

ANÁLISE QUALITATIVA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO UTILIZADO PARA O CULTIVO DE PEIXES EM TANQUE-REDE, PANTANAL DE MIRANDA, MS*

Bruna Horvath VIEIRA ^{1,2}; Ricardo Henrique Gentil PEREIRA ¹; Alice Maria DERBÓCIO ¹

RESUMO

A represa do córrego Alegre pertence a uma sub-bacia do rio Miranda, no Pantanal sul mato-grossense. É utilizada para o cultivo de peixes em tanques-rede, atividade esta que promove um intenso aporte de nutrientes, devido, principalmente, à adição de ração nos tanques. Este acúmulo de nutrientes, associado à intensa luminosidade solar, estimula o desenvolvimento da comunidade fitoplânctonica. Com o objetivo de analisar a composição da comunidade fitoplânctônica e as variáveis físicas e químicas da água, foram realizadas coletas na superfície da água nos meses de agosto e dezembro de 2005, fevereiro e abril de 2006. As amostras de fitoplâncton foram coletadas com rede de plâncton de 20 µm e fixadas em formol 4%. Durante o estudo, foram registrados 37 gêneros, sendo Chlorophyceae e Cyanobacteria as classes mais representativas qualitativamente. A presença das cianobactérias *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*, que são potencialmente tóxicas, impõem riscos à atividade de piscicultura, pois confere um mau sabor na carne do animal cultivado e toxicidade na água.

Palavras-chave: Fitoplâncton; eutrofização; tanque-rede

CÓRREGO ALEGRE RESERVOIR'S PHYTOPLANKTONIC COMMUNITY QUALITATIVE ANALYSIS FOR POND FISH BREEDING, PANTANAL OF MIRANDA, MS

ABSTRACT

The Córrego Alegre reservoir belongs to Miranda river sub-basin, in Pantanal of Mato Grosso do Sul, is utilized for pond fish breeding, an activity which promotes an intense raise of nutrients, caused mostly by the addition of animal feed into the water. The accumulation of these nutrients, associated with high solar luminosity stimulates the development of a phytoplanktonic community. With the intent of analyzing the composition of the phytoplanktonic community and the water physical and chemical variables, samples were collected from the surface of the water in August and December 2005, February and April 2006. The phytoplankton samples were collected using planktonic net of 20µm and preserved with 4% formaldehyde solution. During the study the results obtained show 37 genders, from which Chlorophyceae and Cyanobacteria were the richest classes qualitatively. The presence of potentially toxic *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* and *Cylindrospermopsis* cyanobacteria impose a risk to the fish breeding activity, for it may grant a displeasing taste to the flesh of the bred animal and toxicity to the water.

Keys words: Phytoplankton; water ponds; eutrofication

Artigo Científico: Recebido em: 10/11/2008 – Aprovado em: 19/11/2009

¹ Departamento de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Praça Nossa Senhora da Conceição, s/nº - CEP: 79200-000 – Aquidauana – MS - Brasil

² e-mail: brunahv@hotmail.com

* PROPP/UFMS

INTRODUÇÃO

A piscicultura de tanques-redes no Pantanal sul-mato-grossense vem aumentando consideravelmente nos últimos anos, pois além de ser uma produção de baixo custo quando comparada à criação em tanques escavados, a região apresenta alto potencial hídrico e condições climáticas favoráveis (ROTTA, 2003).

A criação em tanque-rede, um recurso que minimiza a pesca predatória, é um sistema de cultivo intensivo que utiliza altas densidades populacionais nos tanques. Essa prática é favorecida por permitir um crescimento rápido dos animais cultivados, boa conversão alimentar e facilidade na reprodução induzida (TAVARES-DIAS *et al.*, 1999).

Em tanques e viveiros de aquicultura, o fitoplâncton assume um importante papel como produtor primário, além de estabelecer importante influência sobre a qualidade da água (KUBITZA, 2003).

A disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos é um dos fatores que atua diretamente sobre a dinâmica do fitoplâncton. O fósforo e nitrogênio são tidos como os principais nutrientes limitantes do crescimento algal nos ecossistemas continentais, sendo, portanto, os principais desencadeadores do processo da eutrofização. Nos sistemas de produção em tanques-rede, o processo de eutrofização é acelerado pelos resíduos fecais, as sobras de rações e a excreção de amônia através das brânquias e urina dos peixes (ONO e KUBITZA, 2003; FERRAGUT, 2004; HONDA *et al.*, 2006).

Em ambientes eutrofizados é comum o surgimento de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. As toxinas, produzidas por cianobactérias, podem provocar alterações no sabor e odor da água e causar toxicidade na biota aquática, podendo levar animais à morte por insuficiência hepática e o desenvolvimento de tumores cancerígenos; podem, ainda, se acumular nos tecidos dos peixes destinados ao consumo humano. Além disso, os efeitos, a longo prazo, de cianotoxinas em seres humanos ainda não foram confirmados (MATTHIENSEN *et al.*, 1999; HONDA *et al.*, 2006).

Com relação aos peixes cultivados, as florações de cianobactérias elevam a concentração

de amônia e reduzem o oxigênio dissolvido do ambiente, o que pode provocar sangramento e lesões na pele e brânquias. Pode ainda ocorrer o entupimento das brânquias pelo acúmulo de células algáceas, levando a perda de peso e até morte dos animais (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Para Matsuzaki (2004), com o crescente número de viveiros de peixes e a falta de controle desses ambientes, cresce a preocupação acerca da qualidade da água e dos alimentos provenientes da atividade de piscicultura.

Assim, as alterações de ordem qualitativa e/ou quantitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica podem ter importante significado para diversos componentes do ecossistema e podem inviabilizar a água para seus diversos usos (Branco e Cavalcante, *apud* TUCCI, 2002).

Desta forma, acompanhar as variações na estrutura da comunidade ao longo de um ciclo sazonal reveste-se de grande importância quando se pretende entender o funcionamento do ecossistema, tanto para o monitoramento, quanto para a recuperação de ambientes (TUCCI, 2002).

Apesar da piscicultura ser uma atividade que vem crescendo na região do pantanal sul-mato-grossense, ainda há poucos registros de estudos sobre qualidade da água desses sistemas e, principalmente, sobre a flora ficológica da região. Além disso, aumenta a preocupação com a represa estudada por esta lançar seus efluentes no rio Miranda, um importante curso d'água da bacia pantaneira.

O objetivo deste estudo foi analisar a composição da comunidade fitoplânctônica e a variação temporal e espacial das características físicas e químicas da água da represa do Córrego Alegre, utilizada para cultivo de peixes em tanque-rede.

MATERIAIS E MÉTODOS

A represa do Córrego Alegre está inserida na bacia hidrográfica do rio Miranda, uma sub-bacia do alto Paraguai, no Pantanal sul-mato-grossense. Está localizada entre as coordenadas geográficas, com latitude 19°15'00'' e 22°00'00''S e longitude 54°15'00'' e 57°30'00''W, e ocupa uma área de 43.787 km²; estende-se da Serra de Maracaju/Campo Grande em direção ao Pantanal

sul mato-grossense. A área total da represa, que possui profundidade máxima de 3,5 m, é de 18 hectares, onde estão dispostos 34 tanques-rede (SEMA, 2004). O efluente da atividade de piscicultura é lançado no córrego Alegre, um afluente do rio Miranda.

Para a análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica e das variáveis físico-químicas da água, foram realizadas amostragens nos meses de agosto e dezembro/2005, fevereiro e abril/2006, sendo as amostras de água coletadas na superfície. Estabeleceram-se seis pontos de coleta na represa do Córrego Alegre, a fim de se obter uma amostragem mais homogênea do local. O ponto 1 era em uma lagoa marginal à represa, onde era captada água para a represa e se desenvolve a piscicultura; os pontos 2, 3 e 4 eram próximos aos tanques-redes; os pontos 5 e 6 eram próximos ao monge da represa.

As variáveis físicas, químicas e biológicas estudadas, unidades de medida e metodologia

utilizada estão apresentadas na tabela 1. Para a classificação do estado trófico do sistema foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) de Salas e Martino (1988) para lagos e reservatórios tropicais, utilizando-se os valores das concentrações de fósforo total.

A avaliação da qualidade da água da represa foi baseada nas recomendações do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 357/2005), que estabelece critérios para a aquicultura.

As amostras de fitoplâncton foram coletadas com rede de plâncton com 20 µm e fixadas com formol 4% (BICUDO e MENEZES, 2006). A identificação dos organismos, realizada em microscópio binocular (Olympus), também foi baseada nesses autores.

Os táxons foram classificados de acordo com a frequência de ocorrência, sendo: constante (100% de frequência), comum (entre 50% e 75%) e rara (25% de frequência), baseado em Sampaio (2002).

Tabela 1. Variáveis estudadas e metodologia de análise

Variáveis	Unidade	Metodologia
Temperatura do ar	°C	Termômetro Multidigital (CE)
Temperatura da água	°C	Termômetro Multidigital (CE)
Transparência da água	m	Disco de Secchi
Turbidez	NTU	Turbidímetro (DLA-1000/II)
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	Oxímetro (HANNA)
Dureza	mg CaCO ₃ L ⁻¹	GOLTERMAN <i>et al.</i> (1978)
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	GOLTERMAN <i>et al.</i> (1978)
Fósforo total	µg L ⁻¹	APHA (1998)
pH		pHmetro
Clorofila <i>a</i>	µg L ⁻¹	NUSCH (1980)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados físicos, químicos e biológicos aferidos no período de estudo estão apresentados nas Tabelas 2 a 4 e Figuras 1 e 2. A temperatura do ar oscilou entre o mínimo de 20,2°C e o máximo de 30,1°C; a temperatura da água variou de 21,3°C a 30,5°C; a menor transparência da água foi 0,20 m e a maior, 0,80 m. Em casos de transparência menor que 0,40 m, é recomendado que o arrasto seja reduzido, já que esta prática aumenta a concentração de nutrientes do sistema, potencializando o crescimento do fitoplâncton (MERCANTE *et al.*, 2006).

O oxigênio dissolvido variou de 0 mg L⁻¹ a 10 mg L⁻¹. O Conselho Nacional de Meio Ambiente estabelece o valor > 5,0 mg L⁻¹ como limite aceitável de oxigênio dissolvido para aquicultura. As concentrações de oxigênio registradas merecem, portanto, a atenção do piscicultor, já que o peixe se alimenta melhor e apresenta melhores condições de saúde quando a concentração de oxigênio está próxima à saturação (KUBITZA, 1999).

A concentração de clorofila *a* também esteve acima do aceitável pelo CONAMA 357/05, cujos valores não devem ultrapassar 30 µg L⁻¹. Durante

o estudo, a clorofila *a* teve como mínimo 43,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ e máximo 26034,5 $\mu\text{g L}^{-1}$.

A dureza da água teve como mínimo 15 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e máximo de 46 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$; a alcalinidade apresentou valores entre 22 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e 69,63 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Dureza e alcalinidade não são contempladas pela resolução CONAMA 357/2005. O pH manteve-se entre 6,63 e 8,96 durante o período de estudo, excedendo o recomendado, que é de 6,5 a 8,0.

A turbidez manteve-se entre 7,55 NTU e 29,3 NTU, valores aceitáveis para o CONAMA 357/2005. O fitoplâncton é a maior fonte de turbidez em viveiros de piscicultura, sendo que as técnicas de manejo, como a adição de ração, podem potencializar o crescimento algáceo, diminuindo assim a penetração de luz no sistema (MERCANTE *et al.*, 2006).

Baseada na resolução CONAMA 357/2005, a represa do córrego Alegre está enquadrada em ambiente lântico da classe II e assim, o limite aceitável de fósforo é de até 30 $\mu\text{g L}^{-1}$. Durante o período estudado, os valores de fósforo total também estiveram acima do limite aceitável pela resolução. O menor valor registrado de fósforo total foi 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ e o maior foi 754 $\mu\text{g L}^{-1}$. Altas concentrações de fósforo encontradas na água do viveiro evidenciaram intenso processo de enriquecimento, o que pode acelerar a produtividade primária, deteriorando, assim a qualidade da água. Dentre as principais consequências da eutrofização estão a queda do oxigênio dissolvido, podendo levar a morte dos animais cultivados, e a floração de cianobactérias tóxicas (MERCANTE *et al.*, 2006).

Tabela 2. Variáveis físicas e biológicas obtidas durante o período de estudo

	Temperatura Ar (°C)	Temperatura Água (°C)	Transparência Água (m)	Turbidez (NTU)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)
Agosto					
Ponto 1	20,2	28,7	0,20	27	5275,9
Ponto 2	26,2	23,4	0,35	18	25402,3
Ponto 3	22	21,3	0,45	11	20344,8
Ponto 4	25,4	28,6	0,40	16	26034,5
Ponto 5	20,8	22,1	0,35	15	21954,0
Ponto 6	30,1	22	0,20	17	20229,9
Dezembro					
Ponto 1	26	30,5	0,60	7,55	7011,5
Ponto 2	26,2	29,4	0,40	25,2	18620,7
Ponto 3	26,2	29,4	0,40	26,9	19367,8
Ponto 4	28	29,4	0,35	29,3	18793,1
Ponto 5	28,2	29,5	0,35	27,2	18046,0
Ponto 6	31,4	29,9	0,38	24,8	13735,6
Fevereiro					
Ponto 1	23,8	28,4	0,60	16	43,1
Ponto 2	23,8	29	0,45	25,2	69,0
Ponto 3	23,5	28,8	0,45	25,6	69,0
Ponto 4	24,4	29,1	0,45	24,3	3448,3
Ponto 5	24	29	0,45	24,7	3758,6
Ponto 6	24,2	29	0,50	24,6	34,5
Abril					
Ponto 1	23	26,5	0,55	18,1	712,6
Ponto 2	23,1	28,5	0,70	11,1	1827,6
Ponto 3	23	28,1	0,80	10,3	1655,2
Ponto 4	23,9	28,5	0,80	10,7	1724,1
Ponto 5	23,4	28,6	0,75	13,9	2069,0
Ponto 6	24,3	28,3	0,70	20,5	2586,2

Com base na classificação do índice de estado trófico (Tabela 3), o reservatório estudado foi classificado como hipereutrófico. Tal resultado pode ser explicado por diversos fatores, como o manejo alimentar (prática de arraçoamento) e excreção de fósforo pelos peixes. O resultado pode

ter sido influenciado pelo aporte de fezes de capivaras, que vivem no entorno, e pelo gado, galinhas e ovelhas, que são criados próximos aos tanques, pois a localização e disposição do viveiro favorecem o carreamento e a entrada de material alóctone para dentro do viveiro.

Tabela 3. Variáveis químicas obtidas durante o período de estudo

	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Dureza (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Fósforo Total (µg L ⁻¹)	pH	IET
Agosto						
Ponto 1	4,4	15	22	495	7,28	93,7
Ponto 2	3,1	22	48,8	500	8,96	93,8
Ponto 3	3,4	23	48,8	505	7,79	93,9
Ponto 4	8,7	23,5	49,9	510	8,65	94,1
Ponto 5	10	23	46,65	510	8,56	94,1
Ponto 6	3,1	22,5	49,91	480	8,03	93,2
Dezembro						
Ponto 1	1,7	34	61,48	125	6,96	73,8
Ponto 2	1	24	47,7	265	6,84	84,6
Ponto 3	0	27	46,64	315	6,63	87,1
Ponto 4	1,5	38	50,88	280	7,45	85,4
Ponto 5	2,2	26	47,7	290	7,74	85,9
Ponto 6	2,0	46	48,76	230	6,96	82,6
Fevereiro						
Ponto 1	2,1	36	46,2	100	7,29	70,6
Ponto 2	1,3	28	50,4	480	7,16	93,2
Ponto 3	1,5	28	50,4	545	7,18	95,0
Ponto 4	1,2	29	56,7	530	7,13	94,6
Ponto 5	1,1	31	52,5	525	7,16	94,5
Ponto 6	0,8	27	50,4	635	7,15	97,2
Abril						
Ponto 1	1,1	29	46,42	745	7,27	99,6
Ponto 2	1,0	28	63,30	565	7,13	95,6
Ponto 3	1,1	27	63,30	575	7,01	95,8
Ponto 4	1,1	33	69,63	545	6,96	95,0
Ponto 5	1,0	31	63,30	515	7,10	94,2
Ponto 6	2,7	33	59,08	705	7,18	98,8

Durante o período de estudo, foram identificados 37 gêneros de algas, distribuídos em 7 classes. Cyanobacteria e Chlorophyceae foram as classes melhor representadas, com 11 gêneros cada, seguidas por Zygnemaphyceae, com 6 gêneros identificados, Euglenophyceae e Bacillariophyceae, ambas com 3 gêneros, Xantophyceae, representada por 2 gêneros e Chrysophyceae, com apenas 1 gênero identificado (Tabela 4, Figura 1). Não foi observada diferença, na escala espacial horizontal, quanto à composição dos gêneros. Esses se

apresentaram nos seis pontos de coleta em uma dada época do ano.

Em ambientes eutrofizados e rasos, como é o caso de vários lagos, reservatórios e pesqueiros, Chlorophyceae e Cyanobacteria são as classes mais representativas quanto à riqueza de táxons (TUCCI *et al.*, 2006; SANT'ANNA *et al.*, 2006).

O índice de estado trófico (Tabela 3) classificou a represa do córrego Alegre como hipereutrófica em todos os períodos de

amostragem, o que pode ter favorecido a maior riqueza das classes Chlorophyceae e Cyanobacteria no ambiente estudado. A trofia do ambiente também pode ter sido a responsável

pela baixa representatividade das classes Chrysophyceae e Xantophyceae, devido à baixa competitividade desses grupos nesses ambientes (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Tabela 4. Gêneros registrados no ambiente de estudo durante as amostragens

Classes/Gêneros	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Cyanobacteria				
Chroococcales				
1 <i>Aphanocapsa</i> Nägeli	X	X	X	X
2 <i>Aphanothece</i> Nägeli	X	X		
3 <i>Coelosphaerium</i> Nägeli	X			
4 <i>Merismopedia</i> Meyen	X	X	X	X
5 <i>Microcystis</i> Kützing ex Lemmermann	X	X	X	X
6 <i>Sphaerocavum</i> Azevedo & Sant'Anna			X	
Oscillatoriales				
7 <i>Geitlerinema</i> (Anagnostidis & Komárek) <i>Anagnostidis</i>			X	X
8 <i>Oscillatoria</i> Vaucher ex Gomont	X		X	X
9 <i>Phormidium</i> Kützing ex Gomont	X			
10 <i>Planktothrix</i> Anagnostides & Komárek	X	X		
Nostocales				
11 <i>Cylindrospermopsis</i> (Woloszýnska) Seenayya & Subba Raju	X	X	X	X
Subtotal	9	6	7	6
Chlorophyceae				
Chlorococcales				
12 <i>Ankistrodesmus</i> Corda	X	X	X	X
13 <i>Botryococcus</i> Kützing	X	X	X	X
14 <i>Closteriopsis</i> Lemmermann		X		
15 <i>Coelastrum</i> Nägeli in Kützing	X		X	X
16 <i>Dictyosphaerium</i> Nägeli				X
17 <i>Didymocystis</i> Korsikov		X		
18 <i>Monoraphidium</i> Komarková - Legnerová	X	X	X	X
19 <i>Nephroclamys</i> Körsikov		X		
20 <i>Pediastrum</i> Meyen	X	X	X	X
21 <i>Scenedesmus</i> Meyen	X	X	X	X
22 <i>Tetraedron</i> Kützing		X		
Subtotal	6	9	6	7
Zygnemaphyceae				
Desmidiiales				
23 <i>Closterium</i> Nitzsch ex Ralfs		X		
24 <i>Cosmarium</i> Corda ex Ralfs	X	X	X	X

Tabela 4. Continuação

25	<i>Euastrum</i> Ehrenberg ex Ralfs			X	
26	<i>Micrasterias</i> C. Agardh ex Ralfs			X	
27	<i>Staurastrum</i> Meyen ex Ralfs	X	X	X	X
28	<i>Staurodesmus</i> Teiling			X	
Subtotal		2	3	5	2
Euglenophyceae					
Euglenales					
29	<i>Euglena</i> Ehrenberg		X		
30	<i>Phacus</i> Dujardin		X		
31	<i>Trachelomonas</i> Ehrenberg emend. Deflandre	X	X	X	X
Subtotal		1	3	1	1
Bacillariophyceae					
Centrales					
32	<i>Aulacoseira</i> Thwaites	X	X		
Pennales					
33	<i>Achnanthidium</i> Kützing		X		
34	<i>Fragilaria</i> Lyngbye			X	
Subtotal		1	2	1	0
Chrysophyceae					
Ochromonadales					
35	<i>Mallomonas</i> Perty	X		X	X
Subtotal		1	0	1	1
Xanthophyceae					
Mischococcales					
36	<i>Tetraplektron</i> Fott	X		X	X
37	<i>Isthmochloron</i> Skuja			X	X
Subtotal		1	0	2	2
Total		21	23	23	19

Dos 37 gêneros identificados, 21 gêneros foram identificados no inverno. As coletas realizadas na primavera e no verão apresentaram maior variedade de táxons identificados em relação às demais coletas. Tanto na primavera como no verão, foram identificados 23 gêneros. No outono 19, gêneros foram identificados.

Do total de gêneros encontrados, 16 são classificados como raros, tendo apenas 25% de frequência de ocorrência, sendo assim, sensíveis às variações temporais; 9 gêneros são comuns, tendo a frequência de ocorrência de 50% a 75%; 12 gêneros são classificados como constantes, tendo

100% de ocorrência, sendo resistentes às variações temporais (Figura 2).

Os seguintes gêneros ocorrem em todas as amostras: *Aphanocapsa*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria), *Botryococcus*, *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum*, *Scenedesmus* (Chlorophyceae), *Cosmarium*, *Staurastrum* (Zignemaphyceae) e *Trachelomonas* (Euglenophyceae).

As Chlorophyceae *Botryococcus*, *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum* e *Scenedesmus* são gêneros cosmopolitas e extremamente comuns em ambientes eutrofizados. *Trachelomonas* também é um gênero

de ampla distribuição, comum em muitos ambientes aquáticos. *Cosmarium* ocorre em ambientes ricos em matéria orgânica. Os viveiros

de piscicultura são ambientes ricos em matéria orgânica devido ao arraçoamento (BICUDO e MENEZES, 2006).

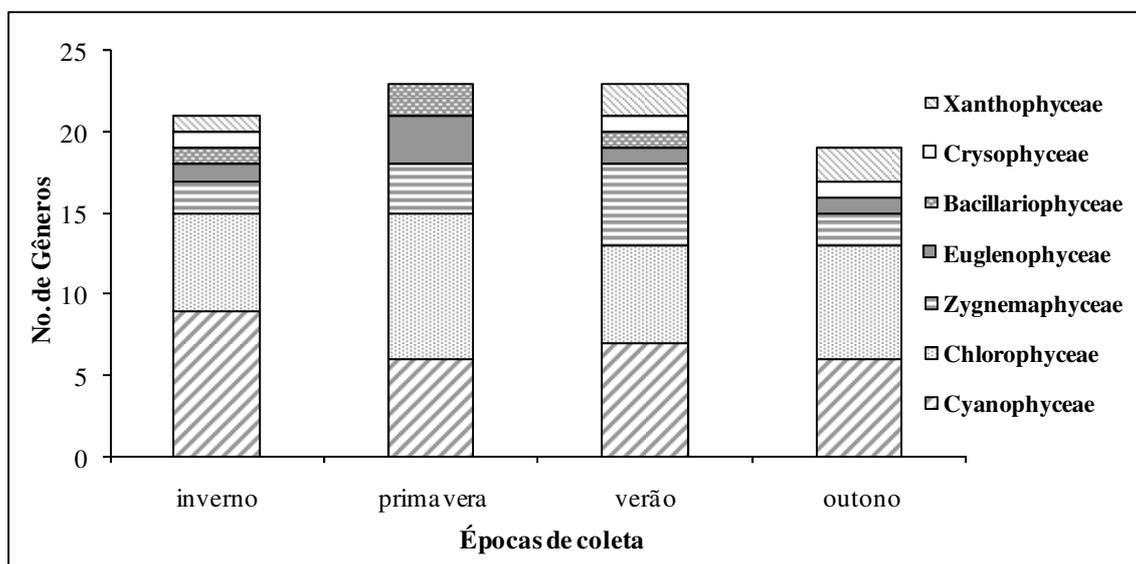


Figura 1. Variação temporal do número de gêneros encontrados entre as épocas de coleta

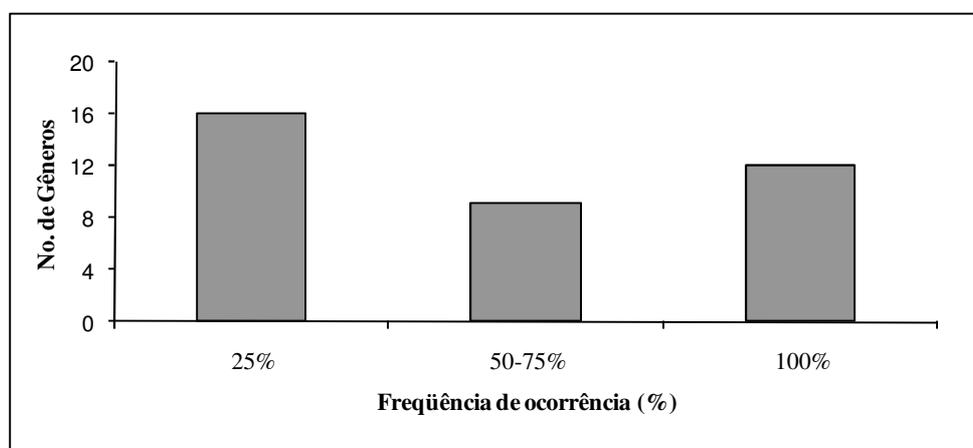


Figura 2. Distribuição do número de gêneros registrados durante o período de estudo nas classes de frequência de ocorrência (%) (100% = constante; 50 - 75% = comum; 25% = rara)

Das cianobactérias que tiverem 100% de ocorrência, *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, táxons comuns em ambientes eutrofizados, estão entre os principais gêneros produtores de toxinas no Brasil, cujas florações são tóxicas em mais de 60% dos casos. *Aphanocapsa* e *Merismopedia* também são gêneros frequentes em ambientes eutrofizados (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000).

Apesar de não ter sido realizada a análise quantitativa do fitoplâncton, supõe-se que, durante o período de estudo, ocorreu a predominância de cianobactérias, pois observou-se, *in situ*, à formação de grumos na superfície da coluna d'água, indicando uma possível floração. Esse fenômeno é prejudicial ao ecossistema aquático, pois compromete a qualidade da água

(fator limitante para o desenvolvimento da piscicultura), provocando variações extremas no oxigênio dissolvido e no pH. (BEYRUTH *et al.*, 1998; TUCCI e SANT'ANNA, 2003; SANT'ANNA *et al.*, 2006).

A dominância das cianobactérias em relação aos demais grupos é decorrente de suas estratégias adaptativas, que tornam possível seu intenso desenvolvimento em condições eutróficas, como, por exemplo: habilidade de armazenar fósforo dentro das células, tornando-se capazes de realizar divisão celular quando este elemento se torna limitante; capacidade de fixar nitrogênio atmosférico; habilidade de migrar na coluna d'água, devido à presença de aerótopos (vesículas de gás) nas células, que lhes permitem se posicionar na zona eufótica de forma a aproveitar com maior eficácia a luz e os nutrientes disponíveis (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos evidenciaram intenso processo de enriquecimento do reservatório estudado e a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas. Esse resultado é consequência do arrastamento e da entrada de material alóctone, como fezes de animais que são criados próximos à represa.

CONCLUSÃO

Durante o período de estudo, foram identificados 37 gêneros distribuídos em 7 classes, sendo Cyanobacteria e Chlorophyceae as classes com maior contribuição (com 11 gêneros cada), seguidas por Zygnemaphyceae (6), Euglenophyceae e Bacillariophyceae (ambas com 3), Xanthophyceae (2) e Chrysophyceae (1).

A ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*, representa riscos para a piscicultura, como por exemplo, a intoxicação dos peixes, mudança no sabor da carne e mortandade dos organismos cultivados.

Com base no presente estudo, recomendam-se estudos taxonômicos em nível específico e pesquisas relativas à toxicidade de cianobactérias e ao monitoramento da comunidade fitoplanctônica e da qualidade da água de ambientes de cultivo de espécies destinadas ao consumo humano. É importante ressaltar, também, o tratamento do

efluente, antes que seja lançado no corpo receptor, haja vista que a represa estudada está inserida em uma importante bacia hidrográfica do Pantanal sul-mato-grossense.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq e UFMS, ao apoio financeiro cedido ao projeto "Efeitos da criação em tanque-rede do pintado, *Pseudoplatystoma corruscans*, sobre o metabolismo, aspectos hematológicos e qualidade da água".

REFERÊNCIAS

- APHA. 1988 *Standard Methods for Examination Water and Wastewater*. 19^o ed. Washington. 1368p.
- BEYRUTH, Z.; TUCCI-MOURA, A.; FERRAGUT, C.; MENEZES, L.C.B. 1998 Caracterização e Variação Sazonal de Fitoplâncton de Tanques de Aqüicultura. *Acta Limnologica Brasiliensia.*, Rio de Janeiro, 10(1): 21-36.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. 2006 *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (Chave para Identificação e Descrições)*. 2 ed. São Carlos: Rima. 502p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. *Resolução n. 357*, 17 de março de 2005. Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 20 jul. 2009.
- FERRAGUT, C. 2004 *Respostas das Algas Perifíticas e Planctônicas à Manipulação de Nutrientes (N e P) em Reservatório Urbano (Lago do IGA, São Paulo)*. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho).
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHSTAD, M. A. M. 1978 *Methods for Physical and Chemical analysis of Freshwater*. Blackwell Scientific publications, Oxford.
- HONDA, R.Y.; MERCANTE, C.T.J.; VIEIRA, J.M.S.; ESTEVES, K.E.; CABIANCA, M.A.A.; AZEVEDO, M.T.P. Cianotoxinas em Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In: ESTEVES, K.E.; SANT'ANNA, C.L. *Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio*

- Ambiente, Saúde Pública e Manejo*. São Carlos: Rima. p.105-120.
- KUBITZA, F. 1999 *Qualidade da Água na Produção de Peixes*. 3 ed. Jundiaí: Degaspari. 97p.
- KUBITZA, F. 2003 *Qualidade da Água no Cultivo de Peixes e Camarões*. Jundiaí. 229p.: il.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S.; CODD, G.A. 1999 Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, 59(3): 361-376.
- MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.L.N.; ROCHA, A.A. 2004 A Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista Saúde Pública*, São Paulo, 38(5): 679-686.
- MERCANTE, C.T.J.; SILVA, D.; COSTA, S.V. 2006 Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo por meio do uso de variáveis abióticas e clorofila. In: ESTEVES, K.E.; SANT'ANNA, C.L. *Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo*. São Carlos: Rima. p.37-48.
- NUSCH, E. A. 1980 Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie. Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, Canberra, 14: 14-36.
- ONO, E. A. e KUBITZA, F. 2003 *Cultivo de Peixes em Tanques-rede*. 3 ed. Jundiaí. 112p.
- ROTTA, M.A. 2003 Situação da piscicultura sul-mato-grossense e suas perspectivas no pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicações>> Acesso em: 21 jul. 2009.
- SALAS, H.J. e MARTINO, P. 1988 Memória Del IV Encuentro Del Proyecto Regional "Desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales". OPS-CEPIS. 69p.
- SAMPAIO, E.V.; ROCHA, O; MATSUMURA-TUNDISI, T; TUNDISI, J.G. 2002 Composition and Abundance of Zooplankton in the Limnetic Zone of Seven Reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, 62(3): 525-545.
- SANT'ANNA, C.L. e AZEVEDO, M.T.P. 2000 Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, Stuttgart, 71: 359-385.
- SANT'ANNA, C.L.; GENTIL, R.C.; SILVA, D. 2006 Comunidade Fitoplanctônica de Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In: ESTEVES, K.E. e SANT'ANNA, C.L. *Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo*. São Carlos: Rima. p. 49-62.
- SEMA. 2005 Projeto GEF Pantanal/Alto Paraguai - SEMA/IMAP. Gerenciamento de Recursos Hídricos - Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Alto Paraguai. Sub-projeto 1.6/MS. *Relatório de Qualidade das Águas Superficiais da Bacia do Alto Paraguai/MS*. Campo Grande, MS. 130p.
- TAVARES-DIAS, M.; TENANI, R.A.; GIOLI, L.D.; FAUSTINO, D.C. 1999 Características Hematológicas de Teleosteos Brasileiros. Parâmetros Sangüíneos do *Piaractus mesopotamicus* Holmberg (Osteichthyes, Characidae) em Policultivo Intensivo. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 16(2): 423-431.
- TUCCI, A. 2002 *Sucessão da Comunidade Fitoplanctônica de um Reservatório Urbano e Eutrófico*, São Paulo, SP, Brasil. Rio Claro, SP. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho).
- TUCCI, A. e SANT'ANNA, C.L. 2003 *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosynska) Elenyia e Subba Rajju (Cyanobacteria): Variação Semanal e Relações com Fatores Ambientais em um Reservatório Eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, 26(1): 97-112.
- TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L.; GENTIL, R.C.; AZEVEDO, M.T.P. 2006 Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, São Paulo, 33(2): 147-175.