12/96	27,9	28,7	28,3
08/01/97	28,8	29,0	29,6
22/01/97	31,2	32,6	33,6
28/01/97	27,5	28,7	29,5
06/02/97	29,0	29,1	30,0
20/02/97	29,3	30,2	31,5
06/03/97	29,9	29,1	30,3
20/03/97	28,0	29,1	28,0
03/04/97	27,9	27,9	28,5
17/04/97	26,1	26,2	27,0
30/04/97	25,9	26,3	26,6
15/05/97	22,9	23,4	23,8
28/05/97	22,1	22,1	22,1
12/06/97	20,3	20,6	20,6
26/06/97	24,1	24,5	24,7
14/07/97	22,0	22,2	23,2
29/07/97	-	-	-
14/08/97	-	-	-
28/08/97	26,0	27,0	25,9
11/09/97	23,9	23,4	23,7

Tabela A2: Variação do pH na subsuperfície da coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	7,38	8,38	7,96
03/09/96	8,10	8,40	8,20
16/09/96	7,80	9,20	9,30
30/09/96	7,80	9,20	9,30
15/10/96	7,00	7,20	7,20
29/10/96	7,43	8,33	7,90
12/11/96	8,48	8,28	8,50
26/11/96	8,04	8,78	8,84
11/12/96	6,85	6,24	8,04
23/12/96	7,33	8,33	7,50
08/01/97	7,41	8,71	8,87
22/01/97	7,00	7,33	7,16
28/01/97	7,00	7,35	7,25
06/02/97	7,00	7,21	7,40
20/02/97	7,87	8,61	8,31
06/03/97	7,23	7,76	7,59
20/03/97	7,00	8,73	7,93
03/04/97	7,83	8,69	8,54
17/04/97	7,16	7,80	7,40
30/04/97	7,20	9,11	9,18
15/05/97	8,64	8,55	8,53
28/05/97	7,27	7,83	7,52
12/06/97	7,50	7,50	8,50
26/06/97	8,00	7,91	7,72
14/07/97	7,25	8,84	8,53
29/07/97	-	-	-
14/08/97	-	-	-
28/08/97	7,80	8,82	8,62
11/09/97	7,89	8,22	7,96

Tabela A3: Variação do oxigênio dissolvido (mg.l-1) na subsuperfície da coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	7,32	10,29	8,10
03/09/96	7,30	7,90	5,90
16/09/96	7,60	12,00	12,40
30/09/96	8,60	8,10	9,30
15/10/96	-	-	-
29/10/96	5,31	5,14	5,80
12/11/96	6,30	7,00	2,70
26/11/96	9,80	11,30	10,60
11/12/96	1,38	2,15	0,49
23/12/96	4,70	7,93	3,13
08/01/97	7,70	8,30	4,60
22/01/97	-	-	-
28/01/97	-	-	-
06/02/97	-	-	-
20/02/97	-	-	-
06/03/97	6,77	9,52	8,69
20/03/97	7,17	13,35	8,50
03/04/97	9,72	11,60	12,00
17/04/97	4,30	7,70	4,98
30/04/97	4,75	13,74	18,50
15/05/97	5,40	5,80	6,75
28/05/97	1,42	4,07	1,86
12/06/97	6,20	11,80	11,50
26/06/97	9,25	8,43	7,00
14/07/97	2,05	13,18	11,60
29/07/97	-	-	-
14/08/97	-	-	-
28/08/97	7,30	16,40	16,12
11/09/97	0,51	4,50	1,86

Tabela A4: Variação da transparência (m) da coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	0,30	0,30	0,20
03/09/96	0,50	0,40	0,30
16/09/96	0,35	0,20	0,20
30/09/96	0,15	0,15	0,15
15/10/96	0,30	0,35	0,30
29/10/96	0,30	0,30	0,35
12/11/96	0,40	0,35	0,35
26/11/96	0,30	0,25	0,25
11/12/96	0,35	0,20	0,20
23/12/96	0,25	0,20	0,25
08/01/97	0,15	0,15	0,15
22/01/97	0,40	0,45	0,40
28/01/97	0,45	0,45	0,35
06/02/97	0,55	0,60	0,60
20/02/97	0,35	0,30	0,45
06/03/97	0,60	0,50	0,50
20/03/97	0,45	0,40	0,40
03/04/97	0,45	0,35	0,30
17/04/97	0,60	0,40	0,55
30/04/97	0,25	0,20	0,20
15/05/97	0,20	0,25	0,25
28/05/97	0,30	0,25	0,35
12/06/97	0,25	0,30	0,30
26/06/97	0,15	0,25	0,30
14/07/97	0,20	0,20	0,20
29/07/97	-	-	-
14/08/97	-	-	-
28/08/97	0,15	0,20	0,15
11/09/97	0,25	0,40	0,10

Tabela A5: Variação da concentração de clorofila-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	103,20	98,50	100,30
03/09/96	105,20	95,40	86,80
16/09/96	145,80	129,90	110,10
30/09/96	110,50	186,30	138,40
15/10/96	115,80	127,00	145,40
29/10/96	125,70	154,10	190,60
12/11/96	92,50	93,40	83,40
26/11/96	175,50	-	275,30
11/12/96	115,90	-	124,00
23/12/96	112,70	-	200,40
08/01/97	-	-	-
22/01/97	-	-	-
28/01/97	-	-	-
06/02/97	112,40	131,00	145,20
20/02/97	-	-	-
06/03/97	74,50	128,30	120,10
20/03/97	69,30	167,00	122,80
03/04/97	139,40	288,40	135,20
17/04/97	-	-	-
30/04/97	161,80	304,30	276,20
15/05/97	-	-	-
28/05/97	68,30	65,20	75,00
12/06/97	207,00	74,50	118,00
26/06/97	158,30	196,60	153,20
14/07/97	60,00	120,70	71,70
29/07/97	141,40	172,50	142,80
14/08/97	-	-	-
28/08/97	70,40	87,60	72,40
11/09/97	-	-	-

Tabela A6: Variação da concentração de COP (mg.l-1) na coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	-	-	-
03/09/96	-	-	-
16/09/96	9,11	14,52	13,74
30/09/96	12,85	17,05	20,83
15/10/96	8,22	12,82	12,79
29/10/96	9,30	11,64	11,56
12/11/96	12,25	11,47	11,49
26/11/96	10,35	17,49	13,83
11/12/96	10,7	19,82	21,2
23/12/96	14,6	26,7	38,14
08/01/97	11,71	13,60	17,72
22/01/97	-	-	-
28/01/97	4,60	6,40	6,84
06/02/97	-	-	-
20/02/97	10,36	9,76	8,59
06/03/97	6,64	7,61	8,90
20/03/97	21,6	23,95	21,94
03/04/97	11,46	13,71	12,32
17/04/97	5,01	6,07	5,51
30/04/97	5,40	30,44	16,11
15/05/97	6,10	7,74	6,07
28/05/97	7,38	2,10	2,83
12/06/97	11,70	9,52	8,98
26/06/97	11,49	9,42	7,38
14/07/97	9,52	8,98	8,99
29/07/97	12,27	9,32	9,7
14/08/97	11,84	11,82	14,95
28/08/97	2,94	2,76	2,66
11/09/97	9,33	13,24	26,69

Tabela A7: Variação da salinidade (‰) na subsuperfície da coluna d'água durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
21/08/96	5,0	5,0	5,0
03/09/96	4,0	5,0	5,0
16/09/96	4,0	3,0	3,0
30/09/96	4,0	3,0	3,0
15/10/96	5,0	5,0	5,0
29/10/96	5,0	5,0	3,0
12/11/96	4,0	4,0	4,0
26/11/96	5,0	3,0	2,5
11/12/96	2,0	1,0	1,0
23/12/96	0,0	0,0	0,0
08/01/97	0,0	0,0	0,0
22/01/97	0,0	0,0	0,0
28/01/97	0,0	0,0	0,0
06/02/97	1,0	0,0	0,0
20/02/97	2,5	2,5	2,5
06/03/97	5,0	5,0	5,0
20/03/97	4,0	4,0	5,0
03/04/97	4,0	4,0	5,0
17/04/97	4,0	5,0	5,0
30/04/97	-	-	-
15/05/97	8,0	8,0	8,0
28/05/97	-	-	-
12/06/97	7,5	7,5	8,5
26/06/97	8,0	9,0	8,0
14/07/97	-	-	-
29/07/97	-	-	-
14/08/97	9,0	9,5	10,0
28/08/97	8,0	8,0	8,0
11/09/97	-	-	-

Tabela A8: Variação da concentração de microcistinas ($\mu\text{g.l}^{-1}$) no séston durante o período de estudo.

DATA	PONTO 1	PONTO 3
21/08/96	0,00	0,00
03/09/96	0,00	0,00
16/09/96	0,00	0,00
30/09/96	0,00	0,00
15/10/96	0,00	0,00
29/10/96	0,00	1,70
12/11/96	17,74	21,50
26/11/96	6,63	1,45
11/12/96	0,77	2,55
23/12/96	0,80	1,98
08/01/97	40,96	307,8
22/01/97	7,40	9,70
28/01/97	-	-
06/02/97	5,10	1,24
20/02/97	13,95	-
06/03/97	1,85	21,90
20/03/97	13,75	2,43
03/04/97	20,34	16,10
17/04/97	15,94	7,96
30/04/97	27,65	20,66
15/05/97	-	53,99
28/05/97	17,31	34,5
12/06/97	-	120,10
26/06/97	-	43,18
14/07/97	10,39	36,86
29/07/97	199,52	31,29
14/08/97	83,60	219,8
28/08/97	-	-
11/09/97	262,81	979,02

12. ANEXO 3: Análises de variância dos experimentos com cepas de *M. aeruginosa*

Tabela A9: Parâmetros da ANOVA para os fatores ESPÉCIE, CEP e CONCENTRAÇÃO, no primeiro experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- ESPÉCIE, 2-CEPA, 3- CONCENTRAÇÃO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	2	7472.073	81	102.9117	72.60664	.000000
2	2	8191.090	81	102.9117	79.59338	.000000
3	2	149.163	81	102.9117	1.44943	.240726
1 x 2	4	1982.902	81	102.9117	19.26800	.000000
1 x 3	4	130.697	81	102.9117	1.26999	.288615
2 x 3	4	89.865	81	102.9117	.87323	.483756
1 x 2 x 3	8	247.028	81	102.9117	2.40039	.022353

Tabela A10: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE no primeiro experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc		
		{1}	{2}	{3}
Fator:	ESPÉCIE	63.21	36.43	59.03
<i>D. similis</i>	{1}		.000109*	.019421*
<i>D. pulex</i>	{2}	.000109*		.000109*
<i>D. pulicaria</i>	{3}	.019421*	.000109*	

Tabela A11: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CEPA no primeiro experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
		{1}	{2}	{3}	{4}
Fator:	CEPA	83.27	56.14	66.08	36.44
Controle s/ alimento	{1}		.000135*	.000135*	.000135*
NPLJ-2	{2}	.000135*		.000228*	.000135*
NPLJ-3	{3}	.000135*	.000228*		.000135*
PCC7820	{4}	.000135*	.000135*	.000135*	

Tabela A12: Parâmetros da ANOVA para os fatores ESPÉCIE, CEPA e CONCENTRAÇÃO, no segundo experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- ESPÉCIE, 2-CEPA, 3- CONCENTRAÇÃO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	2	63525.94	81	130.3759	199.2522	.000000
2	2	25977.70	81	130.3759	79.59338	.000000
3	2	3604.87	81	130.3759	27.6498	.000000
1 x 2	4	9975.15	81	130.3759	76.5107	.000000
1 x 3	4	2284.90	81	130.3759	17.5255	.000000
2 x 3	4	843.57	81	130.3759	6.4703	.000144
1 x 2 x 3	8	503.88	81	130.3759	3.8649	.000673

Tabela A13: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE no segundo experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc	
		{1}	{2}
Fator:	ESPÉCIE	107.33	23.60
<i>C. cornuta</i>	{1}	.000109*	
<i>M. minuta</i>	{2}	.000109*	.000109*

Tabela A14: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CEPA no segundo experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
		{1}	{2}	{3}	{4}
Fator:	CEPA	159.41	59.02	103.79	39.12
Controle s/ alimento	{1}		.000138*	.000138*	.000138*
NPLJ-2	{2}	.000138*		.000138*	.001211*
NPLJ-3	{3}	.000138*	.000138*		.000138*
PCC7820	{4}	.000138*	.001211*	.000138*	

Tabela A15: Parâmetros da ANOVA para os fatores ESPÉCIE, CEPA e CONCENTRAÇÃO, no terceiro experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- ESPÉCIE, 2-CEPA, 3- CONCENTRAÇÃO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	2	2677.456	54	28.09929	95.2856	.000000
2	1	2974.904	54	130.3759	105.8712	.000000
3	2	1502.967	54	28.09929	53.4877	.000000
1 x 2	2	221.900	54	28.09929	7.8970	.000000
1 x 3	4	43.727	54	28.09929	1.5562	.199268
2 x 3	2	139.575	54	28.09929	4.9672	.010466
1 x 2 x 3	4	87.872	54	28.09929	3.1272	.021911

Tabela A16: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE no terceiro experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc		
		{1}	{2}	{3}
Fator: ESPÉCIE		37.34	57.43	53.04
<i>M. minuta</i>	{1}		.000121*	.000121*
<i>M. micrura</i> -MnLJ-1	{2}	.000121*		.987052*
<i>M. micrura</i> -MnLT	{3}	.000121*	.987052*	

Tabela A17: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CEPA no terceiro experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc		
		{1}	{2}	{3}
Fator: CEPA		91.51	55.70	44.70
Controle s/ alimento	{1}		.000112*	.000112*
NPLJ-2	{2}	.000112*		.000157*
NPLJ-3	{3}	.000112*	.000157*	

Tabela A18: Parâmetros da ANOVA para os fatores ESPÉCIE, CEPA e CONCENTRAÇÃO, no quarto experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- ESPÉCIE, 2-CEPA, 3- CONCENTRAÇÃO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	2	10890.76	54	293.8664	37.0602	.000000
2	1	33427.50	54	293.8664	113.7507	.000000
3	2	57998.65	54	293.8664	197.3640	.000000
1 x 2	2	2338.57	54	293.8664	7.9579	.000936
1 x 3	4	3544.18	54	293.8664	12.0605	.000000
2 x 3	2	21800.97	54	293.8664	74.1867	.000000
1 x 2 x 3	4	1967.01	54	293.8664	6.6936	.000189

Tabela A19: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE no quarto experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc		
		{1}	{2}	{3}
Fator:	ESPÉCIE	54.16	72.80	96.65
<i>M. minuta</i>	{1}		.001280*	.001280*
<i>M. micrura</i> -MnLJ-1	{2}	.001280*		.000151*
<i>M. micrura</i> -MnLT	{3}	.000121*	.000151*	

Tabela A20: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CEPA no quarto experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)		Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
		{1}	{2}	{3}	{4}
Fator:	CEPA	66.56	403.55	52.99	96.08
Controle s/ alimento	{1}		.000145*	.379239	.004192*
Controle c/ alimento	{2}	.000145*		.000145*	.000145*
NPLJ-2	{3}	.379239	.000145*		.000146*
NPLJ-3	{4}	.004192*	.000145*	.000146*	

Tabela A21: Parâmetros da ANOVA para os fatores ESPÉCIE, CEPA, CONCENTRAÇÃO, no quinto experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- ESPÉCIE, 2-CEPA, 3- CONCENTRAÇÃO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	4	57552.0	120	918.3236	62.6707	.000000
2	1	63852.5	120	918.3236	69.5316	.000000
3	3	110814.6	120	918.3236	120.6705	.000000
1 x 2	4	3783.0	120	918.3236	4.1194	.003659
1 x 3	12	14589.8	120	918.3236	15.8874	.000000
2 x 3	3	48631.6	120	918.3236	52.9569	.000000
1 x 2 x 3	12	2794.0	120	918.3236	3.0425	.000913

Tabela A22: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE no quinto de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
	{1}	{2}	{3}	{4}
Fator: ESPÉCIE	99.63	179.02	76.78	130.18
<i>D. similis</i> {1}		.000017*	.108168	.010356*
<i>C. cornuta</i> {2}	.000017*		.000017*	.000019*
<i>M. minuta</i> {3}	.108168	.000017*		.000017*
<i>M. micrura</i> - MnLJ-1 {4}	.010356*	.000019*	.000017*	

Tabela A23: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator TRATAMENTO no quinto experimento de toxicidade aguda com cepas de *Microcystis aeruginosa*. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
	{1}	{2}	{3}	{4}
Fator: TRATAMENTO	109.13	426.94	49.67	109.02
Controle s/ alimento {1}		.000008*	.000008*	1.00000
Controle c/ alimento {2}	.000008*		.000008*	.000019*
NPLJ-6 s/ alim. {3}	.000008*	.000008*		.000019*
NPLJ-6 c/ alim. {4}	1.00000	.000008*	.000008*	

Tabela A24: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CONCENTRAÇÃO no quinto experimento com a cepa NPLJ-6 de *Microcystis aeruginosa* oferecida como única fonte de alimento. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc				
Fator: CONCENTR.	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
	109.13	72.71	63.22	31.32	31.44
0,00 mg C/l {1}		.000122*	.000122*	.000122*	.987859
0,10 mg C/l {2}	.000122*		.148250	.000122*	.000122*
0,25 mg C/l {3}	.000122*	.148250		.000122*	.000122*
0,50 mg C/l {4}	.000122*	.000122*	.000122*		1.00000
1,00 mg C/l {5}	.000122*	.000122*	.000122*	1.00000	

Tabela A25: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CONCENTRAÇÃO no quinto experimento com a cepa NPLJ-6 de *Microcystis aeruginosa* oferecida em proporções crescentes junto ao alimento (*Ankistridesmus sp.*). Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: CONCENTR.	{1}	{2}	{3}	{4}
	426.94	217.12	70.63	39.31
0 % NPLJ-6 {1}		.000155*	.000155*	.000155*
10 % NPLJ-6 {2}	.000155*		.000155*	.000155*
25 % NPLJ-6 {3}	.000155*	.000155*		.331232
50 % NPLJ-6 {4}	.000155*	.000122*	.331232	

13. ANEXO 4 : Análises de variância dos experimentos com amostras naturais

Tabela A26: Parâmetros da ANOVA para os fatores CLONE e TRATAMENTO no primeiro experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- CLONE, 2- TRATAMENTO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	2	28381.1	72	1261.605	22.49600	.000000
2	3	112297.2	72	1261.605	89.01138	.000000
1 x 2	6	7676.8	72	1261.605	6.08491	.000034

Tabela A27: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator CLONE no primeiro experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc		
	{1}	{2}	{3}
Fator: CLONE	124.50	156.81	84.82
MnLJ-1 {1}		.001463*	.000188*
MnLJ-2 {2}	.001463*		.000115*
MnLJ-3 {3}	.000188*	.000115*	

Tabela A28: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator TRATAMENTO no primeiro experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias estão em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
	{1}	{2}	{3}	{4}
Fator: TRATAMENTO	48.56	166.49	180.17	49.37
Controle s/ alimento {1}		.000153*	0,000155*	.999893
Controle c/ alimento {2}	.000153*		.597293	.000153*
Seston {3}	.000153*	.597293		.000153*
NPLJ-2 {4}	.999893	.000153*	.000153*	

Tabela A29: Parâmetros da ANOVA para os fatores ÁGUA e TRATAMENTO no segundo experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

	1- ÁGUA, 2- TRATAMENTO					
EFEITO	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	1	2136.59	48	444.7966	4.80352	.033286
2	3	14254.94	48	444.7966	32.04822	.000000
1 x 2	3	621.48	48	444.7966	1.39723	.255071

Tabela A30: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ÁGUA no segundo experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc	
	{1}	{2}
Fator: ÁGUA	99.99	113.75
Água Mineral {1}		.018540*
Água da lagoa {2}	.018540*	

Tabela A31: Comparação entre as médias de TL₅₀ para os tratamentos em água mineral no segundo experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
	{1}	{2}	{3}	{4}
Fator: TRATAMENTO				
Água Mineral	106.54	150.49	93.64	49.31
Controle s/ alimento {1}		.085524	.805665	005095*
Controle c/ alimento {2}	.085524		.003157*	.000171*
Seston {3}	.805665	.003157*		.003591*
NPLJ-2 {4}	.005095*	.000115*	.003591*	

Tabela A32: Comparação entre as médias de TL₅₀ para os tratamentos em água da lagoa no segundo experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}
Água da lagoa	131.38	144.15	103.11	76.36
Controle s/ alimento {1}		.695490	.031514*	.000228*
Controle c/ alimento {2}	.695490		.001396*	.000171*
Seston {3}	.031514*	.001396*		.008216*
NPLJ-2 {4}	.000228*	.000171*	.008216*	

Tabela A33: Parâmetros da ANOVA para os fatores ÁGUA e TRATAMENTO no terceiro experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

	1- ÁGUA, 2- TRATAMENTO					
EFEITO	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	1	36.25490	48	1.868056	19.40783	.000059
2	3	18.05556	48	1.868056	9.66543	.000042
1 x 2	3	12.86508	48	1.868056	6.88688	.000597

Tabela A34: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para os tratamentos em água mineral no terceiro experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}
Água Mineral	0.80	0.95	0.90	0.50
Controle s/ alimento {1}		.676818	.794345	.069371
Controle c/ alimento {2}	.676818		.967015	.003610*
Seston {3}	.794345	.967015		.000675*
NPLJ-2 {4}	.069371	.003610*	.000675*	

Tabela A35: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para os tratamentos em água da lagoa no terceiro experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO Água da lagoa	{1} 0.95	{2} 0.98	{3} 0.99	{4} 0.95
Controle s/ alimento {1}		.852972	.378140	1.000000
Controle c/ alimento {2}	.852972		.912942	.791460
Seston {3}	.378140	.912942		.191581
NPLJ-2 {4}	1.000000	.791460	.191581	

Tabela A36: Parâmetros da ANOVA para os fatores ESPÉCIE e TRATAMENTO em água mineral no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

EFEITO	1- ESPÉCIE, 2- TRATAMENTO					
	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	1	41130.30	48	1542.136	26.67099	.000005
2	3	71577.74	48	1542.136	46.41468	.000000
1 x 2	3	12354.29	48	1542.136	8.01115	.000198

Tabela A37: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE em água mineral no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc	
Fator: ESPÉCIE	{1} 182.21	{2} 121.86
<i>C. cornuta</i> {1}		.000117*
<i>M. micrura</i> {2}	.000117*	

Tabela A38: Comparação entre as médias de TL₅₀ para o fator ESPÉCIE em água da lagoa no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc	
Fator: ESPÉCIE	{1}	{2}
	273.4897	210.4225
<i>C. cornuta</i> {1}		.000237*
<i>M. micrura</i> {2}	.000237*	

Tabela A39: Comparação entre as médias de TL₅₀ para *C. cornuta* nos tratamentos com água mineral no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}
Água Mineral	175.35	263.03	207.28	83.18
Controle s/ alimento {1}		.048968*	.611389	.012992*
Controle c/ alimento {2}	.048968*		.164467	.003610*
Seston {3}	.611389	.164467		.000180*
NPLJ-2 {4}	.012992*	.003610*	.000180*	

Tabela A40: Comparação entre as médias de TL₅₀ para *M. micrura* nos tratamentos com água mineral no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}
Água Mineral	54.95	153.95	213.96	64.59
Controle s/ alimento {1}		.001571*	.000161*	.963041
Controle c/ alimento {2}	.001571*		.164467	.001056*
Seston {3}	.000161*	.164467		.000161*
NPLJ-2 {4}	.963041	.001056*	.000161*	

Tabela A41: Comparação entre as médias de TL₅₀ para *C. cornuta* os tratamentos com água da lagoa no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO Água da lagoa	{1} 0.95	{2} 0.95	{3} 0.90	{4} 0.85
Controle s/ alimento {1}		.911741	.000941*	.000264*
Controle c/ alimento {2}	.911741		.912942	.000546*
Seston {3}	.000941*	.912942		.983167
NPLJ-2 {4}	.000264*	.000546*	.983167	

Tabela A42: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para *M. micrura* nos tratamentos com água da lagoa no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc			
Fator: TRATAMENTO Água da lagoa	{1} 0.85	{2} 1.00	{3} 0.93	{4} 0.51
Controle s/ alimento {1}		.262769	.584373	.000448*
Controle c/ alimento {2}	.262769		.912942	.000161*
Seston {3}	.584373	.912942		.000161*
NPLJ-2 {4}	.000448*	.000161*	.000161*	

Tabela A43: Parâmetros da ANOVA para os fatores ‘ESPÉCIE’ e ‘TRATAMENTO’ em água mineral no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

	1- ESPÉCIE, 2- TRATAMENTO					
EFEITO	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	1	120.8596	70	2.078571	58.14553	.000000
2	4	174.8333	70	2.078571	84.11226	.000000
1 x 2	4	9.1667	70	2.078571	4.41008	.003085

Tabela A44: Parâmetros da ANOVA para os fatores ‘ESPÉCIE’ e ‘TRATAMENTO’ em água da lagoa no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. G.L.= graus de liberdade; Q.M. = quadrado médio.

	1- ESPÉCIE, 2- TRATAMENTO					
EFEITO	G.L. do Efeito	Q.M. do Efeito	G.L. do Erro	Q.M. do Erro	F	P
1	1	724.7467	70	1.831548	395.7018	.000000
2	4	25.3458	70	1.831548	13.8385	.000000
1 x 2	4	18.3458	70	1.831548	10.0166	.000002

Tabela A45: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para o fator ‘ESPÉCIE’ em água da mineral no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc	
	{1}	{2}
Fator: ESPÉCIE	0.75	0.47
<i>C. cornuta</i> {1}		.000116*
<i>M. micrura</i> {2}	.000116*	

Tabela A46: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para o fator ESPÉCIE em água da lagoa no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc	
	{1}	{2}
Fator: ESPÉCIE	0.96	0.28
<i>C. cornuta</i> {1}		.000116*
<i>M. micrura</i> {2}	.000116*	

Tabela A47: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para *C. cornuta* nos tratamentos com água mineral no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc				
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
Água da lagoa	0.40	1.00	0.93	1.00	0.40
Controle s/ alimento {1}		.000126*	.000126*	.000126*	1.000000
Controle c/ alimento {2}	.000126*		.806113	1.000000	.000126*
Seston ponto 1 {3}	.000126*	.806113		.536000	.000126*
Seston ponto 3 {4}	.000126*	1.000000	.536000		.000126*
NPLJ-2 {5}	1.000000	.000126*	.000126*	.000126*	

Tabela A48: Comparação entre as médias de de sobrevivência no quinto dia para *C. cornuta* nos tratamentos com água da lagoa no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc				
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
Água da lagoa	0.95	0.98	0.97	1.00	0.89
Controle s/ alimento {1}		.997245	.998787	.923576	.869660
Controle c/ alimento {2}	.997245		.999926	.993930	.663520
Seston ponto 1 {3}	.998787	.999926		.937404	.484825
Seston ponto 3 {4}	.923576	.993930	.937404		.160847
NPLJ-2 {5}	.869660	.663520	.484825	.160847	

Tabela A49: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para *M. micrura* nos tratamentos com água mineral no quinto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc				
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
Água da lagoa	0.00	0.85	0.51	0.89	0.10
Controle s/ alimento {1}		.000126*	.000258*	.000126*	.881475
Controle c/ alimento {2}	.000126*		.014311*	.993669	.000126*
Seston ponto 1 {3}	.000258*	.014311*		.000175*	.000232*
Seston ponto 3 {4}	.000126*	.993669	.000175*		.000126*
NPLJ-2 {5}	.881475	.000126*	.000232*	.000126*	

Tabela A50: Comparação entre as médias de sobrevivência no quinto dia para *M. micrura* nos tratamentos com água da lagoa no quarto experimento com séston da lagoa de Jacarepaguá. Médias em negrito. Diferenças significativas estão indicadas por um asterisco.

Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	Probabilidades para o Teste Post-Hoc				
Fator: TRATAMENTO	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
Água da lagoa	0.05	0.98	0.15	0.29	0.10
Controle s/ alimento {1}		.000126*	.812170	.087328	.985639
Controle c/ alimento {2}	.000126*		.000126*	.000150*	.000126*
Seston ponto 1 {3}	.812170	.000126*		.212163	.957976
Seston ponto 3 {4}	.087328	.000150*	.212163		.085763
NPLJ-2 {5}	.985639	.000126*	.957976	.085763	