UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Iola Reis Lopes

ESTUDO DA TAXOCENOSE FITOPLANCTÔNICA DE UMA PEQUENA REPRESA URBANA EUTROFIZADA, O LAGO DO AMOR, COM ÊNFASE EM INTERAÇÕES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O CICLO HIDROLÓGICO.

Campo Grande
2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Iola Reis Lopes

Estudo da Taxocenose Fitoplanctônica de uma Pequena Represa Urbana Eutrofizada, o Lago do Amor, com Ênfase em Interações com Macrófitas Aquáticas e o Ciclo Hidrológico.

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Kennedy Francis Roche.

Campo Grande
2009

Folha de aprovação

Estudo da Taxocenose Fitoplanctônica de uma Pequena Represa Urbana Eutrofizada, o Lago do Amor, com Ênfase em Interações com Macrófitas Aquáticas e o Ciclo Hidrológico.

Aprovada em:_____/____/____.

Banca Examinadora:

_____

Prof. Dr. Kennedy Francis Roche
Biólogo, Doutor em Limnologia
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

_____

Prof. Dr.William Marcos da Silva
Biólogo, Doutor em Ecologia e Recursos Naturais
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

_____

Prof. Dr. Paulino Barroso Medina Júnior
Biólogo, Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental
Universidade Federal da Grande Dourados

As melhores e mais eficientes Tecnologias Ambientais existentes, acessíveis a todos, são evitar desperdícios e reduzir o consumo.

"O mundo que nós criamos como resultado de nossas idéias de então, apresentam problemas que não podem ser resolvidos da mesma forma que pensávamos quando o criamos." Albert Eistein.

"Hipótese é uma coisa que não é, mas que a gente faz de conta que é só pra ver como sería se ela fosse." Autor desconhecido.

Agradecimentos

Ao programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais e a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao meu orientador e professor Kennedy Francis Roche pela orientação e auxílios.

Ao Professor Willian Marcos da Silva pelas ajudas e toques sobre estudo, trabalho e pela participação na banca.

Ao Professor Paulino B. M. Júnior pela participação na banca examinadora.

Ao Coordenador do PGTA Teodorico Sobrinho pela atenção, boa vontade e solicitude.

A professora Sônia Hess por tornar minha permanência no laboratório mais amena e alegre.

Aos professores Jorge Steffen e Giancarlos Lastória pelos auxílios nas respectivas áreas.

Às biólogas Dr. Luzia Cleide Rodrigues, Dr. Susicley Jati pelo estágio no NUPELIA, pela oferta da estrutura física e técnicas, mas principalmente pelas orientações, auxílios, ajudas, conselhos, prestatividade, solicitude, carinho e atenção sem os quais este trabalho não existiria.

A professora Sueli Train pelos conselhos e conversas muito produtivas, que também me auxiliaram na expansão dos meus conhecimentos e, assim, realizar melhor meu trabalho.

As garotas e garoto do laboratório de Fitoplâncton do NUPELIA, Paula, Paula Borges, Vânia, Evelise, Sayuri, Carla e Johannes pela amizade, companhia e auxílio, muito importantes quando se está longe de casa.

A Elis, Rapha, Lili e Clarice, os amigos de longe que estiveram tão próximos quando precisei de alguém.

A dona Berta, secretária do Departamento de Biologia, pela ajuda na revisão bibliográfica.

A Priscila Alonso de Oliveira por tantos pequenos favores que somados foram importantes para meu trabalho.

A Cristine Pontes pela ajudinha com a complicada parte de Geologia da minha área de estudo e Ricardo Bocchesi pela ajuda com a parte de Vegetação.

As minhas colegas de mestrado e orientação, Cristine, Edinéia, Laís, Lívia, Luiza, Priscila, Thainá, e ao meu colega José Mendes pela companhia na jornada.

A Érica e Lúcio pelo empréstimo do computador que me permitiu trabalhar com mais autonomia.

Aos meus pais e minha irmã, por serem minha família, por me terem dado suporte e condições desde o início da minha vida pra chegar aonde cheguei e para avançar sempre.

Ao amor da minha vida pela minha vida feliz, alegre, equilibrada, segura e por me dar a certeza de que seria possível.

Sumário

Lista de Figuras VII
Lista de Tabelas e Quadros VIII
Resumo IX
Abstract X
1. Introdução 11
2. Revisão Bibliográfica
2.1. Lagos urbanos: eutrofização cultural versus gerenciamento 13
2.2. Comunidades aquáticas: fitoplâncton e macrófitas aquáticas 16
2.3. O Lago do Amor e sua bacia de drenagem 23
3. Objetivos
3.1. Gerais 29
3.2. Específicos 29
4. Materiais e Métodos
4.1. Descrição da Área de Estudo 30
4.2. Dados Climáticos e Limnológicos 33
4.2.1. Índice de Estado Trófico (IET) 33
4.3. Material Biológico 34
4.3.1. Índices biológicos 35
4.4. Testes Estatísticos 36
5. Resultados
5.1. Resultados Climáticos 38
5.2. Variáveis Físicas e Químicas 41
5.3. Resultados Biológicos 48
5.3.1. Macrófitas Aquáticas 48
5.3.2. Composição e estrutura da taxocenose fitoplanctônica 49
5.3.3. Grupos funcionais 52
5.3.4. Índices biológicos 52
5.4. Resultados Estatísticos 53
6. Discussão 57
7. Conclusões 67
8. Referências Bibliográficas 69
9. Anexos 77

Lista de Figuras

Figura 01: Estado atual do córrego Cabaça em um trecho dentro da RPPN que cruza a UFMS. Fotos da autora. 25

Figura 02: Estado atual do córrego Bandeira, A - em um trecho próximo a uma avenida, a montante da foz no Lago do Amor e B - a jusante do lago. Fotos da autora. 25

Figura 03: Foto do Lago do Amor em 2005 com a lâmina de água coberta em quase sua totalidade por *Eichhornia crassipes*. Foto: Willian Marcos da Silva 27

Figura 04: Fotos do Lago do Amor A - cobertura por macrófitas na lâmina d'água; B – cobertura por macrófitas e ao fundo, blocos da UFMS. Fotos: Willian Marcos da Silva. 31

Figura 05: Croqui de localização da área de estudo no Estado de Mato Grosso do Sul e na cidade de Campo Grande. 32

Figura 06: Fotos do deck na região limnética do Lago do Amor, próximo à barragem, após as obras de revitalização do lago e a construção de um segundo sumidouro de escape. Fotos: Priscila Alonso Oliveira. 35

Figura 07: Variação da pluviosidade nas semanas da coleta (PluvSemana), pluviosidade acumulada do mês (PluvAcumMês), e pluviosidade 30 dias anteriores a coleta (Pluv30dias) durante do período estudado, na região do Lago do Amor. 39

Figura 08: Variação da temperatura do ar, máximas e mínimas, nas semanas da coleta e durante do período estudado, na região do Lago do Amor. 40

Figura 09: Variação da velocidade do vento a 10 metros do solo (VelVento10m) e velocidade de rajadas (VelVentoMax) nas semanas da coleta e durante do período estudado, na região do Lago do Amor. 40

Figura 10: Variação da profundidade no local de coleta e da transparência de Secchi no Lago do Amor durante do período estudado. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 41

Figura 11: Variação da temperatura da superfície da água e do ambiente no momento da coleta durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 42

Figura 12: Perfis de temperatura da água e oxigênio dissolvido na coluna de água. Período entre julho de 2005 e fevereiro de 2006. 43

Figura 13: Perfis de temperatura da água e oxigênio dissolvido na coluna de água. Período entre março e dezembro 2006. 44

Figura 14: Variação de oxigênio dissolvido (OD) lago e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 45

Figura 15: Variação de pH na superfície e no fundo do lago e condutividade elétrica durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 45

Figura 16: Variação de clorofila a e feofitina no Lago do Amor durante o período estudado comparado a porcentagem de cobertura de macrófitas. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 46

Figura 17: Variação de fósforo e nitrogênio totais durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 46

Figura 18: Variação da relação entre nitrogênio e fósforo totais durante o período estudado no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 47

Figura 19: Variação do IET calculado por clorofila a, fósforo total e transparência de Secchi durante do período estudado no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 47

Figura 20: Variação de sólidos suspensos totais (SST) sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis e turbidez durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas. 48

Figura 21: Variação da cobertura de macrófitas comparada à variação de clorofila a durante o período estudado no Lago do Amor. 59

Figura 22: Variação e porcentagem de abundância e biovolume das classes fitoplanctônica no Lago do Amor. Nas barras foram destacadas as espécies dominantes de cada grupo. 51

Figura 23: Grupos funcionais presentes no Lago do Amor, durante do período estudado. 52

Figura 24: Variação dos índices biológicos durante do período estudado no Lago do Amor. 53

Figura 25: Resultado da PCA com os dados físico-químicos. Os círculos ressaltam os agrupamentos das datas de coleta em torno dos parâmetros de maior correlação. 55

Figura 26: Dendograma resultante da análise de cluster com dados físico-químicos. 55

Figura 27: Resultados dos agrupamentos das espécies através da análise de cluster e MDS, com dados de abundância (A e B) biovolume (C e D). As cores das datas representam as suas classes dominantes. Azul – Cyanobacteria; verde escuro – Euglenophyceae; verde claro – Chlorophyceae; rosa – Bacillariophyceae 56

Figura 28: Fotos do Lago do Amor mostrando a cor verde da água devido à floração de *Planktothrix agardii* em outubro de 2006. Fotos: Priscila Alonso Oliveira 62

Lista de Tabela e Quadros

Tabela 01: Plâncton de lagos oligotróficos e eutróficos. Fonte: adaptado de Rawson (1956) 19

Tabela 02: Variação dos parâmetros físico-químicos e vazão líquida em 5 pontos de coleta ao longo do córrego Bandeira 2000. Fonte: Roche (dados não publicados). 26

Tabela 03: Variação dos parâmetros físico-químicos e vazão líquida em 3 pontos de coleta ao longo do córrego Cabaça 2000 Fonte: Roche (dados não publicados). 26

Tabela 04: Classificação de trechos dos córregos Cabaça e Bandeira de acordo com vários índices de qualidade de água. Fonte: Troli *et al*. (2000). 26

Tabela 05: Variação da qualidade da água do Lago do Amor. 28

Tabela 06: Parâmetros físicos e químicos analisados e suas respectivas metodologias de medição ou analítica. 33

Tabela 07: Valores mínimo e máximo, média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos analisados no Lago do Amor. 54

Quadro 01: Efeitos adversos da eutrofização e poluição dos corpos hídricos (sintetizado de Straškraba & Tundisi, 2000; Esteves, 1998; Von Sperling, 1996; PNUMA-CITA, 2001; Branco *et al*., 1991; Xavier *et al*., 2005; Jogensen & Vollenweider, 2000). 14

Quadro 02: Fatores que influenciam na distribuição temporal e espacial do fitoplâncton (sintetizado de bibliografias citadas ao longo do texto) 18

Quadro 03: Classificação de macrófitas aquáticas de acordo com o biótopo. (Esteves, 1998). 21

Quadro 04: Classificação de reservatórios para estado trófico segundo o IET de CARLSON (1977), modificado por TOLEDO et al. (1983). 34

Resumo

Título: Estudo das Assembléias Fitoplanctônicas de uma Pequena Represa Urbana Eutrofizada, o Lago do Amor, com Ênfase em Interações com Macrófitas Aquáticas e o Ciclo Hidrológico.

Este trabalho investiga a estrutura e o comportamento das assembléias fitoplanctônicas em relação a cobertura de macrófitas e à sazonalidade de uma pequena represa urbana sofrendo de eutrofização. O período de estudo compreende junho/2005 a dezembro/2006. O lago teve sua lâmina de água tomada pela macrófita *Eichhornia crassipes* que foi mecanicamente retirada em 2005. Cada mês, a porcentagem da cobertura de macrófitas e características físicas, químicas e biológicas da água na região limnética do lago foram medidos concomitantemente as coletas do fitoplâcton. Foram calculados o índice de estado trófico e a relação NT:PT. Amostras do fitoplâncton foram coletadas e fixados com folmaldeído até 1,6%. Foram calculados riqueza, abundancia, diversidade e equidade de Shannon-Wiener e biovolume. Foram encontradas 155 taxa na seguinte ordem crescente de classes: Xanthophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Cyanobacteria, Chlorophyceae e Euglenophyceae. A abundância total do fitoplâncton variou entre 53 e 28.832 ind/ml. Os grupos funcionais presentes representaram a condição eutrófica do lago**.** A composição das assembléias fitoplanctônicas pode ser dividida em três fases: a) com cobertura de macrófitas, marcada por baixas densidades e alternância de dominância entre Cyanobacteria e Euglenophyceae; b) pós macrófitas durante as chuvas, marcada pelos maiores valores de diversidade e riqueza, com dominância de Chlorophyceae; c) pós macrófitas durante a seca, marcada por florações de cianobactérias, principalmente *Planktothrix agardhii*, *Synechocystis* sp., e a diatomácea *Fragilaria crotonensis*.

Palavras chaves: cianobactérias, *Planktothrix agardhii*, macrófitas, florações, eutrofização

Abstract

Title: Study of the phytoplankton assemblages of a small, urban eutrophic reservoir, the Lago do Amor, with emphasis on interactions with macrophytes and hydrological circle.

This work investigated the structure and behavior of the phytoplankton assemblages in relation to macrophyte cover and seasonality in a small, urban, eutrophic reservoir. The period studied was from June 2005 to December 2006. The lake was initially covered by the macrophyte *Eichhornia crassipes* which was removed by the end of 2005. Each month, the percentage macrophyte cover and physical, chemical and biological characteristics of the water in the limnetic region were measured, simultaneously with the phytoplankton sampling. A trophic state index and the N:P ratio were calculated. Phytoplankton samples were collected and fixed to a final concentration of 1.6% formaldehyde. Richness, abundance, Shannon-Wiener diversity and evenness and biovolume were calculated. 155 taxa were found in the following classes, listed in increasing order of abundance: Xanthophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Cyanobacteria, Chlorophyceae and Euglenophyceae. Total abundance varied between 53 and 28,832 ind./ml. The functional groups represented the eutrophic conditions of the lake**.** The composition of the assemblages could be divided into three phases: a) with macrophyte cover, characterized by low abundances and alternating dominance of Cyanobacteria and Euglenophyceae; b) after macrophyte removal, during the wet season, characterized by greater values of diversity and richness, with Chlorophyceae dominant; c) after macrophyte removal, during the dry season, characterized by blooms of cyanobacteria, principally *Planktothrix agardhii* and *Synechocystis* sp., and the diatom *Fragilaria crotonensis*.

Key words: Cyanobacteria, *Planktothrix agardhii*, macrophytes, blooms, eutrophication

1. INTRODUÇÃO

Corpos de água que estão inseridos em meio urbano são afetados pelo seu entorno muitos mais severamente que os inseridos em ambientes naturais, por receberem pressões das populações circunvizinhas, geralmente ligadas a baixa condições econômicas e de higiene. Na maioria dos casos faltam políticas governamentais de preservação para a ocupação urbana. Muitos lagos urbanos são usados como receptores de efluentes e da drenagem pluvial e como depósitos de resíduos sólidos e ainda ocorre impermeabilização dos solos, alterando a hidrologia do corpo de água.

O Lago do Amor, localizado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul, é uma represa formada pelo barramento de dois córregos que cortam a bairros da cidade. Na ocasião de sua construção em 1968, a intenção do barramento era formar um complexo de recreação. Porém, o processo de urbanização interferiu de forma decisiva para a atual configuração dos córregos formadores e consequentemente, do Lago do Amor. A ocupação das bacias dos dois córregos ocorreu de forma desordenada e sem planejamento ambiental. Os córregos passaram a ser receptores de esgoto do entorno e o desrespeito ambiental fez das margens fossem ocupadas por residências. A ocupação desorganizada também causou a remoção de boa parte das matas ciliares de muitos trechos dos córregos formadores do Lago e outros muitos, já estão canalizados.

O monitoramento do Lago iniciou-se em 2000 por Roche (2002) e já nesta data o lago encontrava-se eutrofico-hipereutrófico segundo o índice de Carlson utilizado pelo autor. Em 2003, ocorreu um bloom de macrófitas aquáticas flutuantes no Lago do Amor e este teve praticamente 90% da sua superfície tomada pelos bancos de *Eichhornia crassipes*. Esse acontecimento foi uma conseqüência visível da eutrofização cultural. Essa conseqüência tão evidente causou sensibilização da população e dos responsáveis pelo lago e resultou em uma campanha de remoção das macrófitas. No entanto, além dos perceptíveis prejuízos que a eutrofização cultural pode acarretar, há prejuízos pouco óbvios. Von Sperling (1996) descreve outros problemas relacionados a eutrofização e, entre eles, os que se aplicam ou podem vir a se aplicar para o Lago do Amor estão a condição de anaerobiose no fundo ou em todo corpo

d’água, mortandade de peixes, elevação do custo de tratamento para diversos usos, toxicidade por algas e por fim o desaparecimento do lago pela aceleração do assoreamento.

O conhecimento dos organismos aquáticos e da cadeia alimentar de um reservatório é importante, pois a presença ou ausência de certas espécies e a composição da cadeia alimentar serve como indicador do status, a longo prazo, da qualidade da água, além de assinalar a aproximação de mudanças. (Straškraba & Tundisi, 2000). Com referência em trabalhos científicos que mostram a dominância de cianobactérias em lagos artificialmente eutrofizados, a probabilidade de ocorrência de floração no Lago do Amor é alta. A tomada pelas macrófitas e sua retirada posterior podem ter causado alterações radicais na composição físico-química no Lago do Amor, e com base nessas alterações físico-químicas é possível esperar também modificações biológicas. Em um contexto de recorrentes florações de cianobactéria devido eutrofização de corpos de água é importante entender a dinâmica deste grupo para prevenir os problemas que eles causam ao homem.

Este trabalho visa verificar a dinâmica da taxocenose fitoplanctônica no Lago do Amor e seus efeitos sanitários e faz parte de um projeto maior que tem a finalidade de estudar as características desse patrimônio ambiental de Campo Grande

Está prevista para 2025 uma crise na disponibilidade de água doce para a população mundial e prevê-se que até 7 milhões de pessoas possam vir a sofrer com a falta de água para consumo (Global Environment Outlook, 2004). Frente a este tipo de perspectiva, faz-se urgente o manejo e gerenciamento correto de todas as potenciais fontes de água doce existentes. Isso implica na recuperação de cabeceiras e preservação de bacias, estando as bacias dos córregos Cabaça e Bandeira sob a responsabilidade da população campo-grandense.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lagos urbanos: eutrofização cultural vesus gerenciamento

A eutrofização natural é o processo de envelhecimento de um lago em que ocorre aporte de nutrientes e sedimentos de maneira lenta e gradual, como parte do seu processo evolutivo (Esteves, 1998). A evolução de um lago oligotrófico para eutrófico de forma artificial e acelerada não pode ser considerada como exemplo da sucessão ecológica citada acima (mesmo que o aporte de nutriente e sedimento também seja a causa), visto que o lago oligotrófico, do ponto de vista ecológico já se encontra no estádio de clímax (Esteves, 1998). A eutrofização artificial ou cultural pode ser considerada uma forma de poluição e é mais apropriado estudá-la como uma regressão do ecossistema. (Esteves, 1998).

De forma objetiva, é possível conceituar: *eutrofização* como o enriquecimento por matéria orgânica que causa proliferação intensa de organismos produtores; a *poluição* como alteração das características naturais da água por introdução de substâncias, sólidos ou energias externas ao meio; *contaminação* como introdução de tóxicos ou patógenos na água sem que essa seja necessariamente alterada em sua natureza ou aspecto. Através dessas definições é possível subentender que a fonte nos três casos é alóctone. De tal modo, eutrofização, poluição e contaminação são conceitualmente diferentes, mas, por terem frequentemente as mesmas origens, seus conceitos se tornaram associados e sobrepostos enquanto suas causas e efeitos ficam, muitas vezes, indissociáveis.

Há muitos anos que a quantidade e variedade de estudos sobre o processo de eutrofização (Wallsten, 1978), tornaram consagradas as fontes, causas e efeitos da eutrofização artificial. As principais fontes são efluentes domésticos, industriais e comerciais, resíduos agrícolas, vegetação inundada (no caso de reservatórios), erosão, drenagem pluvial urbana e chorumes diversos como da percolação de lixões e cemitérios (Straškraba & Tundisi, 2000, Esteves, 1998, Von Sperling, 1996, PNUMA-CITA, 2001; Branco *et al*., 1991; Xavier *et. al.*, 2005; Jogensen & Vollenweider, 2000). As causas são o mau planejamento urbano e agropecuário, o crescimento populacional acelerado, intensificação de consumo de produtos, falta de tratamento e destinação final de resíduos, ocupação de margens e desmatamento de

matas ciliares, manejo incorreto de solos, desperdício e uso intensivo de recursos (principalmente água) (Pegorini *et al*., 2005; Straškraba & Tundisi, 2000, Branco *et al*., 1991; Esteves, 1998; Von Sperling, 1996 PNUMA-CITA, 2001; Xavier *et. al.*, 2005;). Quanto aos efeitos (Quadro 01) a maioria é maléfica ou com altos ônus econômicos. Tais efeitos são sinérgicos, um podendo ser a causa do outro. A delimitação dessas sinergias é pragmática concernente às áreas de estudo.

Quadro 01: Efeitos adversos da eutrofização e poluição dos corpos hídricos (sintetizado de Straškraba & Tundisi, 2000; Esteves, 1998; Von Sperling, 1996; PNUMA-CITA, 2001; Branco *et al*., 1991; Xavier *et al*., 2005; Jogensen & Vollenweider, 2000)

* *Propicia proliferação de doenças de vinculação hídrica por contaminação com bactérias, vírus e vermes além de favorecer o crescimento de vetores e hospedeiros de patógenos;*
* *Diminui o potencial de balneabilidade do corpo d´água, extinguindo uma alternativa de lazer;*
* *Altera espécies planctônicas e aquáticas, podendo propiciar espécies tóxicas, com problemas para consumo humano ou animal;*
* *Diminui a diversidade biológica, pela dificuldade de sobrevivência às condições adversas;*
* *Diminui a concentração de oxigênio dissolvido na água comprometendo a ictiofauna local;*
* *Diminuição da penetração de luz nas camadas mais profundas do lago, limitando a produção de oxigênio as camadas superiores, causando anoxia nas demais;*
* *Ocorre liberação de gases como metano, gás sulfídrico, amônia por decomposição anaeróbia; a anaerobiose também pode propiciar o retorno de fósforo, ferro e manganês do sedimento, alterando condições químicas da água;*
* *Aumenta os custos de tratamento da água para abastecimento público ou industrial por excesso de turbidez, obstrução dos filtros de tratamento, necessidade de maior adição de químicos e após a cloração pode haver a formação de trihalometanos (substâncias carcinógenas);*
* *Aumenta a concentração de compostos orgânicos dissolvidos na água atribuindo-a sabor, odor e aspectos desagradáveis (cor, espuma) e alguns podendo ser tóxicos ou nocivos (carcinógenos ou mutagênicos);*
* *Ocorre contaminação da água por substâncias tóxicas e nocivas variadas (metais pesados, compostos orgânicos, amônia, fenóis, óleos, solventes etc);*
* *Permite a bioacumulação e biomagnificação de substâncias nocivas e faz com que atinjam animais terrestres de topo de cadeia (inclusive o homem) e outras bacias através de migração de aves, peixes ou outros organismos aquáticos;*
* *Contamina o sedimento de fundo fazendo dele um depósito de tóxicos e compostos por muitos anos, mesmo após a recuperação da qualidade da água;*
* *Dificulta o uso para irrigação por potenciais contaminantes dissolvidos e presença de patógenos e também por avaria nos equipamentos de bombeamento; a avaria também ocorre em equipamentos para geração de energia;*
* *Reduz o tempo de existência do corpo hídrico pelo acúmulo de sólidos e sedimentos;*
* *Pode ocorrer salinização e/ou acidificação;*
* *Prejuízo da beleza cênica com queda do valor de mercado das construções do entorno.*

O PNUMA-CITA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – Centro Internacional de Tecnologias Ambientais) (2001) menciona dois efeitos positivos da

eutrofização artificial, dentro de certos limites de enriquecimento: o aumento da produtividade de peixes comercializáveis pela maior disponibilidade de alimento e para correção de lagos acidificados por precipitações ácidas.

No Brasil, os processos de eutrofização mais numericamente estudados são aqueles que ocorrem em reservatórios artificiais (Lamparelli, 2004; Tucci & Sant'Anna, 2003; Pegorini *et al*., 2005; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005) construídos para geração de energia ou para abastecimento público, em razão, por aqui predominarem sistemas fluviais sobre os lacustres naturais (Esteves, 1998). Na Região Sudeste, onde grande parte dos reservatórios foi envolvida pelas áreas urbanas ou encontra-se próxima a elas, criou-se um problema grave de degradação de fontes de abastecimento público e de irrigação pelo despejo dos efluentes e outros problemas dos centros urbanos (Tundisi *et al.*, 2000; Espíndola *et al*. 2002; Tucci & Sant'Anna, 2003). O mesmo ocorre com lagos naturais em áreas urbanas. A Lagoa Rodrigo de Freiras no Rio de Janeiro (Alves *et al*., 1998), a Lagoa da Pampulha e Lagoa Nado em Belo Horizonte (Tôrres, 1999; Bezerra-Neto & Pinto-Coelho, 2002), o Lago Paranoá em Brasília (Corrêa *et al.*, 2000), são outros exemplos conhecidos de como a pressão urbana afeta a qualidade do corpo d'água. Esses lagos sofreram elevação no grau de trofia, alteração na composição química e biológica e foram comprometidos quanto a recurso hídrico para balneabilidade, beleza cênica ou reserva biológica com sinais visíveis de poluição. Alguns fatos assemelham os casos citados: ocupação desordenada da bacia, supressão das áreas de proteção permanente, enriquecimento por matéria orgânica de origem doméstica e industrial.

A maior abundância de vida no meio aquático depende da existência de condições físicas e químicas que provocam a atividade de organismos autótrofos dos quais dependem toda a série de organismos consumidores (Branco *et al*., 1991). Dentre todas as condições essenciais para o início da cadeia alimentar pelos autótrofos no meio aquático através da fotossíntese, o fósforo constitui um dos principais limitantes naturais do crescimento fitoplanctônico (Overbeck, 2000; Esteves, 1998; Branco *et al*., 1991; Von Sperling, 1996). Assim o é por ter origem fundamentalmente do intemperismo de rochas ou da ciclagem de nutrientes pela decomposição, enquanto os outros macronutrientes (nitrogênio, carbono e oxigênio) estão mais facilmente disponíveis por outras fontes. No processo de poluição, o fósforo é disponibilizado em grandes quantidades na água, promovendo a eutrofização por facilitar a produtividade primária. Em situação de eutrofização, o nitrogênio pode se tornar o nutriente limitante (PNUMA-CITA, 2001). Mas mesmo que haja controle do aporte externo de nitrogênio, há cianobactérias capazes de fixar esse elemento da atmosfera,

disponibilizando-o na água. Prefere-se então, dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização em um corpo d'água (Von Sperling 1996). Assim, o controle da eutrofização fica direcionado ao controle da entrada deste pelas vazões afluentes.

Como os custos de recuperação de um corpo d'água eutrofizado são muito dispendiosos e o processo muito lento, vale como regra a prevenção do problema. A saúde ambiental de um corpo d'água é afetada pelas atividades humanas existentes em sua bacia hidrográfica (Von Sperling, 1996). A prevenção ocorre utilizando-se de mecanismos de gestão da bacia que mitigam ou minimizam os impactos ambientais para reduzir o seu dano potencial.

O gerenciamento de recursos hídricos é um conjunto de princípios, estratégias e técnicas que visam permitir o desenvolvimento econômico pela utilização de recursos hídricos através da compatibilização de seus múltiplos usos e do controle dos processos degradantes de sua qualidade. Como instrumentos de gerenciamento de recursos hídricos, o Brasil conta diretamente com as Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei Federal n.º 9.433, de 08 de janeiro de 1997; Portaria do Ministério da Saúde n.º518 de 25 de março de 2004 sobre padrões de potabilidade; Resolução CONAMA n.º274 de 29 de novembro de 2000 sobre padrões de balneabilidade; Resolução CONAMA n.º 303 de 20 de março de 2002 sobre as Áreas de Preservação Permanente; Resolução CONAMA n.º357 de 17 de março de 2005 sobre a classificação de corpos d'água e emissão de efluentes e indiretamente com outras leis referentes a proteção do meio ambiente.

2.2. Comunidades aquáticas: fitoplâncton e macrófitas aquáticas

Em condições naturais, as algas são essenciais para o metabolismo aquático. O fitoplâncton equivale a vegetação terrestre, iniciando a cadeia alimentar e fornecendo oxigênio ao meio através da fotossíntese. Essa comunidade também é importante na ciclagem de nutrientes no ambiente. A relação do fitoplâncton com a qualidade da água parece ser direta, com o primeiro interferindo no segundo tanto quanto o inverso. A disponibilidade de nutrientes, a quantidade de sólidos presentes, a temperatura entre outros afetam o crescimento fitoplanctônico. Por outro lado, a produção fitoplanctônica interfere na quantidade de oxigênio dissolvido, no pH e na transparência da água, entre outras coisas.

Devido a grandiosa diversidade de tipos de algas, é comum que também desempenhem ações diferentes e que reajam de forma diferente as condições do ambiente. A

composição e estrutura das comunidades de fitoplâncton apresentam variações temporais e espaciais e são vários os fatores que influenciam nessa distribuição. Ressalta-se que a combinação, a força e a predominância de cada um desses fatores varia conforme as condições particulares de cada ambiente. E são essas particularidades que dificultam a padronização de distribuição de fitoplâncton (Esteves, 1998).

Como organismos fotossintetizadores, os fatores que mais influenciam na produtividade primária do fitoplâncton são aqueles que influenciam diretamente sobre a fotossíntese: radiação luminosa, temperatura (pela estratificação da água, dissolução dos gases, por exemplo), nutrientes, e variações climáticas (Fernandes *et al.*, 2005). A predação também pode influenciar no crescimento, na presença e no tamanho das populações. Em águas oligotróficas o fator limitante da produtividade primária pode ser a disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo e, no caso das diatomáceas, a sílica (Palmer, 1958).

Muitos são os estudos que foram e ainda são feitos para esclarecer a influência dos diversos fatores sobre o fitoplâncton (Quadro 02). Espíndola *et al*. (1996) estudaram a influência da flutuação do nível de água em uma lagoa do Pantanal Sul-mato-grossense, Bormans *et al*. (2005) estudaram a variabilidade temporal e espacial controlada por processos físicos (luz, temperatura, estratificação), Taniguchi *et al*. (2005) estudaram o gradiente litorâneo-limnético de uma lagoa inundada. Outro aspecto amplamente estudado é a composição e estrutura do fitoplâncton por influência do nível trófico do ambiente (Reynolds & Petersen, 2000; Huszar *et al*., 2000; Mourthé-Junior, 2000; Fernandes & Lagos, 2003; Naselli-Flores, 2000; Hodgkiss & Lu, 2004; Watson & Kalff 1981), principalmente no que tange a eutrofização de corpos d'água.

Os vários estudos sobre o plâncton permitiram afirmar que ocorre diferença na estrutura e composição da comunidade desses organismos à medida que ocorre alteração no estado trófico de um ambiente aquático (Rawson, 1956; Reynolds, 1984, 1998; Reynolds *et al*. 2000, 2002;). Águas oligotróficas apresentam riquezas e abundâncias diferentes que um águas eutróficas. A eutrofização artificial tem sido um tema muito abordado em estudos com fitoplâncton.

Em muitos corpos d'água, o próximo passo após o enriquecimento da água com nutrientes foi a proliferação de algas, como ocorreu nos estudos de Alves *et al*. (1998), Tôrres (1999), Corrêa *et al*. (2000), Huszar *et al*. (2000), Odebrecht *et al*. (2002), Agujaro & Isaac (2003), e Crossetti & Bicudo (2005). Apesar de que Chlorophytas coloniais podem aumentar

em abundância, a dominância da comunidade de fitoplâncton em lagos e represas artificialmente eutrofizados é na maioria dos casos por cianobactérias (EPA 1998)

Quadro 02: Fatores que influenciam na distribuição temporal e espacial do fitoplâncton (sintetizado de bibliografias citadas ao longo do texto)

	Distribuição temporal	**Distribuição espacial**	
		Vertical	**horizontal**
Temperatura/ estratificação	Nos trópicos está sempre acima dos limites mínimos do metabolismo; influi na estratificação da coluna d'água	As diferentes camadas promovem movimentos internos de massa d'água; altera o metabolismo e a taxa de reprodução	Influencia na taxa de crescimento
Radiação luminosa incidente	As condições climáticas determinam a intensidade luminosa	Maior densidade na zona eufótica; ocorre fototaxia – organismos móveis buscam ou evitam radiações fraca ou forte	Presença de sombras
Nutrientes	A disponibilidade flutua temporalmente	A distribuição não é homogênea na coluna d'água	A distribuição não é homogênea na coluna d'água
Herbivoria/ parasitismo	A predação seletiva altera a composição temporalmente	A predação seletiva altera composição e força migrações diárias	Influencia na taxa de crescimento
Vento	Influencia na turbulência que interfere na distribuição de nutrientes	Causa turbulência; organismos móveis fogem das camadas turbulentas; organismos densos são resuspensos	A turbulência causa redistribuição de organismos não móveis
Precipitação	Influencia na disponibilização de nutrientes, na transparência e na turbulência		
Composição química		Concentrações de gases, nutrientes e sais dissolvidos na água	
Vazões afluentes e efluentes	A variação hidrométrica de ambientes lênticos influi na composição	Entrada e saída de grandes volumes altera as camadas da coluna d'água	Acorrentes causam redistribuição
Morfometria	Lagos profundos estratificam em períodos do ano	Em lagos profundos ocorre estratificação e em rasos ocorre mistura	Lagos pequenos podem ter distribuição mais uniforme

Rawson (1956) sumarizou as características do plâncton em lagos oligotróficos e eutróficos (em lagos temperados) que os estudos com plâncton permitiram mostrar e que consiste no conceito atualmente usado mesmo nos trópicos (Tabela 01).

Sabendo-se que o grau de trofia altera o fitoplâncton, tem-se tentado utilizá-lo com indicador biológico da qualidade da água, quando esta não se apresenta em grau tão extremo de trofia que a observação visual não seja óbvia. Lobo *et al.* (2002) define indicador biológico as espécies que apresentam tolerância estreitas e específicas para os fatores ecológicos.

Tabela 01: Plâncton de lagos oligotróficos e eutróficos. Fonte: adaptado de Rawson (1956)

	Oligotrófico	**Eutrófico**
Quantidade	pobre	rico
Variedade	muitas espécies	poucas espécies
Distribuição	em grandes profundidades	na fina camada trofogênica
Migração diurna	extensiva	limitada
Blooms (florações)	muito raro	freqüente
Algas características (grupos e gêneros)	Chlorophyceae (desmídias se Ca-) *Staurastrum* ou Diatomáceas *Tabellaria* *Cyclotella* *Chrysophyceae* *Dinobryon*	Cyanobacteria *Anabaena* *Aphanizomenon* *Microcystis* e Diatomáceas *Melosira* *Fragilaria* *Stephanodiacus* *Asterionella*

Assim, o fitoplâncton pode ser usado como indicadores de trofia da água (Reynolds 1998), usando, por exemplo, os índices de Nygaard e Lange Bertalot (Nygaard 1949, Palmer 1958, Patrick 1963, Di Bernardo 1995, Ceballos *et al*. 1996). A diversidade de algas pode mudar com o grau de trofia, sendo ela menor em ambientes mais eutróficos (Buergi & Stadelmann, 2000). A abundância absoluta de pequenas formas (nanoplâncton) pode aumentar e a abundância relativa diminuir com a trofia (Watson & Kalff, 1981).

Apesar de mais conhecidas e divulgadas, não só as cianobactérias produzem toxinas. Clorófitas (*Hydrodiction*, *Chlorella* e *Ankistrodesmus*) diatomáceas (*Synedra* e *Cyclotella*) e flagelados (*Synura*, *Euglena* e *Chlamydomonas*) também produzem. (Palmer, 1958). No entanto as florações de cianobactérias é que tem sido um dos maiores problemas de saúde pública mundial. O sucesso adaptativo das cianobactérias ainda não está explicado, mas o fato é que esse grupo tem atraído mais atenção dos órgãos públicos de saúde pelas florações intensas e pela produção de toxinas que muitas vezes persistem após o tratamento (Funasa, 2003). Os grupos que mais comumente causam problemas para o abastecimento são as Cyanobacteria, Chlorophyceae, Bacillariophyceae (diatomáceas) e Euglenophyceae. A floração de algas pode causar problemas para o abastecimento como (Di Bernardo, 1995):

* Produzem sabor e odor
* Influem na coagulação química, decantação e filtração das estações de tratamento;
* Produzem metabólitos tóxicos que em presença de cloro tornam-se cancerígenos
* Podem causar corrosão em aço e estruturas
* Acumulam como lodo nas tubulações
* Crescem nas paredes dos reservatórios

* Persistem após o tratamento

Ecologicamente as florações de algas causam:

* Mortandade de peixes e animais que consomem a água
* Alergia a banhistas
* Morte e reações adversas em humanos

O fitoplâncton tem uma imensa diversidade taxonômica e de formas de vida (solitário, colonial, filamentoso, cenobiais, flagelados etc), mesmo dentro das várias classes. No entanto, nem sempre as mesmas formas de vida de classes diferentes têm as mesmas necessidades ecológicas. Em sistemas aquáticos continentais é comum a coexistência de espécies que possuem as mesmas necessidades ecológicas e que apresentam as mesmas tolerâncias ambientais. Isso se deve a grande variação entre estes sistemas: morfometria, turbidez, flutuação da temperatura, exposição ao pulso hidrológico e ação do vento, resistência iônica e carreamento de nutrientes (Reynolds, 1998). A análise de grupos funcionais do fitoplâncton descreve melhor a dinâmica da comunidade que os grupos taxonômicos (Reynolds *et al*., 2002). De acordo com Kruk *et al*. (2002), os grupos funcionais fitoplanctônicos, formados com base em atributos morfológicos, fisiológicos e ecológicos, podem ocorrer em condições semelhantes, tendo sua biomassa aumentada ou diminuída simultaneamente.

Uma das comunidades aquáticas tão importantes quanto o fitoplâncton é a comunidade formada por plantas aquáticas conhecida por macrófitas aquáticas. Atualmente essa comunidade tem grande relevância econômica tanto com benefícios quanto com prejuízos.

A comunidade de macrófitas apresenta exemplares de plantas de diferentes grupos taxonômicos e filogenéticos (macroalgas, briófitas, pteridófitas, angiospermas). Por isso são comumente estudadas através de uma classificação em grupos ecológicos feita de acordo com seu o biótopo (Quadro 03). Devido a amplitude de espécies, são capazes de colonizar ambientes bem diferentes (salinos, corredeiras, termas, águas doces). Em regiões tropicais, as áreas alagadas (pântanos, banhados, manguezais, margens de rios, lagos, reservatórios, etc) são propicias para sua proliferação, sendo as principais áreas de estudo desse grupo (Esteves, 1998).

As macrófitas desempenham um importante papel ecológico (Esteves, 1998; Moss, 2001; Pompêo, 2003):

* auxiliando na sedimentação de sólidos próximos a margem pela redução da turbulência;

* ao servirem como substrato para o crescimento de outras comunidades vegetais, como perifíton e fungos, e de ser utilizada como fonte de alimento e abrigo para invertebrados e vertebrados aquáticos e terrestres, além de substrato para ovoposição de anfíbios e crustáceos;

* agindo como filtro de parte do material alóctone por propiciar a sedimentação com a redução da turbulência da água;

* bombeando nutrientes presos no sedimento através da absorção pelas raízes, disponibilizando-os para a água por excreção ou decomposição do indivíduo morto;

* podem ser a principal produtora de matéria orgânica e biomassa de todo o ecossistema aquático devido a alta produtividade primária e pode influenciar fortemente na diversidade e densidade das demais comunidades aquáticas;

* agindo como substrato na associação entre bactérias e algas perifíticas fixadoras de nitrogênio, desempenham importante papel na produção de nitrogênio assimilável.

Quadro 03: Classificação de macrófitas aquáticas de acordo com o biótopo. (Esteves, 1998).

emersas: *plantas enraizadas no sedimento com folhas acima da lâmina de água*
flutuantes: *plantas que se desenvolvem flutuando livremente no espelho de água*
submersas enraizadas: *plantas enraizadas crescendo submersas*
submersas livre: *plantas com raízes pouco desenvolvidas, flutuando submersas em águas tranqüilas ou entre outras vegetações*
com folhas flutuantes: *plantas enraizadas com folhas flutuando na lâmina d'água*
anfíbias: *plantas que suportam o alagamento de suas raízes ou talos*

Nos trópicos, em razão da ausência de estações climáticas tão discrepantes quanto nas regiões temperadas, a biomassa das macrófitas não varia tão bruscamente ao longo do ano quanto em regiões temperadas, sendo que em regiões tropicais, as estações de chuva e seca e a variação no nível da água são os fatores determinantes da sua produtividade. O nascimento e morte dos indivíduos ocorrem simultaneamente e podendo haver aumento e/ou diminuição da comunidade de forma continuada (Esteves & Camargo, 1986)

Como dito anteriormente, as macrófitas são as principais produtoras de biomassa dos ambientes aquáticos. Algumas formas de macrófitas, como as emersas e as flutuantes, são capazes de ter taxas de produtividade primária 37 vezes maior que o fitoplâncton ou prerifiton (Nieff, 1990). As macrófitas submersas têm taxas menores que as primeiras, mas ainda assim podem ser 8 vezes maior que a das algas planctônica (Esteves, 1998). *Eichhornia crassispes* pode dobrar de peso em 12 dias e alcançar uma produtividade de 150ton/há/ano (Westlake,

1963 *apud* Hanry-Silva 2002). Esse fato, somado a reprodução contínua, possibilita que bancos de macrófitas cresçam muito rapidamente e que se dispersem em grandes áreas em períodos curtos de tempo.

Lagos rasos propiciam o crescimento de macrófitas que se proliferam na região litorânea. Quando estão presentes, fazem da região litorânea o compartimento mais produtivo do corpo d'água. Nela se desenvolvem um grande número de nichos ecológicos com alta diversidade de espécies animais e com grande interação aquático-terrestre, constituindo-se um dos compartimentos mais complexos dos ecossistemas aquáticos (Moss, 2001). Devido essa diversidade e complexidade, as regiões litorâneas são consideradas ecótonos entre o ambiente terrestre e aquático (Esteves, 1998).

Toda essa biomassa acumulada pelas macrófitas entra no metabolismo aquático por herbivoria ou por detritos dissolvidos ou particulados. Os dissolvidos, refere-se as substâncias secretadas pelo indivíduo em vida ou por processos autólitos da fase senescente. Na ocasião da morte de um indivíduo, são disponibilizados de imediato para a água entre 70 a 96% do carboidrato mobilizável na forma de açúcares, amido e aminoácidos (compostos não estruturais) através de processos físicos de lise celular (Pompêo, 2003). Numa segunda fase de decomposição, ocorre degradação de componentes estruturais com quebra de compostos orgânicos resistentes que vão sendo assimilados por microrganismos a medida que são disponiblilizados, porém de forma mais lenta (Howard-Willians & Junk, 1976; Pompêo & Henry, 1998). São fatores que interferem na velocidade da decomposição das macrófitas o grau de submersão da planta, o pH e a temperatura da água e a participação de organismos detritívoros como invertebrados, fungos e perifiton (Pompêo, 2003).

Nesse ciclo de vida das macrófitas está inerente o importante papel delas na estocagem e ciclagem de nutrientes em ambientes aquáticos. Howard-Willians & Junk (1977) e Barbieri *et al*. (1984) após determinarem a composição do tecido foliar de espécies na Amazônia e na Represa do Lobo respectivamente, concluíram que as macrófitas atuam como um reservatório de nutrientes dos corpos d'água. Elas são capazes de conter até 13 vezes mais nutrientes (fósforo ou nitrogênio) que está contida na água e podem conter até 50% de todo nitrogênio e fósforo de num ecossistema (excetuando o sedimento) (Esteves & Camargo, 1986). Esses nutrientes podem ser mobilizados tanto da água (no caso de flutuantes com raízes imersas e de enraizadas com folhas imersas), quanto na zona reduzida do sedimento (no caso de enraizadas) e são incorporadas à biomassa. As macrófitas auxiliam nos ciclos biogeoquímicos através do fluxo de nutrientes que ficariam presos no sedimento, mas que, ao ocorrer a morte da planta e mineralização da biomassa acumulada, são disponibilizados e podem propiciar a

produtividade primária do fitoplâncton (Esteves & Camargo, 1986). Esteves & Camargo (1986), em sua revisão, também ressaltaram que essa transferência do sedimento para a água não tem uma taxa constante, podendo variar mensalmente ou sazonalmente, dependendo das condições ambientais.

Assim como o fitoplâncton, condições de enriquecimento da água favorecem a proliferação de macrófitas, com maior destaque para as plantas as flutuantes e submersas que assimilam nutrientes disponíveis na água diretamente pelas raízes imersas (Moss, 2001). Nessas situações, as macrófitas costumam ter importância econômica negativa. Podem propiciar o desenvolvimento de vetores de doenças e conferir mal odor e sabor a água pelas excreção e decomposição. A decomposição pode depleciar o oxigênio causando mortandade de peixes. Quando cobrem todo o espelho d'água, limitam a penetração de luz na coluna d'água. Em usinas hidrelétricas obstruem tomadas d'água e causam corrosão de turbinas por acidificarem a água ao se decomporem. Também agem com feedback em lagos eutrofizados, devolvendo à água os nutrientes incorporados. Em rios e canais podem interromper a navegação (Moss, 2001).

Por outro lado, a mesma atuação ecológica de estocagem de nutrientes pode ser economicamente interessante. As macrófitas podem ser usadas em lagoas de estabilização para tratamento de efluentes removendo nutrientes, sais e metais pesados da água (Branco *et al*., 1991; Henry-Silva & Camargo, 2002; Lima *et al*., 2005) e como técnica de recuperação de lagos eutrofizados, constituindo-se de ecotecnologias para o saneamento. As macrófitas protegem as margens dos corpos d'água contra a lavagem e assoreamento. No entanto, a recuperação das comunidades de plantas como medida conservacionista requer um controle de nutrientes muito mais severo (Moss, 2001). As macrófitas podem ter aproveitamento econômico como para produção de papel, como alimento em aquiculturas e ruminantes, para produção de biogás, na fertilização de solos, como fonte de sais minerais, alimentação humana, curtimento de couro e tingimento de tecidos, uso medicinal, utilizadas como ornamentais (aquários, estufas e jardins aquáticos), controle de erosão hídrica (Gastal & Irgang, 1997; Henry-Silva & Camargo, 2002).

2.3. O Lago do Amor e sua bacia de drenagem

O barramento dos córregos Cabaça e Bandeira, que deu origem ao Lago do Amor, ocorreu em 1968 pela Prefeitura Municipal com a intenção de oferecer à população de Campo Grande uma área de lazer e balneabilidade compondo uma área de recreação com piscinas,

quadras de esporte, teatro e restaurante universitário. Nessa época, a região apresentava baixa densidade populacional ao redor e a qualidade da água era propícia para tal uso.

No decorrer do tempo a bacia foi sendo ocupada de forma variada, com uso residencial, industrial e comercial, apresentando cobertura vegetal e grau de impermeabilização, bastante diferenciados. O Campus da UFMS em Campo Grande foi implantado em 1969 na área da bacia hidrográfica do Córrego Bandeira, primeiro como Campus da Universidade Estadual de Mato Grosso e em 1980, como Universidade Federal.

A Reserva Particular do Patrimônio Natural da UFMS foi criada pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de MS através da Deliberação Conselho Estadual de Controle Ambiental (CECA) nº005 no ano de 2003 com uma área de 50,11ha. A área passou a englobar um trecho da Área de Preservação Permanente do Córrego Cabaça, incluindo a área do Lago do Amor (Figura 03).

Os córregos Cabaça e Bandeira são afluentes do córrego Anhanduzinho e ambos estão inseridos na sub-bacia do Bandeira com área de drenagem de 1,957km^2 (PLANURB, 1997 *apud* Simioli, 2006). Os córregos que alimentam a represa são regularizados por obras hidráulicas, canais ou tubulações para receberem as águas de drenagem pluvial dos bairros adjacentes, o que lhes confere um tempo de detenção hidráulica pequeno, por aumentarem de volume muito rapidamente, pois grande parte da bacia se encontra impermeabilizada por pavimentação (Pones, 2007)

Entre junho de 2000 e agosto de 2001 foi feito um monitoramento do Lago do Amor por Roche (dados não publicados) para um levantamento prévio da qualidade da água dessas bacias. As Tabelas 02 e 03 trazem parte dos resultados das análises físico-químicas dos dois córregos. Troli *et al*. (2000) comparou vários índices de qualidade de água calculados com variáveis físico-químicas da água em vários trechos dos córregos Cabaça e Bandeira (Tabela 04)

O trabalho mais rico de informações sobre o córrego Cabaça (Figura 01) é o de Feitosa (2002) que será utilizado para sua descrição. A autora fez uma avaliação de todo os 2.500 metros de trajeto do córrego descrevendo seu estado. Segundo a autora, em 2001 o córrego apresentava problemas de erosão das margens, assoreamento do leito, diminuição da vazão, despejos clandestino de efluentes domésticos e comercial, odores desagradáveis e acúmulo de lixo. A autora relatou também a descaracterização ou ausência da vegetação ciliar em alguns trechos (principalmente nas áreas fora da RPPN), a invasão da APP para construção de moradias e a alteração no aspecto da água do córrego após um trecho de 800 metros de canalização por baixo de uma avenida de grande tráfego.

Figura 01: Estado atual do córrego Cabaça em um trecho dentro da RPPN que cruza a UFMS. Fotos da autora.

Apesar de não haver uma descrição tão detalhada também sobre o córrego Bandeira (Figura 02), é possível afirmar que as mesmas condições da bacia do Cabaça são válidas para esse córrego. Simioli (2006) calculou a vazão de projeto em uma seção do córrego Bandeira com resultado de 17,54L/s. A mesma autora relata que Arrima (1998 apud Simioli, 2006) também calculou a vazão de projeto tendo como resultado 13,15L/s. Pones (2007) monitorou o córrego Bandeira entre 2006 e 2007 e obteve uma variação de vazão de 40 a 280L/s e contribuição das cargas de fósforo e nitrogênio de 7 a 98 mg/s e 80 a 2920mg/s respectivamente. Para o córrego Cabaça os valores de vazão, calculados pelo mesmo autor, variaram de 10 a 200L/s e as cargas de fósforo e nitrogênio variaram de 4 a 40mg/s e 55 a 1600mg/s, respectivamente.

Figura 02: Estado atual do córrego Bandeira, A - em um trecho próximo a uma avenida, a montante da foz no Lago do Amor e B - a jusante do lago. Fotos da autora.

Entre os anos de 2000 e 2005 estava em atividade um projeto de urbanização do Córrego Bandeira que previa a construção de uma avenida ligando a cidade no sentido leste-oeste que não só ocuparia a APP do córrego como transpassaria a RPPN da UFMS. Após

protestos do corpo docente e discente da UFMS e intervenção judicial, o projeto foi revisto e um traçado alternativo circundou a RPPN. No entanto, a APP do córrego Bandeira não foi completamente respeitada expondo o córrego à degradação por passantes e do tráfego de veículos.

Tabela 02: Variação das variáveis físico-químicas e vazão líquida em 5 pontos de coleta ao longo do córrego Bandeira 2000. Fonte: Roche (dados não publicados).

Variáveis	Variação
Oxigênio Dissolvido (mg O_2/L)	3,75 a 8,9
DBO_5 (mg O_2/L)	2,7 a 141,5
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	$1,1 \times 10^3$ a $1,3 \times 10^6$
Óleos e Graxas (mg/L)	6,57 a 7,92
Alcalinidade Total (mg $CaCO_3$/L)	18,0 a 134,1
Cloreto Total (mg Cl/L)	2,9 a 8,1
NTK (mg NH_3-N/L)	0,10 a 1,36
Fosfato Total (mg PO_4-P/L)	0,14 a 3,28
Sólidos Totais (mg/L)	23,0 a 534,0
Turbidez (FTU)	2,5 a 37,0
Vazão (L/s)	16,6 a 19,9

Tabela 03: Variação das variáveis físico-químicas e vazão líquida em 3 pontos de coleta ao longo do córrego Cabaça 2000 Fonte: Roche (dados não publicados).

Variáveis	Variação
Oxigênio Dissolvido (mg O_2/L)	2,85 a 7,7
DBO_5 (mg O_2/L)	1,5 a 13
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	$7,0 \times 10^3$ a $3,5 \times 10^6$
Óleos e Graxas (mg/L)	5,3 a 12,1
Alcalinidade Total (mg $CaCO_3$/L)	103,7 a 173,6
Cloreto Total (mg Cl/L)	8,9 a 16,5
NTK (mg NH_3-N/L)	0,52 a 7,04
Fosfato Total (mg PO_4-P/L)	0,15 a 3,15
Sólidos Totais (mg/L)	186,0 a 241,0
Turbidez (FTU)	3,0 a 11,0
Vazão (L/s)	35 a 129

Tabela 04: Classificação de trechos dos córregos Cabaça e Bandeira de acordo com vários índices de qualidade de água. Fonte: Troli *et al*. (2000).

Manancial	Ponto de coleta	Dinius	Horton	NSF	NSF*	Smith
Córrego Bandeira	1	58,0	87,1	72,4	59,8	15,0
	2	53,0	82,2	69,3	55,5	10,0
	3	54,4	87,8	70,3	65,2	33,0
	4	57,4	87,8	69,3	60,5	19,0
	5	34,8	55,6	41,1	22,6	2,0
Córrego Cabaça	A	52,9	73,3	70,6	59,9	12,0
	B	54,5	77,8	72,8	51,1	3,0
	C	36,2	68,9	45,4	30,2	3,0

Legenda
- Excelente
- Bom
- Médio
- Ruim
- Péssimo

A RPPN e o Lago do Amor consistem em campos de estudo para trabalhos de graduandos e pós-graduandos da UFMS. Através de um levantamento de teses, dissertações e monografias feito nos departamentos dos cursos que poderiam utilizar-se da bacia como área de estudo, foram encontrados alguns trabalhos que fizeram levantamento florístico dos

remanescentes florestais próximos aos córregos e trabalhos de estudos ecológicos da fauna neles presente. Em contrapartida, poucos são os trabalhos que fizeram estudos limnológicos nos córregos ou mesmo no Lago. Estudos específicos nos córregos Cabaça, Bandeira ou no Lago do Amor, ficam restritos a 8 manuscritos, sendo que 3 apenas são sobre os córregos, 3 sobre comunidade zooplanctônica do lago e 1 sobre qualidade da água do lago, esses quatro últimos, frutos de um projeto científico para monitoramento do lago.

O Lago do Amor apresenta variação entre mesotrófico e hipereutrófico desde alguns anos após sua formação até recentemente. (Toledo, 1988; Oliveira, 2005; Roche, dados não publicados). A Tabela 05 trás valores da qualidade da água entre 2000 a 2004. Durante o ano de 2004 iniciou-se uma floração de *Eichhornia crassipes* que tomou quase a totalidade da superfície da água e persistiu até 2005, quando ocorreu a retirada mecânica das macrófitas (Figuras 03).

Figura 03: Foto do Lago do Amor em 2005 com a lâmina de água coberta em quase sua totalidade por *Eichhornia crassipes*. Foto: Willian Marcos da Silva

Oliveira *et al*. (2005) fez um estudo sobre a contaminação no sedimento por metais pesados cádmio, chumbo e zinco em seis pontos do Lago do Amor e comparou com a legislação vigente de controle. As autoras concluíram que os tais metais apresentaram concentrações acima da Resolução CONAMA nº344/04 e também que essas concentrações são suficientes para provocar danos a biota aquática. As autoras também encontraram concentrações de cobre, cromo, mercúrio, níquel, alumínio, bário, ferro e manganês na água e/ou no sedimento do Lago do Amor, alguns dos valores ultrapassando os limites permitidos nas legislações vigentes além de concentrações desses metais nas folhas, talos e raiz e aderidos as macrófitas aquáticas. A variação da concentração foi de 0,1mg/kg de peso seco para cádmio até 22.347mg/kg de peso seco para alumínio.

Tabela 05: Variação da qualidade da água do Lago do Amor.

Variáveis	**07/2000 – 08/2001 (Roche, dados não publicados)[a]**		**06/2004 (Oliveira, 2005)[b]**	
	min	máx	min	máx
Oxigênio Dissolvido (mgO_2/L)	1,2	7,6	1,7	7,6
DBO_5 (mgO_2/L)	7,4	52,3	1,0	4,0
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	$1,3x10^2$	$3,3x10^4$	$1,7x10^4$	$1,6x10^9$
Condutividade (mS/cm)	110,0	162,7	96	192
Alcalinidade Total ($mgCaCO_3/L$)	50,3	97,4	-	-
NTK (mg/L)	1,4	8,0	0,64	3,55
Fosfato Total (mg/L)	0,062	0,710	0,04	0,396
Sólidos Totais (mg/L)	50	154	49	92
Turbidez (UNT)	-	-	23	46
Transparência de Secchi (m)	-	-	0,3	0,4
Estado trófico*	meso	hiper	meso	hiper

a. valores máximos e mínimos durante o período de amostragem; b. valores máximos e mínimos em vários pontos de amostragem dentro do Lago do Amor; *classificação segundo índice utilizado por cada autor; meso – mesotrófico, eut- eutrófico, hiper - hipereutrófico

A jusante da represa a vazão é regularizada pelo sumidouro do Lago do Amor, próximo a barragem, e não recebe mais nenhum outro tributário sendo que as cargas afluentes consistem apenas do escoamento superficial do entorno. Pones (2007) determinou a capacidade do reservatório em depurar a matéria orgânica utilizando-se do balanço de entrada e saída de DBO das vazões afluentes e efluentes do Lago do Amor. O autor concluiu que houve remoção da demanda bioquímica de oxigênio pelo reservatório, mas em algumas datas ocorreu acréscimo da carga orgânica, ou seja o reservatório contribuiu para o aumento da DBO através da produção interna. Também concluiu que houve sedimentação de fósforo dentro do lago (carga de fósforo entrando maior que carga saindo).

Percebe-se pelos trabalhos de Oliveira (2005) e Pones (2007) que o sedimento do lago encontra-se contaminado tanto com nutrientes quanto por substâncias tóxicas e que em um possível projeto de despoluição do lago deverá considerar que mesmo findando as fontes externas, a eutrofização poderá permanecer por anos alimentada pelo sedimento do lago.

3. OBJETIVOS

3.1. Geral

Objetivo principal é estudar a estrutura da taxocenose fitoplanctônica do Lago do Amor, avaliando sua dinâmica de acordo com um ciclo hidrológico, com as características físico-químicas da água e com a presença e ausência da cobertura de macrófitas.

3.2. Específicos

- Descrever a estrutura da taxocenose fitoplanctônica do Lago do Amor
- Verificar a importância sanitária das espécies fitoplanctônicas encontradas utilizando-as como indicadoras de qualidade da água;
- Analisar a relação da composição do fitoplâncton com os níveis de nutrientes e as outras características físicas e químicas encontrados no Lago e verificar como estes poderiam ter afetado essa taxocenose;
- Avaliar se a cobertura por macrófitas e sua retirada posterior afetou a estrutura da taxocenose fitoplanctônica;
- Examinar como variações hidrológicas e eventos climáticos poderiam ter influenciado na taxocenose fitoplanctônica

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Descrição da Área de Estudos

O clima regional é considerado como tropical úmido (Aw), segundo a classificação de Köppen, com uma estação chuvosa no verão e estação seca no inverno, ambas bem definidas. A precipitação pluvial média anual situa-se em torno de 1.500 mm, com os meses de menor precipitação de junho a agosto. A vegetação predominante no município é típica do Bioma Cerrado com predominância de gramíneas lenhosas com aptidão para agricultura e pastagem (Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral de Mato Grosso do Sul – SEPLAN, 1990).

Campo Grande está desenvolvida sobre basaltos da Formação Serra Geral pertencente ao Grupo São Bento, no contexto de borda da Bacia Sedimentar do Paraná (Mezozóico). De acordo com o contexto geomorfológico a unidade é definida como Serra de Maracaju, que tem sido submetida a processos de dissecação por agentes fluviais. Quanto ao solo, a classe predominante é o LE, latossolo vermelho escuro, tipicamente friáveis e bem drenados. Podem apresentar potencial para agricultura somente se houver correções nutricionais. (SEPLAN, 1990)

O Lago do Amor é uma represa artificial formada pelo barramento dos córregos Bandeira e Cabaça, integrantes da bacia do Anhanduzinho (Bacia do Paraná), que cortam a cidade de Campo Grande (Figura 05). A represa inundou uma superfície de 13ha. O ponto mais profundo da represa fica próximo ao sumidouro e a barragem e varia de 2 a 4m e seu tempo de residência médio é de aproximadamente 2 meses na estação seca e de 1 mês na estação de chuvas. A bacia drena uma área de 15km^2 (Figura 04).

Atualmente o lago encontra-se em condição de hiper-eutrófia devido ao aporte de efluentes doméstico e industrial carreados pelos seus dois tributários, que também encontram-se eutróficos.

Um trecho do córrego Cabaça encontra-se inserido na Reserva Particular de Patrimônio Natural da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul e tem parte da vegetação parcialmente preservada. O córrego Bandeira não está inseridos na RPPN. O entorno do lago é ocupado ao norte por um trecho da RPPN da UFMS, com fragmentos de mata ciliar original

do Córrego Cabaça, margeado por uma área residencial, a leste pela sede da UFMS com trechos de vegetação marginal, a sudeste por um trecho de mata do córrego Bandeira margeado por um terreno particular com vegetação de cerrado descaracterizada ou desmatada, ao sul por blocos da UFMS com uma faixa estreita e fragmentada de mata ciliar, e a oeste pela Avenida Senador Filinto Muller, sem cobertura vegetal junto à margem. A oeste fica o sumidouro por onde o córrego Bandeira continua (Figura 05).

Não existem postos fluviométricos para controle das vazões, entradas ou descargas nos córregos e apenas um programa científico faz o monitoramento da qualidade da água do Lago do Amor. Também não existe nenhum levantamento a respeito das fontes pontuais e difusas de contaminantes nos córregos ou no Lago.

Através da revisão bibliográfica, pode-se perceber que muitos trabalhos ecológicos são realizados nos resquícios florestais do entorno do Lago do Amor e dos seus córregos formadores. Através destes trabalhos é que se verifica que a fauna local ainda é diversificada e composta por diferentes “nichos”.

Figura 04: Fotos do Lago do Amor A - cobertura por macrófitas na lâmina d’água; B – cobertura por macrófitas e ao fundo, blocos da UFMS. Fotos: Willian Marcos da Silva.

Figura 05: Croqui de localização da área de estudo no Estado de Mato Grosso do Sul e na cidade de Campo Grande. Fonte: a autora.

4.2. Dados Climáticos e Limnológicos

Os dados limnológicos são resultantes do monitoramento do Lago do Amor para um projeto de estudos, analisados no laboratório LAQUA da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. A Tabela 06 trás as variáveis que foram analisadas, junto às metodologias utilizadas. Em janeiro de 2006 não foram feitas análises físico-químicas, apenas coleta do fitoplâncton. Em junho e novembro de 2006, ambas as coletas deixaram de ser realizadas. Com os valores de nitrogênio e fósforo total foram calculadas as relações N:P.

Tabela 06: Variáveis físicas e químicas analisadas e suas respectivas metodologias de medição ou analítica.

Variáveis	Metodologia
Temperatura água	Termômetro
pH	Potenciometrico
Oxigênio dissolvido	Oxímetro
Condutividade	Condutivimetro
Transparência de Secchi	Disco de Secchi
DBO_5	Azida modificada
Clorofila a e feofitina	Extração com etanol 80% e acidificação com HCl
Turbidez	Turbidímetro (método nefelométrico)
Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis	Resíduo total seco a 103-105°C; combustão
Nitrogênio total	Macro-Kjeldahl
Fósforo total	Espectrofotométrico (Cloreto estanhoso) c/ pre-digestão

Com as leituras de oxigênio e temperatura da coluna de água foram traçados perfis (com medidas a cada metro) para avaliação do regime de mistura e estratificação do Lago do Amor ao longo do ano.

Os dados climáticos foram cedidos pela estação meteorológica da IAGRO (Agência Estadual de Defesa Sanitária Animal e Vegetal) instalada nas proximidades do Lago do Amor. Dentre as variáveis medidas foram utilizados dados de velocidade do vento máxima (rajadas) e a 10m, temperatura do ar, temperatura do ar máxima e mínima e pluviosidade. Foram feitas médias com os valores das quatro primeiras variáveis, e somatório dos valores da última, do dia da coleta e também seis dias anteriores a elas, totalizando uma semana de dados para cada mês. Também foi feita somatória da pluviosidade de cada mês do período estudado (julho/2005 a dezembro/2006) e somatória da pluviosidade do dia e mais 30 dias anteriores das coletas. Esses valores foram usados para inferir sobre o tempo de residência do lago.

4.2.1. Índice de Estado Trófico - IET

O Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983), foi calculado com valores de transparência de Secchi, fósforo total e clorofila segundo fórmulas abaixo:

$$IET\ (Cl) = 30{,}6+9{,}81.\ln(\text{concentração de clorofila } a, \text{ mg.m}^3)$$

$$IET\ (P) = 4{,}15+14{,}42.\ln(\text{concentração de fósforo total, mg.m}^3)$$

$$IET\ (Secchi) = 60-14{,}41.\ln(\text{transparência de Secchi, m})$$

O Quadro 04 trás as classes do índice. O índice foi usado para classificar o estado trófico do Lago do Amor ao longo do período estudado.

Quadro 04: Classificação de reservatórios para estado trófico segundo o IET de CARLSON (1977), modificado por TOLEDO et al. (1983).

Classe de Trofia	Valores do Índice
Ultra-oligotrófico	< 20
Oligotrófico	21 – 40
Mesotrófico	41 – 50
Eutrófico	51 – 60
Hipertrófico	> 61

4.3. Material Biológico

As amostras de fitoplâncton foram coletadas mensalmente no período de julho de 2005 a dezembro de 2006 totalizando 16 amostras. As amostras eram coletadas próximas à margem através do deck de acesso ao lago (Figura 06), próximo à saída da represa, ao sumidouro. As amostras de água foram coletadas usando uma garrafa de Van Dorn, retirando volumes iguais entre si, a 30% e 60% da profundidade da coluna d'água, que foram misturadas em um balde. Foram utilizados potes plásticos de polietileno para coletar 100ml de amostra homogeneizada. Estas foram preservadas com 25ml de formaldeído 8%. As duas últimas amostras (20/102006 e 14/12/2006) foram preservadas com Lugol acético.

Foram feitos estudos qualitativos com uso de lâminas e lamínulas sob microscópio biocular (Olympus BX14) e estudos quantitativos em microscópio invertido (Carl Zeiss Axiovert 135) após prévia sedimentação em câmera de Utermöhl de 3ml, 5ml ou 10ml com três horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmera. A contagem dos indivíduos (células, cenóbios, filamentos ou colônias) foi realizada em transectos verticais e os limites de contagem foram a contagem de 100 a 150 campos, a contagem de 100 indivíduos da espécie mais abundante e, secundariamente aos dois critérios anteriores, a

estabilização da curva cumulativa de espécies, obtida a partir do número de novas espécies adicionadas à lista em relação aos campos contados.

Figura 06: Fotos do deck na região limnética do Lago do Amor, próximo à barragem, após as obras de revitalização do lago e a construção de um segundo sumidouro de escape. Fotos: Priscila Alonso Oliveira.

4.3.1. Índices biológicos

A partir dos estudos quantitativos foram gerados dados para o cálculo da densidade específica calculado conforme a seguinte fórmula da APHA (1995):

$$D = \frac{C \cdot AT}{Af \cdot F \cdot V}$$

Onde:
D = Densidade em indivíduos por mililitro
C = Número de indivíduos contados
AT = Área do total do fundo da câmara de sedimentação
Af = Área do campo de contagem do microscópio
F = Número de campos contados
V = Volume da amostra sedimentada

Dos estudos qualitativos foi gerada a lista de espécies de algas que ocorreram no lago, inclusive as que não foram vistas no momento da contagem, mas durante trabalhos de medição das algas para biovolume. Estas últimas entraram na composição florística do lago, mas para elas não foram calculados densidade ou biovolume. A riqueza taxonômica corresponde ao número de espécies que ocorreram durante o procedimento quantitativo.

O índice de diversidade Shannon-Wiener foi calculado através da fórmula:

$$H' = - \Sigma[(P_i/N).ln(P_i/N)]$$

Onde:
H' = valor do índice
P_i = número de organismos por categoria taxonômica (abundância)
N = número total de organismos

A equidade (E) foi calculada pela fórmula: $E = H' / H_{max}$, em que H' é o índice de diversidade de Shannon-Wienner e H_{max} é da diversidade máxima teórica, em condições de máxima uniformidade. O H_{max} é calculado pelo logaritmo neperiano do número de espécies (riqueza).

O biovolume foi calculado pela multiplicação da densidade pelo volume médio de cada espécie. Este foi obtido pela medição de dimensões de 30 indivíduos (ou o maior número encontrado) de uma mesma espécie (em micrometros) com auxílio de microscópio comum com retículo micrometrado na ocular e o volume calculado de acordo com a fórmula da Figura geométrica mais semelhante a espécie, descritas em Sun & Liu, 2003 e Olenina *et al*. 2006.

Foram utilizados artigos com caráter taxonômico além das seguintes chaves para identificação do material: Tell & Conforti (1986), Sant'Anna (1984), Gonzáles (1996) Komárek & Fott (1983), Komárek & Anagnostidis (1999 e 2005), Bicudo & Menezes (2006) e John *et al*.(2003). Utilizando-se dos critérios descritos por Reynolds *et al*. (2002) e com trabalhos secundários como Kruk *et al*. (2002) as espécies foram classificadas de acordo com os grupos funcionais. Para isso, foram usadas as espécies com 5% ou mais da densidade total em pelo menos uma amostragem.

Foram consideradas espécies abundantes aquelas com ocorrência numérica maior que o valor médio do número total de indivíduos das espécies em uma amostra e dominantes aquelas com ocorrência numérica maior que 50% do número total de indivíduos das espécies de uma amostra, segundo critérios de Lobo e Leighton (1986). A porcentagem de cobertura de macrófitas foi estimada no momento da coleta de acordo com a área coberta da lâmina de água.

4.4. Testes Estatísticos

As análises estatísticas multivariadas foram realizados com auxílio do software Past versão 1.89. Foram calculados também, para todas as variáveis analisadas, média, desvio padrão, valor mínimo, valor máximo e variância.

Foi efetuada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (pela matrix de variância) com as variáveis físico-químicas (retirando-se as consideradas colineares e redundantes) pH, condutividade elétrica (Cond), temperatura da água (TempÁgua), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), clorofila a (ClorofA), sólidos suspenso voláteis (SSV) e fixos (SSF), fósforo total (PT), profundidade de Secchi,

pluviosidade do dia e de 30 dias anteriores à coleta (Pluv30dias) e porcentagem de cobertura de macrófitas (Macrófitas). Os dados foram estandardizados através da transformação em logaritmo natural (n+1) onde n é cada valor do parâmetro (exceto para pH). Com a mesma matrix foi feita análise de Cluster para qual o algoritmo utilizado foi o Ward's Methods.

Para a análise de MDS não-métrica e Cluster foram utilizados os dados de densidade e biovolume por espécie. Foram consideradas as espécies com 5% ou mais da densidade e biovolume totais em pelo menos uma amostragem, sendo 31 espécies para biovolume e 34 para densidade. Para ambas as análises foi usado o índice de similaridade de Bray-Curtis e para análise de Cluster, o algoritmo Paired Group. O agrupamento de ambas as análises foram comparados e a análise de Cluster foi usada para corroborar a de MDS.

5. RESULTADOS

5.1.Resultados Climáticos

As variações pluviométricas no período de coleta podem ser vistos na Figura 07, que inclui os valores acumulados mensais (PluvAcumMês), a ocorrência de chuvas nas semanas da coleta (PluvSemana) e o valor acumulado das chuvas 30 dias anteriores mais o dia da coleta (Pluv30dias).

Através dos valores de pluviosidade acumulada mensal observa-se que a estação chuvosa de 2005 iniciou-se em setembro. As chuvas continuaram até maio e junho de 2006 (período considerado de seca), com valores bem menores. Julho de 2006 foi o mês mais seco do período, com apenas 5mm de chuvas acumuladas. Os valores mensais acumulados nesta estação chuvosa foram atípicos para a região de Campo Grande. Agosto e setembro de 2006 tiveram acúmulo chuva de 53,5 e 141mm respectivamente, sendo maiores que os valores dos mesmos meses no ano anterior. Porém, apesar das chuvas iniciarem mais cedo, a intensidade não se manteve nos meses seguintes, variando entre 98 e 123,25mm, metade dos valores do mesmo período do ano passado.

Pelos valores das chuvas nas semanas da coleta, percebe-se que entre novembro de 2005 a abril de 2006 as chuvas foram mais freqüentes que nos meses anteriores. Dois eventos de chuva ocorreram no período considerado de seca, um no dia 01/09/05, quatro dias antes da coleta, e outro em 01/10/05, dois dias antes da coleta. Este último foi o terceiro maior evento chuvoso de todo o período estudado. Também em 2006, o maior evento chuvoso ocorreu no período considerado de seca, no dia 28/04/06. Considerando chuvas fortes, concentrações maiores que 25mm, ocorrera 4 eventos chuvosos nas semanas das coletas de dados. Nas semanas de janeiro de 2006 praticamente todos os dia ocorreram chuvas, inclusive no dia da coleta e em fevereiro do mesmo ano, ocorreram chuvas a cada dois dias, inclusive no dia da coleta.

Os valores de pluviosidade acumulados de 30 dias anteriores mais o dia da coleta inferem sobre o tempo de residência do lago, uma vez que o aumento da chuvas faz com que as vazões de entrada e saída sejam maiores e o fluxo de água mais intenso e rápido, reduzindo

o tempo de permanência da água no lago. Por outro lado, períodos secos produzem fluxos baixos, levando a tempo de residência maiores. São contados 30 dias anteriores a data de coleta para observar como as chuvas até aquela data alteraram o tempo de residência até o momento da coleta. Assim, os fluxos mais intensos ocorreram entre outubro de 2005 e abril de 2006 e os menores entre maio e agosto de 2006. De setembro a dezembro de 2006 houve retorno das chuvas, porém com intensidades e freqüência menores que a estação anterior.

Figura 07: Variação da pluviosidade nas semanas da coleta (PluvSemana), pluviosidade acumulada do mês (PluvAcumMês), e pluviosidade 30 dias anteriores a coleta (Pluv30dias) durante do período estudado, na região do Lago do Amor.

A Figura 08 aponta quatro frentes frias pela queda da temperatura do ar para menos de 20°C. A semana com menores temperaturas foi a de julho de 2005 quando praticamente todos os dias tiveram temperaturas médias menores que 20°C, inclusive o dia da coleta. Outras datas com mudanças bruscas de temperatura foram 08/08/05 (queda de 25,4 para 16,4°C no dia da coleta), 01 a 03/09/05 (queda de 25,2 para 13,7°C, um dia antes da coleta) e 02 a 03/05/06 (queda de 22,3 para 17,8°C, inclusive no dia da coleta). Houve poucos períodos seqüenciados com altas temperaturas (acima de 27°C): 14 a 16/12/05; 6 a 7/08/06; 12 a 14/09/06; 02 a 03/012/06.

Figura 08: Variação da temperatura do ar, máximas e mínimas, nas semanas da coleta e durante do período estudado, na região do Lago do Amor.

Figura 09: Variação da velocidade do vento a 10 metros do solo (VelVento10m) e velocidade de rajadas (VelVentoMax) nas semanas da coleta e durante do período estudado, na região do Lago do Amor.

Observando as temperaturas máximas e mínimas, percebe-se que ocorreram grandes variações térmicas durante um mesmo dia em vários meses do ano, ocorrendo leituras de 15,9 e 31,9°C em um mesmo dia (03/08/05), por exemplo.

Utilizando a escala de Belfort (Anexo 01) proposta pela Norma Brasileira NBR-6123 para a classificação dos ventos na região, observa-se na Figura 09 que a velocidade do vento predominante em todo o período foi de brisa leve a moderada, medindo entre 2,3 a 8,2m/s. As maiores velocidade foram de 8,3 e 8,8m/s (11/07/05 e 28/09/05, respectivamente), consideradas brisas fortes. A velocidade do vento máxima (Figura 09) representa as rajadas, variações bruscas de velocidade e direção do vento, e, a superfície, são mais comuns de ocorrerem. Considerando as rajadas, o predomínio foi de brisas fortes a ventos muito fortes (segundo escala de Belfort, de 8,2 a 17m/s). Uma leitura entra na classificação de temporal, em 30/08/05, com 24m/s.

5.2. Variáveis Físicas e Químicas

Com a reforma do deck, a profundidade do lago caiu para um metro apenas em 09/08/06 (Figura 10). A medida de transparência de Secchi no lago predominou menor ou igual a 0,5 metro em todo o período estudado. Em porcentagem, os valores de transparência variaram entre 6 (13/02/06) e 49% (08/08/06) da profundidade.

Figura 10: Variação da profundidade no local de coleta e da transparência de Secchi no Lago do Amor durante do período estudado. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

As temperaturas da água e do ar seguiram um padrão sazonal com maiores temperaturas no verão e menores no inverno (Figura 11). A temperatura da água sofreu uma variação mais suave que a do ar.

Figura 11: Variação da temperatura da superfície da água e do ambiente no momento da coleta durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

As Figuras 12 e 13 mostram os perfis de temperatura e oxigênio da coluna de água do Lago do Amor. Apenas em dois momentos pode-se considerar que houve estratificação no lago, ambas em 2006. A primeira foi em março e a segunda em setembro. Considerando variações em que perfil de oxigênio também esteja estratificado, pode-se considerar que em agosto de 2006 também houve estratificação, mas não tão acentuada.

Os perfis de oxigênio também demonstram que houve estratificação química, mas em setembro e outubro de 2006. Para o oxigênio, também ocorreram estratificações químicas em janeiro, abril, julho e dezembro de 2006. Entre julho e outubro de 2005 o oxigênio foi igual a zero antes do primeiro metro de profundidade.

As concentrações de oxigênio dissolvido na água foram baixas até maio de 2006. (Figura 14). A concentração aumentou chegando a ocorrer dois momentos de grande saturação em julho e agosto de 2006. Apenas em 5 das 15 leituras a concentração de oxigênio esteve acima de 5mg/l.

As concentrações de DBO também ficaram altas comparadas a águas naturais na maior parte do período (Figura 14). As concentrações oscilaram bastante e permaneceram dentro da amplitude de 2 a 7mg/l. A maior e menor demanda, respectivamente foram em outubro de 2006 e em dezembro de 2005.

Figura 12: Perfis de temperatura da água e oxigênio dissolvido na coluna de água. Período entre julho de 2005 e fevereiro de 2006.

Figura 13: Perfis de temperatura da água e oxigênio dissolvido na coluna de água. Período entre março e dezembro 2006.

Figura 14: Variação de oxigênio dissolvido (OD) lago e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

O pH da superfície e do fundo do lago variaram juntos, com pequena ou, praticamente, nenhuma diferença entre os valores (Figura 15). A variação ficou próxima ao neutro até maio de 2006, maior parte do período. Em março de 2006 e de julho a dezembro de 2006 o pH predominante foi básico, com três das cinco leituras acima de 9.

A condutividade teve grande variação durante o período (Figura 15), com valores mínimo de 100µMHOS (outubro/05) e máximo de 370µMHOS (dezembro/06). A maior parte das leituras foram valores na faixa de 120 a 160µMHOS.

Figura 15: Variação de pH na superfície e no fundo do lago e condutividade elétrica durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

A clorofila teve suas maiores concentrações entre julho e dezembro de 2006, quando os valores chegaram a 256µg/l em julho e 174µg/l em agosto (Figura 16). Entre julho e setembro de 2005 (exceto agosto) foram registradas as menores concentrações do pigmento,

entre 0,118 e 4,79µg/l. O maior valor do ano de 2005 foi dezembro. A partir deste mês, e no ano seguinte, as concentrações permaneceram altas (exceto fevereiro e abril).

A feofitina (produto da degradação da clorofila) manteve-se menor ou igual a 10µg/l em quase todo o período estudado (Figura 16). De julho a novembro de 2005 ocorreram os menores valores (0,3 a 2µg/l) entre julho e outubro de 2006, ocorreram altas concentrações.

Figura 16: Variação de clorofila a e feofitina no Lago do Amor durante o período estudado comparado a porcentagem de cobertura de macrófitas. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

Nitrogênio total teve uma grande variação e oscilação durante o tempo de estudo, com valores de 0,9 a 10mg/l. (Figura 17). Três amostragens, todas de 2005, são responsáveis por esta grande amplitude, as de setembro, outubro e dezembro. Entre agosto e outubro de 2006 também houve elevação nas concentrações, mas não alcançaram as anteriores.

Figura 17: Variação de fósforo e nitrogênio totais durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

Fósforo total também teve uma variação aleatória, sem muitos padrões (Figura 17). As menores concentrações ocorreram em agosto de 2005 e março e abril de 2006 enquanto as maiores ocorreram agosto e setembro de 2006.

A relação N:P ficou acima de 12 em praticamente todo o período (Figura 18). Os dois únicos valores abaixo deste limite ocorreram em novembro de 2005 e em setembro de 2006 sendo então o fósforo o nutriente potencialmente limitante para a produtividade primária.

Figura 18: Variação da relação entre nitrogênio e fósforo totais durante o período estudado no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

O Índice de Estado Trófico mostrou que o estado trófico do Lago do Amor variou entre eutrófico e hipereutrófico durante o ano (Figura 19), considerando a concentração de fósforo total e a profundidade da transparência de Secchi. Apenas o IET da clorofila a teve uma variação diferente, mas este pode ser desconsiderado para avaliação trófica do lago, pois no período inicial do estudo a clorofila a esteve sobre forte influência da cobertura de macrófitas, que impedia a produção primária na coluna de água.

Figura 19: Variação do IET calculado por clorofila a, fósforo total e transparência de Secchi durante do período estudado no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

A turbidez variou entre 4 e 90NTU, mas, predominantemente os valores permaneceram entre 10 e 40NTU (Figura 20). Os maiores valores ocorreram em outubro de 2005 e em fevereiro e em julho de 2006 e os menores ocorreram em agosto e setembro de 2005.

Os valores de sólidos suspensos totais variaram entre 2 e 32mg/l enquanto os de sólidos suspensos voláteis variaram entre 1 e 26mg/l e sólidos suspenso fixos entre 1,3 e 23,0mg/l (Figura 20). Em 6 dos 14 resultados, os sólidos voláteis predominaram no total de sólidos, correspondedo a mais que 50% dos sólidos totais em 6.

Figura 20: Variação de sólidos suspensos totais (SST) sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis e turbidez durante o período estudado, no Lago do Amor. O traço vertical indica o final da retirada da cobertura de macrófitas.

5.3.Resultados Biológicos

5.3.1. Macrófitas Aquáticas

A Figura 21 demonstra a variação da cobertura da macrófita *Eichhornia cracipes* devido a remoção mecânica. Em julho de 2005, a planta cobria quase a totalidade da lâmina de água (90%). A remoção durou cinco meses para ser finalizada. A partir de dezembro de 2005, apenas pequenas touceiras junto às margens podiam ser visualizadas.

Observa-se também na Figura 21 o comportamento da clorofila a em relação à retirada da cobertura, havendo um aumento após o evento.

Figura 21: Variação da cobertura de macrófitas comparada à variação de clorofila a durante o período estudado no Lago do Amor.

5.3.2. Composição e estrutura da taxocenose fitoplanctônica

Durante o período estudado, foram encontradas 155 taxa sendo que a distribuição das espécies entre as classes fitoplanctônicas foi a seguinte: 2 espécies de Xanthophyceae, 2 de Chrysophyceae, 6 de Bacillariophyceae, 8 de Zygnemaphyceae, 19 de Cyanobacteria, 46 de Chlorophyceae, 71 de Euglenophyceae. Os valores das três últimas classes e de Bacillariophyceae estão sub-estimados, pois houveram espécies que não foram identificadas e contada separadamente, constando apenas como espécies da sua classe. A lista de espécies completa encontra-se no Anexo 02.

Acredita-se que a preservação utilizada inicialmente no procedimento de coleta (formol 4%) causou a perda de indivíduos da classe Cryptophyceae, que só foram ocorrer nas duas últimas amostragens (as quais foram preservadas com lugol acético). Por não ter como saber se a presença da classe foi prejudicada ou não pela preservação a classe não foi considerada para comparação entre as datas e a ocorrência de indivíduos da classe Cryptophyceae terá caráter de exposição de dados Como as classes Xanthophyceae, Chrysophyceae e Zygnemaphyceae ocorreram em baixas abundâncias e volume, elas foram agrupadas em “outros”.

A abundância total do fitoplâncton variou muito ao longo do tempo, ocorrendo o valor de 1.113ind/ml, no início dos estudos, e chegando a 28.832ind/ml, no último mês de coleta, sendo este o maior valor da série (Figura 22). Abril de 2006 foi o mês com menor abundância (53ind/ml). Até este mês, os valores de abundância mantiveram-se abaixo ou próximos a 2.500ind/ml. A partir de maio de 2006 houve um aumento considerável nos valores de

abundância. Dois picos foram destaques, um em agosto de 2006 (18.668ind/ml) e outro em dezembro de 2006 (28.832ind/ml).

Quanto à abundância das classes, Cyanobacteria predominou em 7 amostragens do total de 16, Euglenophyceae foi a classe dominante em 3 amostragens, Chloroophyceae em 4 das amostragens e Bacillariophyceae só foi dominante em uma amostragem. As demais classes, Zygnemaphyceae, Chrysophyceae e Xanthophyceae, tiveram abundâncias muito baixas (Figura 22).

Quando utilizado o biovolume para identificação das classes dominantes, ocorre grande discrepância da distribuição por abundância. A classe Cyanobacteria domina em 4 amostragens, Euglenophyceae em 8, Chlorophyceae em 2 e Bacillariophyceae em 2. Em se tratando de biovolume, a classe Zygnemaphyceae apresentou representatividade ainda menor e Xanthophyceae novamente foi pouco expressiva (Figura 22).

A dominância foi alternada nos 4 primeiros meses entre Euglenophyceae e Cyanobacteria até que no quinto mês, houve praticamente co-dominância entre essas duas classes. Considerando o biovolume a dominância iniciou com cianobactérias no primeiro mês (Chroococcales sp.1). De agosto até abril do ano seguinte predominou então apenas Euglenophyceae, sendo que em março esta classe co-dominou com Chlorophyceae. O gênero *Euglena* inicialmente foi o responsável por esta predominância, porém outros gêneros como *Phacus* e *Lepocinclis* tiveram contribuição ao final deste período (Figura 22).

Quando comparada as flutuações de pluviosidade e abundância total, observa-se que na maior parte do período pode-se dizer que elas variaram negativamente. Os períodos com maiores valores de chuvas tiveram baixas abundância de fitoplâncton (outubro de 2005 a abril de 2006 e setembro a dezembro de 2006). O período mais seco ocorreu aumento da abundância total fitoplanctônica.

Figura 22: Variação e porcentagem de abundância e biovolume das classes fitoplanctônica no Lago do Amor. Nas barras foram destacadas as espécies dominantes de cada grupo.

5.3.3. Grupos funcionais

Os grupos funcionais presentes no Lago do Amor foram **F, X1, J, P, S1, W1, W2** e **Z** (Figura 23). Apenas o último grupo esteve presente em todo o período estudado, representado pelas cianobactérias picoplanctônicas *Synechocystis* sp, *Snowela* sp e duas espécies de cianobactéria unicelulares não identificadas. Os grupos **F**, **J** e **X1** são referentes as Chlorococcales, mais presentes entre dezembro e abril de 2006.

Os grupos **P** e **J** foram os grupos mais raros com baixa representatividade, excetuando-se a amostragem de dezembro quando **P** foi dominante em uma floração de *Fragilaria crotonensis*. As espécies *Planktothrix agardhii* e *Gleiterinema amphibium* foram responsáveis pela alta representatividade do grupo **S1** entre julho e dezembro de 2006. Os gêneros *Euglena* e *Trachelomonas* e *Lepocinclis*, contribuíram para a presença de **W1** e **W2** entre agosto de 2005 e abril de 2004.

Figura 23: Grupos funcionais presentes no Lago do Amor, durante do período estudado.

5.3.4. Índices biológicos

O índice de diversidade e a equidade tiveram seus maiores valores entre outubro de 2005 e abril de 2006, acima de 1,8bits/ind e 0,6, respectivamente (Figura 24). Até este período, nos três primeiros meses, a equidade manteve-se quase constante, H' com pequena variação e a riqueza em ascensão.

A riqueza teve valores altos e baixos quase alternadamente. Os maiores valores de riqueza taxonômica aconteceram nos dois meses de dezembro. Julho e agosto de

2006 foram os meses de menores valores para todos os índices. Para a riqueza, abril e julho de 2006 tiveram baixos valores também. Após este dois meses, os três seguintes foram de forte variação para riqueza, aumento de H'e de equidade.

Figura 24: Variação dos índices biológicos durante do período estudado no Lago do Amor.

Pela Figura 24 observa-se que riqueza e diversidade de espécies apresentaram tendências semelhantes até maio de 2006. Entre junho e setembro os índices tiveram tendências opostas e, mesmo com aumento da diversidade, houve diminuição da riqueza.

5.4. Resultados Estatísticos

A tabela 07 trás os resultados com a média e a variação das variáveis físico-químicas e biológicas analisadas.

A análise de PCA com base nas variáveis ambientais e físico-químicos, resumiu 62% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos. Junto ao componente 1 (45%), houve tendência de agrupamento dos meses em função da cobertura de macrófitas e da produtividade do sistema (relação positiva com OD, clorofila e pH) (Figuras 25). Os meses com menor abundância de fitoplâncton, correspondente aos primeiro meses de estudo, estiveram agrupados juntos a cobertura de macrófitas e a transparência de Sechhi (relação negativa com o eixo 1). O componente 2 (17%) diferenciou os meses de acordo com a estação de chuva (verão) ou seca (inverno) tendo relação positiva com pluviosidade e temperatura da água e negativa com sólidos suspensos e DBO.

Tabela 07: Valores mínimo e máximo, média e desvio padrão das variáveis físico-químicas e biológicas analisadas no Lago do Amor.

	Valor mínimo	**Valor máximo**	**Média**	**Desvio Padrão**
Diversidade	0,04	2,83	1,57	0,84
Equidade	0,05	0,88	0,53	0,27
Riqueza	2	48	20,60	12,38
Biovolume total	0,05	152,27	25,84	48,47
Densidade total	53	28832	5919,20	8212,51
Teperatura da água	18,1	27,8	24,23	3,09
Temperatura do Ar	14,7	29,2	23,75	4,45
pH	6,41	9,44	7,66	1,02
Condutividade	100	370	159,27	63,97
OD	0,12	13,8	5,46	4,22
DBO	1,24	8,26	4,50	2,06
Clorofila a	0,12	256,2	53,55	72,49
Feofitina	0,33	40,03	11,66	14,14
SST	2	32,25	17,56	10,12
SSV	0,75	25,5	9,14	7,87
SSF	0	23,03	7,56	6,63
NT	0,9	10	3,29	2,78
PT	0,053	0,549	0,14	0,12
Transparência de Secchi	0,2	1,7	0,62	0,45
Turbidez	4,34	89,65	32,37	24,03

A análise de cluster com os dados das variáveis físico-químicas diferenciou 3 grupos com similaridade maior que 0,5 sendo um com os meses com cobertura de macrófita, o segundo grupo com os meses da estação chuvosa e o terceiro grupo com os meses da estação seca (Figura 26). Este agrupamento foi semelhante ao de análise de componentes principais.

As análises de MDS e cluster com os valores de biovolume das espécies diferenciaram um grande grupo compreendendo espécies das classes Euglenophyceae e Chlorophyceae e um grupo menor compreendendo os meses com florações de Cyanobacteria (Figura 27). Estas mesmas análises com os valores de abundância das espécies diferenciou dois grandes grupos e dentro destes, grupos menores, de acordo com as espécies de maior abundância (Figura 27)

Figura 25: Resultado da PCA com os dados dos parâmetros físico-químicos. Os círculos ressaltam os agrupamentos das datas de coleta em torno das variáveis de maior correlação.

Figura 26: Dendograma resultante da análise de cluster com dados dos parâmetros físico-químicos.

Figura 27: Resultados dos agrupamentos das espécies através da análise de cluster e MDS, com dados de abundância (A e B) biovolume (C e D). As cores das datas representam as suas classes dominantes. Azul – Cyanobacteria; verde escuro – Euglenophyceae; verde claro – Chlorophyceae; rosa – Bacillariophyceae

6. DISCUSSÃO

O estado trófico do lago foi de eutrófico a hipereutrófico em todo o período, com IET(PT) sempre acima de 60 e IET(Cl) na maior parte do tempo acima de 50. Quanto a disponibilidade do fósforo para a fotossíntese, pode-se considerar que em raros momentos este nutriente foi limitante, pois seu IET esteve sempre acima do IET calculado pela clorofila, ou seja, a produção do fitoplâncton ficou abaixo das quantidades de fósforo disponível (Lamparelli, 2004). No início deste estudo, esta limitação provavelmente ocorreu mais pela falta de radiação luminosa, bloqueada pelas macrófitas. Depois, houve uma aproximação dos dois índices.

Quanto a estratificação térmica do Lago do Amor, apenas em dois momentos houver presença de termoclina evidente, ambas na estação das chuvas. Nos demais meses chuvosos aconteceu microestratificação ou então diminuição gradual de temperatura até o hipolímnio. Durante a estação seca ou final das chuvas a mistura completa foi evidente. Sendo um lago raso e com incidência constante de ventos, inclusive com rajadas fortes, é justificável que o lago esteja propício a mistura. A mistura vertical provavelmente é reduzida em lagos cobertos por macrófitas e este fator combina com transparência relativamente alta (Izaguirre & Vinocur, 1994).

Inicialmente o lago encontrava-se transparente, característica comum em lagos com presença de macrófitas (Izaguirre & Vinocur, 1994). Nos três momentos em que a transparência esteve mais baixa, houveram eventos particulares que justificaram o aumento da turbidez, como chuva intensa anterior a coleta e o trabalho de retirada das macrófitas com maquinário. Por isso e por causa da baixa produção de biomassa algal, a maior parte dos sólidos suspensos totais presentes constituiu-se se sólidos fixos, ou seja, inorgânico. Nos meses de floração, houve aumento da fração orgânica dos sólidos suspensos. O aumento da turbidez e diminuição da transparência de Secchi nestes momentos foram devido a presença de grandes massas de algas. Entre dezembro de 2005 e abril de 2006, a transparência provavelmente foi regida pelo carreamento das chuvas intensas e ventos causando resuspensão de sedimentos. Em resumo, o lago manteve-se turvo a maior parte do tempo estudado.

A diferença na concentração do oxigênio dissolvido entre a superfície e o fundo do lago foi muito pequena no período com cobertura de macrófita. No primeiro momento isso foi devido a desoxigenação em toda coluna de água devido a baixa produção fitoplanctônica e as provavelmente altas taxas de decomposição de matéria orgânica na água e nos sedimentos. Depois da remoção, as trocas gasosas com o ambiente foram propiciadas, além da intensificação da produtividade, aumentando significativamente as concentrações de oxigênio dissolvido. Mesmo sem estratificação térmica evidente, o oxigênio não alcançou o hipolímnio do lago na maioria dos meses, chegando próximo em abril e maio de 2006. Em lagos tropicais, anoxia em camadas profundos não é necessariamente associado com estratificação térmica (Esteves 1998).

As variáveis físico-químicas não relacionadas diretamente com a produtividade primária (fósforo e nitrogênio totais, DBO, sólidos suspensos, condutividade) não apresentaram clara diferença entre antes e depois da remoção das macrófitas tendo um comportamento mais estocástico. Provavelmente, isso acontece devido à inconstância a qual estão sujeitos os afluentes/influxos do Lago do Amor. Os córregos Bandeira e Cabaça estão sujeitos ao lançamento de diversos tipos de efluentes não havendo constância das cargas de matéria orgânica, sólidos e sais que entram no Lago do Amor. Soma-se a isso o regime de chuvas que carreia ou dilui os compostos do lago, conforme ocorrência e intensidade.

Em relação a taxocenose fitoplanctônica, o período estudado pode ser dividido em três fases regidas por fatores de forças diferentes.

Fase 1:

A primeira fase é o período em que *Eichhornia crassipes* esteve presente, entre julho e novembro de 2005. Neste período o fitoplâncton teve baixas densidade e riqueza taxonômica. A dominância foi alternada ou compartilhada pelas classes Cyanobacteria e Euglenophyceae. As espécies predominantes foram Chroococales sp.1 (cianobactéria cocóide), *Romeria* spp. e *Snowella* sp. para a primeira classe e *Euglena* sp.1, *Lepocinclis ovum*, *L. acus* e *Trachelomonas* spp. para a segunda.

Uma das principais conseqüências da proliferação exagerada de macrófitas (blooms) é o bloqueio da passagem de radiação solar para coluna de água, impedindo que ocorra fotossíntese. Isto leva a desoxigenação da água por falta de produtividade primária. Outra é acidificação da água pela liberação de ácidos húmicos e fúlvicos durante a decomposição dos indivíduos de macrófitas que morrem (Esteves e Camargo, 1986). Quando presentes, as macrófitas são mais eficientes mobilizadoras de nutrientes que outros seres fotosintetizantes, ou seja, se sobrepõem na competição por compostos essenciais, sendo capazes de armazenar

em sua estrutura quantidades muitas vezes maiores que as presentes na água (Esteves e Camargo, 1986). Segundo Izaguirre & Vinocur (1994), a cobertura de macrófitas influencia o fitoplâncton por causa do sombreamento, da alelopatia e pela competição por nutrientes, sendo o principal fator de influencia da estrutura e abundância fitoplâncton.

Nesta fase a produção no Lago do Amor era provavelmente limitada principalmente pela falta de luz. O ambiente era mais consumidor, predominando a respiração, levando as concentrações de oxigênio dissolvido a quase zero ou zero, mesmo na superfície da água, e a pH levemente ácido pela presença de CO_2 e talvez por liberação de compostos de decomposição das macrófitas. À medida que a cobertura de macrófitas foi sendo retirada, houve pequenas variações nestas variáveis.

A ausência de oxigênio nas camadas mais profundas sugere alto consumo de oxigênio, devido as altas taxas de mineralização de matéria orgânica. Além das razões ambientais já discutidas que seriam responsáveis pela baixa densidade de algas, soma-se a elas o fato de que as amostras de fitoplâncton foram retiradas de duas profundidades, 30 e 60% da coluna de água. Isso teria causado a diluição da concentração de fitoplâncton pela mistura de uma camada com ausência deste.

Nas condições ambientais do momento, tanto as cianobactérias quanto as euglenófitas encontradas foram bem sucedidas por serem mixotróficas, não dependendo apenas da penetração da luz para sobrevivência. As primeiras são fototróficas facultativas, capazes de assimilar carbono orgânico na ausência de luz (Sandgren, 1988; Esteves, 1998, Raviers, 2006). Segundo Esteves (1998), todas Euglenophyceae apresentam um alto grau de heterotrofia. As euglenófitas são capazes de fagocitar material orgânico particulado ou absorver material orgânico dissolvido. Por isso são recorrentes em ambientes ricos em matéria orgânica.

Devido ao pequeno tamanho das espécies de cianobactéria, seus valores de biovolume também foram baixos. Em contrapartida, as euglenófitas predominaram em biovolume pelo maior tamanho celular, sobrepondo as cianobactérias em biomassa, mesmo quando as últimas foram numericamente mais presentes. Esta fase foi marcada pelos grupos funcionais **Z**, **W1** e **W2** típicos de lagos rasos de águas claras com presença de matéria orgânica. (Reynolds *et al.* 2002)

O início do trabalho de remoção das macrófitas e o início das chuvas foi suficiente para causar alterações no ambiente, com alteração na equidade e diversidade das espécies. As variações na estrutura da taxocenose fitoplanctônica que ocorreram mantiveram as mesmas duas classes dominantes, mas, próximo ao fim da retirada das macrófitas a riqueza, a

diversidade e a equidade subiram, iniciando o processo de complexação da comunidade, que se estenderia para a próxima fase. Novembro, o último mês desta fase e já na estação chuvosa, já apresentava indícios das alterações que viriam.

Ao contrário do Lago do Amor, onde a cobertura de macrófitas resultou na simplificação da comunidade, Taniguchi *et al*. (2005), estudando a lagoa do Diogo encontrou as maiores densidades e maior diversidade de classes ocorrendo nos pontos cobertos por ou próximas da macrófita *Eichhornia azurea*. Segundo os autores, para o Lago do Diogo, a cobertura de macrófitas criou um ambiente propício para o crescimento do fitoplâncton. Situação semelhante também foi observada por Moura *et al.*, 2007. Já Izaguirre & Vinocur, 1994, estudando lagos rasos eutróficos na argentina, encontraram resultados semelhantes ao Lago do Amor, com menores densidades de fitoplâncton em lagos dominados por macrófitas, onde houve dominância de euglenófitas e volvocales, e maiores densidades em lagos sem macrófitas, onde também houve florações de cianobactérias cocóides e filamentosas.

Fase 2:

A segunda fase é posterior à retirada das macrófitas e também estação de chuvas, entre dezembro de 2005 e abril de 2006. Nesta fase ocorreu aumento da abundancia, diversidade e riqueza. A classe Chlorophyceae persistiu, continuando a tendência iniciada em novembro de 2005, quando a cobertura de macrófitas apresentou sua menor percentagem e as chuvas já haviam iniciado. A dominância ainda foi dividida com Cyanobacteria e Euglenophyceae nos dois primeiros meses desta fase, porém as clorófitas tornaram-se dominantes entre fevereiro e abril. Em abril ainda houve maior diversidade de classes com presença de Zygnemaphyceae, Xanthophyceae e Bacillariophyceae embora ainda raras numericamente. A ordem Chlorococcales teve destaque com as espécies *Monoraphidium tortile*, *M. contortum*, *Actinastrum hantzschii*, *Micractinium pusillum*, *M. bornhimiense*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Eutetramorus* spp. e *Chlorococcum* sp. dos grupos funcionais **F**, **J** e **X1**. As euglenofíceas que se destacaram foram *Euglena* spp., *Trachelomonas volvocina* e *Trachelomonas* spp. dos grupos **W1** e **W2** e entre as cianofíceas *Synechocystis* sp. e *Snowella* sp. do grupo **Z**. Novamente, a predominância foi de algas pequenas do pico e nanoplâncton. Assim, as espécies presentes são indicadoras de ambientes ricos em nutrientes.

Mesmo sendo as algas da ordem Chlorococcales a dominar numericamente, em biomassa a classe Euglenophyceae novamente foi maior. *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas* são organismos unicelulares muito maiores que as colônias de numerosas células das Chlorococcales. A diferença de tamanho chegou a ser de 100 vezes.

Mesmo com a recuperação do fitoplâncton o hipolímnio do lago continuou anóxico, com oxigênio atingindo inicialmente até um metro e posteriormente até 2 metros de profundidade. Apenas abril, quando houve isotermia na coluna de água, o oxigênio chegou a 3,5 metros de profundidade. Esta estação de chuvas não teve estratificações evidentes e sim uma diminuição gradual de temperatura em direção ao fundo. Mesmo assim, o oxigênio chegou a zero na metade ou no último terço da coluna de água. Com exceção dos grupos funcionais **W1** e **W2,** característicos de hipolimnio, os demais grupos presentes refletiram condições de algas de epilímnio misturado e enriquecido. Isto confere com a presença de oxigênio nas camadas superiores.

Esta fase coincidiu com um período de pluviosidade com valores acumulados maiores que as médias comumente registradas para a região na estação chuvosa. A densidade de algas aumentou nesta fase, mas o fluxo forte causado pelas chuvas intensas podem ter diluído a concentração das algas. Talvez por isso as densidades ainda mantiveram-se baixas comparados a outros ambientes semelhantes. Soma-se a isso o fato de os grupos funcionais presentes são algas epilimnéticas, de camadas misturadas, e a presença de oxigênio foi limitada aos dois primeiros terços da coluna de água (1 a 2 metros). A metodologia de coleta em que a amostra de 60% da profundidade (2m) era misturada a da superfície talvez ainda tenha diluído a concentração de fito. Assim, em comparação com outros trabalhos realizados em ambientes rasos eutróficos, a densidade de fitoplâncton no Lago do Amor ficou abaixo do encontrada na maior parte do tempo; Moura *et al.* (2006) encontraram densidades entre $3{,}6.10^4$ e $1{,}8.10^5$, e Costa *et al.* (2006), entre $9{,}08.10^4$ e $8{,}2.10^5$ ind/ml.

Após a retirada das macrófitas, florações de cianobactérias ocorreram de imediato nos estudos de Bicudo *et al*. (2007), Greco (1996) e Corrêa *et al.* (2000) enquanto que no Lago do Amor, antes da ocorrência de tais florações, houve uma recuperação da taxocenose fitoplanctônica com aumento de riqueza, diversidade e equidade das espécies.

Fase 3:

Na terceira fase as florações de algas foram freqüentes. Coincide com a estação seca, quando as chuvas diminuem muito, e com o início de uma segunda estação chuvosa, porém de menor intensidade, menor freqüência de chuvas e atrasada em relação a anterior. Por isso, esta terceira fase ainda pode ser dividida em duas etapas: as florações de seca e as florações de chuvas (Figura 28).

Nesta fase, na estação seca, a equidade das espécies volta a cair, refletindo as florações e dominância de poucas espécies. A diversidade e a riqueza taxonômica declinam aos menores valores em julho e agosto quando *Planktothrix agardhii* praticamente tornou-ser a

única espécie. Estas foram as florações da estação seca. Nos demais meses, apesar das florações, havia outras espécies presentes e em densidades suficientes para elevar a riqueza e diversidade novamente. Ou seja, a densidade das espécies raras também aumentou, acompanhando a espécie dominante. Este aumento de riqueza e diversidade coincide com o reinicio das chuvas, caracterizando a etapa das florações com chuva.

Figura 28: Fotos do Lago do Amor mostrando a cor verde da água devido à floração de *Planktothrix agardii* em outubro de 2006. Fotos: Priscila Alonso Oliveira

Nesta fase alternaram-se dominâncias de pico e microplâncton. A classe dominante em quase todos os meses foi das cianobacteria, com as espécies *Planktothrix agardhii*, *Synechocystis* sp. e uma cianobactéria unicelular picoplanctônica. Em dezembro, as espécies dominantes foram *Fragilaria crotonensis* (Bacillariophyceae) e *Geitlerinema amphibium* (Cyanobacteria,). Outras espécies de destaque nesta fase foram *Romeria* spp. e *Merismopedia tenuissima* (Cyanobacteria), *Aulacoseira granulata* (Bacillariophyceae), *Chlorococcum* sp., *Closteriopsis* sp. e *Monoraphidium* spp. (Chlorophyceae).

Os grupos funcionais mais presentes foram **S1**, **P**, **Z** e **X1**. Os três primeiros merecem mais destaque, pois representam as maiores densidades e freqüência de ocorrência. Estes grupos são característicos de ambientes túrbidos, misturados e eutróficos, refletindo novamente a condição do Lago do Amor nesta fase.

Na etapa de seca, o tempo de residência da água pode aumentar de um (nas chuvas) para a dois meses no Lago do Amor (Roche, K.F, comunicação pessoal). Através dos gráficos, é possível observar que os meses de floração de cianobactéria filamentosas coincidem com as semanas sem chuvas, ou com chuvas fracas, como julho, agosto e dezembro, sendo que neste último foi predominante *Geitlerinema amphibium*. O grupo funcional S1, representado por *Planktothrix agardhii* e *Geitlerinema amphibium*, é favorecido pelos aumentos no tempo de residência. Como a mistura da coluna de água ocorreu em praticamente todo este período pode ter ocorrido resuspensão do sedimento de fundo,

aumentando a turbidez, favorecendo as três primeiras florações. Não foram encontradas referências sobre toxicidade de *Geitlerinema*, porém livros da área de saneamento não a citam entre espécies a serem controladas.

É uma característica das florações de *Planktothrix agardhii* resistir ao próprio sombreamento, enquanto outras algas são prejudicadas pela diminuição da oferta luminosa. Um fator chave da dominância desta espécie em lagos rasos é esta estratégia de auto-sombreamento (Romo & Miracle, 1993). Outra característica destas florações é a baixa diversidade de fitoplâncton (Berger 1989), provavelmente devido a esta estratégia de suprimir as demais espécies e pela produção de substâncias alelopáticas (Dokulil & Teubner, 2000). Esta última característica não pareceu ser tão forte para o gênero *Synechocystis*, uma vez que o evento de floração deste gênero não resultou em baixa riqueza taxonômica, apesar deste também produzir cianotoxinas.

Dos fatores sumarizados por Huszar *et al.* (2000) relacionados com dominância de cianobactéria (baixa turbulência, baixa luminosidade, altas temperaturas, baixo CO_2/alto pH, alto fósforo e baixo nitrogênio totais, baixa relação NT:PT, habilidade de minimizar predação e regulação de flutuação), alguns foram corroborados e outros contrariados no presente estudo. Em raros momentos a relação NT:PT foi baixa. Ao contrário do que aparenta ser comum em florações de cianobactérias ocorridas no Brasil, não houve fixadores de nitrogênio no Lago do Amor. Os demais fatores ambientais listados foram condições quase constantes no lago. Sobre flutuação e predação, das espécies de cianobactéria presentes no Lago do Amor, *P. agardhii* apresentou aerótopos para controlar sua flutuação e, assim com *Synechocystis* sp, também dominante, produz microcistinas reduzindo sua palatabilidade.

As florações foram refletidas na concentração de oxigênio dissolvido, principalmente as florações de *P. agardhii*, quando as concentrações do gás ficaram altas. Esta foi a fase com maiores concentrações de OD e maiores valores de pH em todo o período estudado, mostrando sua intensa atividade fotossintética. A clorofila também refletiu fortemente o aumento de densidade das algas com exceção de dezembro, quando a responsável pela floração foi uma Bacillariophyceae. Esta evento pode ser explicado pelo fato que que esta classe possui vários outros pigmentos além da clorofila a, como clorofila c (Reviers, 2006, Smith, 1987) que não entram no espectro de análise da clorofila a. Outro parâmetro que refletiu bem as florações foi os sólidos suspensos voláteis. Este parâmetro foi a maior porção dos sólidos suspensos totais durante as florações de algas filamentosas. Já nas florações de picoplâncton, os sólidos fixos voltaram a ter maior porcentagem dos sólidos suspensos totais, provavelmente pela baixa biomassa das algas.

Apesar da dominância em densidade das cianobactérias, em número de espécies presentes é comum que outras classes sejam predominantes. Isto ocorreu tanto no Lago do Amor quanto nos estudos de Rodrigues (1998), Huszar *et al.* (2000), Kruk *et al.* (2002); Tucci & Sant'Anna (2003), Minillo (2005); Wosiack (2005) e Moura *et al.* (2007).

Em relação os blooms de diatomáceas, a capacidade de afundamento (sedimentação) deste grupo é uma das maiores do fitoplâncton devido a morfologia e densidade. Com isso o sedimento torna-se um banco de inóculos de diatomáceas. Por isso a presença na superfície pode indicar forte turbulência que as mantêm suspensas. A turbulência re-suspende as células ou os inóculos (Sandgren, 1988; Esteves, 1998). Como a concentração de sílica não foi monitorada, faltariam informações para avaliar esta última floração em maior detalhe.

As variações hidrológicas ou de chuvas têm maior influência na estrutura do fitoplâncton de lagos e reservatórios (Izaguirre & Vinocur, 1994; Goodwin, 1997; Taniguchi *et al*., 2005; Huszar & Reynolds, 1997; Huszar *et al*. 2000). Porém estes trabalhos trazem diferenciação entre as estações com maior densidade, sendo que para alguns as chuvas aumentam a produtividade e para outros seria a seca. Huszar *et al*. (2000) observou isso em um único estudo em reservatórios de São Paulo quando encontrou três padrões de sazonalidade diferentes para os reservatórios da mesma região. Estas observações demonstram que mesmo que a o ciclo hidrológico seja o principal regente das comunidades de fitoplâncton outros fatores coadjuvantes alteram a composição e a estrutura, como por exemplo, a morfologia do lago (Dokulil & Teubner, 2000). Estes autores afirmam que raramente um único fator será responsável pela floração de cianobactéria, mas a combinação de vários deles pode afetar a dominância desta classe. Por isso, Huszar & Reynolds (1997) afirmaram que forças autogênicas levam a complexidade estrutural pela seleção de espécies com adaptações especializadas enquanto forças alogênicas simplifica estrutura, rejuvenescem recursos e estimula produtividade.

Ao contrário do Lago do Amor, onde a cobertura de macrófitas resultou na simplificação da comunidade, Taniguchi *et al*. (2005), estudando a lagoa do Diogo encontrou as maiores densidades e maior diversidade de classes ocorrendo nos pontos cobertos por ou próximas da macrófita *Eichhornia azurea*. Segundo os autores, para o Lago do Diogo, a cobertura de macrófitas criou um ambiente propício para o crescimento do fitoplâncton. Situação semelhante também foi observada por Moura *et al.* (2007). Já Izaguirre & Vinocur, (1994) estudando lagos rasos eutróficos na argentina, encontraram resultados semelhantes ao Lago do Amor, com menores densidades de fitoplâncton em lagos dominados por macrófitas,

onde houve dominância de euglenófitas e volvocales, e maiores densidades em lagos sem macrófitas, onde também houve florações de cianobactérias cocóides e filamentosas.

Após a retirada das macrófitas as florações de cianobactérias ocorreram de imediato nos estudos de Bicudo *et al*. (2007), Greco (1996) e Corrêa *et al.* (2000) enquanto que no Lago do Amor, antes da ocorrência de tais florações, houve uma recuperação da taxocenose fitoplanctônica com aumento de riqueza, diversidade e equidade das espécies.

Sant'Anna & Azevedo (2000) estudaram cianobactérias potencialmente tóxicas em diferentes reservatórios e demonstraram que *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Raphidiopsis* e *Planktothrix* são os gêneros mais amplamente distribuídos em reservatórios brasileiros. Aparentemente, há pouca ocorrência de florações e dominância de *Planktothrix agardhii* e *Synechocystis* no Brasil. Outros gêneros de cianobactérias filamentosas ou cocóides costumam ser mais recorrentes, como os gêneros citados pelo Sant'Anna & Azevedo (2000), bem como, *Lyngbia*, *Limnotrix*, *Geitlerinema*, *Aphanocapsa* e *Microcystis* em ambientes lóticos ou lagos e reservatórios (Goodwin, 1997; Odebrecht *et al.*, 2002; Agujaro & Isaac, 2003; Borges *et al.*, 2003; Fernandes & Lagos, 2003; Tucci & Sant'Anna, 2003; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005; Wosiack, 2005; Costa *et al.*, 2006). A presença de *P. agardhii* foi mais observada em estudos de lagos temperados em condições (lagos polimíticos, eutróficos e susceptíveis ao vento) e padrões (baixa transparência, altas densidades e baixa riqueza) semelhantes ao Lago do Amor (Rücker *et al.*,1997; Briand *et al.*, 2002, Nixdorf *et al.*, 2003).

Florações de *Synechocystis aquatilis* foram observadas por Nascimento e Azevedo (1999) na Lagoa da Barra Maricá, Rio de Janeiro e as autoras atribuíram dominância desta espécie estava relacionada com períodos de baixa relação N:P, baixas concentrações de nitrato e nitrito, baixa salinidade e altos valores de pH. No Lago do Amor, o mês em que ocorreu floração de *Synechocystis* (setembro/2006) apresentou duas destas características, tendo a menor relação N:P do período de estudo e pH levemente básico.

A presença de *Planktothrix* no Brasil foi relatada por Minillo (2005) em reservatórios do sistema Tietê e Vieira *et al.* (2005), no reservatório Utinga, mas sem referência a floração ou dominância. Bicudo *et al*. (2007), relatou a presença desta espécie no reservatório do Garça, mas as florações foram multiespecíficas e com biovolume de algas na ordem de $10^4 mm^3/ml$. Foram raros os trabalhos com referência a *Synechocystis*, nenhum relatando dominância ou floração.

Segundo Nixdorf *et al.*, (2003) supostamente, *Planktothrix agardhii* pode ser mais bem sucedido em lagos bem rasos e expostos ao vento com interações sedimento-água

intensas e pulsos de nutrientes de curta duração. Os autores não observaram dominância desta espécie em lagos túrbidos e dimíticos. A relação entre o vento e a presença de *P. agardhii* foi tão evidente para Nixdorf *et al.*, (2003) que os autores recomendam a alocação da espécie em um grupo funcional de "camadas rasas túrbidas e misturadas". Rücker *et al.* (1997) também descreveram lagos em que a dominância de *Planktothrix agardhii* ocorre com freqüência, nos quais a forte ação do vento sobre a mistura da água consta entre as características que os diferenciam dos lagos rasos eutróficos com dominância de outras espécies de cianobactéria. O vento tem forte ação também no Lago do Amor onde as rajadas são constantes e fortes. A estratificação foi pouco freqüente.

A importância do controle de florações do fitoplâncton no Lago do Amor está centralizada no potencial de produção de toxinas pelas cianobactérias. Briand *et al*. (2002) em um estudo no lago Viry-Châtillon na França, um pequeno lago raso urbano, encontrou concentrações de mais de 15 diferentes tipos de microcistinas variando entre 0,2 a 5,2µg/l para populações em floração de *P. agardhii* de 79 a 4500ind/ml. Na portaria n°518 do Ministério da Saúde, a concentração de microcistinas aceita é de 0,5µg/L. A propensão de formação de bloom de *P. agardhii* e *Synechocystis* sp. no Lago do Amor revela um perigoso problema. Fora os problemas ecológicos (como simplificação da comunidade aquática, biomagnificação e bioacumulação de toxinas) que as florações causam, ainda paira um problema de saneamento. A morte de uma grande quantidade de indivíduos, que ocorre após uma floração, liberaria altas concentrações de microcistinas (Catherine *et al*., 2008) que seriam carreadas pelo córrego Bandeira.

7. CONCLUSÕES

A estrutura da taxocenose fitoplanctônica ficou separada em três fases, com diferentes composições e densidades, regidas pela presença da cobertura de macrófitas, e posteriormente, pela presença ou ausência de chuvas.

A fase antes da remoção das macrófitas foi marcada por alta transparência da água e baixa abundância e diversidade do fitoplâncton. A segunda fase foi marcada pela recuperação do fitoplâncton com aumento da densidade e biomassa, aumento da riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies, além de microestratificações da coluna da água. Na terceira fase foram destaques as florações de cianobactérias e diatomáceas, tendo aumento da biomassa e queda na diversidade e equitabilidade de espécies.

As euglenófita pigmentadas contribuíram com a maior biomassa na maior parte do período estudado, mesmo quando, numericamente, outras classes eram dominantes. A exceção ocorre apenas para a fase em que as cianobactérias tiveram predominância.

A taxocenose do lago foi dominada por cianobactérias na maior parte do período estudado, com florações na estação seca ou de semanas com estiagens, após a remoção das macrófitas. As formas cocóide e filamentosa alternaram-se na fase de florações, porém a primeira foi predominante no período em que ocorreu floração da macrófita flutuante *Eichhornia crassipes*.

Os grupos funcionais presentes no Lago do Amor, referentes às espécies com mais de 5% da representatividade do total da densidade em pelo menos uma amostragem, foram **F, J, P, S1, W1, W2, X1** e **Z**. Os grupos refletiram as condições do Lago do Amor em cada uma das suas fases. A maioria das associações funcionais presentes é típica de ambientes eutrofizados, com altos níveis tróficos.

Apesar da eutrofização evidente do lago, a densidade de algas não foi tão alta como é comum nestes tipos de ambientes, rasos e eutrofizados.

Ao contrário do que aparenta ser comum em florações de cianobactérias ocorridas no Brasil (exemplos anteriores), não houve fixadores de nitrogênio no Lago do Amor.

A continuidade do monitoramento poderia esclarecer melhor alguns aspectos das variações sazonais do fitoplâncton e os padrões de dominância de espécies. Assim, as

particularidades das alterações mensais da composição do fitoplâncton não puderam ser explicadas neste estudo pela falta de dados em período mais curtos de tempo. Para avaliação destas alterações e classificação entre alogênicas ou autogênicas, seria necessário o monitoramento ao menos, semanal do fitoplâncton.

Ficou claro que a o ciclo hidrológico foi um fator controlador predominante no fitoplâncton do Lago do Amor. Um fator predominante nas florações de *Planktothrix agardii* foi a ação constante do vento na mistura da coluna de água.

A maior parte das cianobactérias presentes não é palatal pelo zooplâncton, seja pela produção de substâncias alelopáticas ou pelo grande tamanho, causando uma descontinuidade na cadeia alimentar do sistema, uma vez que a produção primária não sustenta sua base (Havens, 2008). Essa seria uma das conseqüências da propensão do lago em formar florações de cianobactérias tóxicas.

A presença de várias espécies potencialmente tóxicas (*Synechocystis*, *Aphanizomenon Geitlerinema*, *Planktothrix*, *Microcystis*.) preconiza a necessidade de manejo do lago, pois todas as espécies presentes são propícias a florações e liberação de microcistinas/toxinas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wasterwater*. Washington: Byrd Prepress Springfield, 1995.

Agujaro, L.F.; Isaac, R.L. Florações de Cianobactérias Potencialmente Tóxicas nas Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí - Estado de São Paulo Brasil – e Avaliação dos Mananciais em Relação a Eutrofização. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville-SC. **Anais**. ABES, I – 087. 2003.

Alves, D.T.M.; Argento, M.S.F.; Cruz, C.B.M.; Zee, D. Qualidade Ambiental da Lâmina d'água da Lagoa Rodrigo de Freitas – RJ: Subsídios aos Estudos de Impactos Ambientais em Lagoas Costeiras. IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, Brasil, 11-18 setembro 1998. **Anais**. INPE, p.79-88. 1998.

Barbieri, R.; Esteves,F.A; Reid, S.W. – Contribution of two aquatic macrophydes to the nutrient budget of Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. **Ver.Int.Ver.Limno**l, 22: 1631-35, 1984

Berger, C. In situ primary production, biomass and litght regime in the Wolderwijd, the most stable Ocisllatoria agardhii lake in the Netherlands. **Hydrobiologia** v.185 p.233-244. 1989.

Bezerra-Neto, J.F. & Pinto-Coelho, R.M. A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: Lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. **Acta Scientiarum** v.24 n.2 p.285-290**.** 2002.

Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. **Gêneros de Algas Continentais do Brasil: Chave para identificação e Descrições**. Segunda Edição. São Carlos Editora RiMa. 489p. 2006.

Bicudo, D.C; Fonseca, B.M.; Bini, L.M.; Crossetti, L.O.; Bicudo, C.E.M. & Araújo-Jesus, T. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. **Freshwater Biology** v.52 p.1120–1133. 2007.

Borges, P.A.F.; Rodrigues, L.C.; Pagioro, T.A. & Train, S. Spatial variation of phytoplankton and some abiotic variables in the Pirapó River-PR in August, 1999: a preliminary study. **Acta Scientiarum: Biological Sciences** v.25 n.1 p.1-8. 2003.

Bormans, M.; Ford, P.W. & Fabro, L. Spatial and temporal variability in cyanobacterial populations controlled by physical processes. **Journal of Plankton Research.** v.27 n.1 p.61-70. 2005.

Branco, S.M.; Cleary, R.W.; Coimbra, R.M.; Elger, S.; Luca, S.J; Nogueira, V. P.Q.; Porto, M.F.A. **Hidrologia Ambiental**. (Ed. Porto, R.L.L.). São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. V 3. 411p. 1991.

Briand, J.F., Robillot, c., Quiblier-Llobéras, C. & Bernard, C. A perennial bloom of Planktothris agardhii (Cyanobacteria) in a shallow eutrophic French lake: limnological and microcystin production studies. **Arch. Hrydrobiol.** v.153 n.4 p.605-622**.** 2002.

Buergi, H.R. & Stadelmann, P. Change of phytoplankton diversity during long-term restoration of Lake Baldegg (Switzerland). **Ver. Internat. Ver. Limnol.** v.27 p. 574-581. 2000.

Carlson, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnolology and Oceanography** v.22 p.361-369. 1977.

Catherine, A.; Quiblier, C.; Yéprémian, C.; Got, P.; Groleau, A.; Vinçon-Leite, B.; Bernard, C. & Troussellier, M. Collapse of a *Planktothrix agardhii* perennial bloom and microcystin dynamics in response to reduced phosphate concentrations in a temperate lake. **FEMS Microbiol Ecol** v.65 p.61–73. 2008.

Ceballos, B.S.O.; Diniz, C.R.; Konig, A. Utilização da diversidade do fitoplâncton como discriminador do nivel trófico de açudes do semiárido paraibano. VIII Seminário Regional de Ecologia (PPG-ERN/UFSCar), São Carlos. **Anais**. 1996. (LOCAL)

Conselho Estadual de Controle Ambiental (CECA). Deliberação CECA nº 005 de 25 de julho de 2003

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Padrões de Balneabilidade**. Resolução CONAMA n.º274, de 29 de novembro de 2000.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Áreas de Preservação Permanente**. Resolução CONAMA n.º303, de 20 de março de 2002.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Classificação de Corpos d'água e Emissão de Efluentes**. Resolução CONAMA n.º357, de 17 de março de 2005.

Corrêa, R.S.; Filho, B.M.; Bernardes, R.S. Deposição de Esgoto Doméstico Para Controle de Poluição e Revegetação Induzida em Área Degradada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v.4, n.2 p.252-256. 2000.

Costa, I. A. S.; Azevedo, S. M. F. O.; Senna, P. A. C.; Bernardo, R. R.; Costa, S. M. & Chellappa, N. T.. Occurrence of Toxin-Producing Cyanobacteria Blooms in a Brazilian Semiarid Reservoir. **Braz. J. Biol**. v.66 n.1B p.211-219. 2006.

Crossetti, L.O. & Bicudo, C.E.M. - Effects of Nutrient Impoverishment on Phytoplankton Biomass: A Mesocosm Experimental Aapproach in a Shallow Eutrophic Reservoir (Garças Pond), São Paulo, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de. Botânica**. v.28 n.1 p.95-108. 2005.

Di Bernardo, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

Dokulil, M.T. & Teubner, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia** v.438 p.1–12. 2000.

Espíndola, E.G.; Matsumura-Tundisi, T. & Moreno, I.D. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa Albuquerque (Pantanal Matogrossense), Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia** v.8 p.13-27. 1996.

Espíndola, E.L.G; Rodgher, S.; Fracácio, R.; Costa, J.B. & Rocha, O. A Abordagem Ecotoxicológica: Um estudo de caso nos reservatórios do Médio e Baixo Rio Tietê, São Paulo, Brasil. In: Matsui, S. (ed). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Gerenciamento de Substâncias Tóxicas em Lagos e Reservatórios**. Volume 4. São Carlos: ILEC. IIE. 177-193p. 2002

Esteves, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Segunda edição. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 602p. 1998.

Esteves, F.A. & Camargo, A.F.M. Sobre o Papel das Macrófitas na Estocagem e Ciclagem de Nutrientes. **Acta Limnol. Brasil.** v.1 p.273-298. 1986

Feitosa, R.M.C. Caracterização da Região do Córrego das Cabaças e Identificação de Macrobentos para o Futuro Controlo Preventivo da Poluição Hídrica. **Monografia** (Especialização). Programa de Pós-Graduação Latus-Sensus em Perícia Ambiental. Centro Ciências Exatas e Tecnológicas. UFMS. 80p. 2002

Fernandes, L.F.; Lagos, P.E.; Wosiack, A.N.; Pacheco, C.V.; Domingues, L. Zenhder-Alves, L.; Coquemala, V. Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos. In: Andreoli, C.V. & Carneiro, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba. Sanepar. Finep. 305-366p. 2005.

Fernandes, L.F. & Lagos, P.E. - Florações de Cianobactérias e Eutrofização no Reservatório do Iraí, Curitiba, PR. I: Sucessão Sazonal do Fitoplâncton. IV Seminário do Projeto Interdisciplinar sobre Eutrofização de Águas de Abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu, Curitiba-PR, 18 e 19 de novembro de 2003. Companhia de Saneamento do Paraná. SANEPAR. **Anais**. 2003

Gastal JR., C.V.S. & Irgang, B.E. Levantamento de macrófitas aquáticas do Vale do Rio Pardo, Rio Grande do Sul. **Iheringia Série Bot.** v.49 p.1-88. 1997.

Global Environment Outlook. **Perspectivas do Meio Ambiente Mundial 2002 GEO-3**. Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente- PNUMA. IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e UMA- Universidade Livre da Mata Atlântica. 2004.

Goodwin, K.L. **Dinâmica das Populações de Cyanobacteria no Reservatório da Pampulha (MG) em duas escalas temporais (sazonal e diurna)**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Instituto de Ciências Biológicas. UFMG. 114p. 1997.

Gonzáles, A.C. **Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba.** Bibliotheca Phycologica. Band 99. Berlin-Stuttigart: Editora J. Cramer. 242p. 1996.

Greco, M.K.B. **Determinação da Produção de *Eichhornia crassispes* (MART.) Solms. na Represa da Pampulha BH/MG, Através dos Métodos Tradicionais e Demográficos**. Dissertação (Mestrado) Instituto de Ciências Biológicas. UFMG 87p. (1996)

Howard-Willians, C. & Junk, W.J. – The chemical composition of central Amazonian aquatic macrophytes whit special reference to their role in the ecosystem. **Arch. Hydrobiol.** 79: 446-464. 1977.

Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura. **Acta Scientiarum**. v.24 n.2 p.519-526. 2002.

Hodgkiss, I..J. & Lu, S. The effects of nutrients and their ratios on phytoplankton abundance in Junk Bay, Hong Kong. **Hydrobiologia** v.512 p.215–229. 2004.

Huszar, V.L.M; Silva, L.H.S.; Marinho, M.; Domingos, P. & Sant'Anna, C.L. Cyanoprokaryote Assemblages in Eight Productive Tropical Brazilian Waters. **Hydrobiologia.** v.424 p.67-77. 2000.

Huszar, V.L.M & Reynolds, C.S. Phytoplankton Periodicity and Sequences of Dominance in an Amazonian Flood-Plain Lake (Lago Batata, Pará, Brazil): Responses to Gradual Environmental Change. **Hydrobiologia** v.346 p.169–181. 1997.

Izaguirre, I. & Vinocur, A. Algal Assemblages from Shallow Lakes of the Salado River Basin (Argentina). **Hydrobiologia** v.289 p.57-64. 1994.

Jogensen, S.E. & Vollenweider, R.A. Problemas de Lagos e Reservatórios. In:. Tundisi, J.G. (Ed). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Princípios para o Gerenciamento de Lagos** Volume 1. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP. 27-28p. 2000.

John, D.M.;Whitton, B.A. & Brook, A.J. **The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae.** Cambridge: University Press. 702p. 2003.

Komarék, J. & Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota. 1Teil: Chroococcales. In: H. Ettl; G. Gärtner; H. Heyning & D. Mollenhauer (eds). **Süβwassersflora von Mitteleuropa**. Volume 19/1 Stutgart: Gustav Fisher. 548p. 1999.

Komarék, J. & Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota. 2Teil: Oscillatoriales. In: B. Bridel; G.L. Gastner & M.S. Krienitsz (eds) **Süβwassersflora von Mitteleuropa**. Volume 19/2. London: Elsevier. 758p. 2005.

Komarék, J & Fott, B. Das Phytoplankton dês Süβwassers: Systematik und Biologie**.** 7Teil: Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. In: H.J.Elster & W.Ohle (eds). **Die Binnengewässer**. Stuttgart, Begründert von August Thienemann. 1044p. 1983.

Kruk, C.; Mazzeo, N.; Lacerot, G. & Reynolds, C.S. Classification Schemes for Phytoplankton: a Local Validation of Functional Approach to the Analysis of Species Temporal Replacement. **Journal of Plankton Research**. v.24 p.901-912. 2002

Lamparelli, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento. **Tese** (Doutorado). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. USP. 238p. 2004

Lima, M.R.; Reissmann, C.B; Taffael, A.D. Fitoremediação com macrófitas aquáticas flutuantes. In: Andreoli, C.V. & Carneiro, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba. Sanepar. Finep. 391-409p. 2005.

Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Bender, E.P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas com o indicadoras da qualidade da água em rios e arroios na região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul. EDUNISC. 127p. 2002

Mato Grosso do Sul. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral (SEPLAN). **Atlas Multireferencial**. Mapas. Convênio do Estado e Fundação IBGE. 28 p. 1990.

Matsui, S. Movimentação das Substâncias Tóxicas por Meio de Bioacumulação. In: Matsui, S. Barrett, B.F.D. & Benerjee, J. (Eds.) **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos – Gerenciamento de Substâncias Tóxicas em Lagos e Reservatórios**. Volume 4. Tradutor Dino Vannuci. Editor em Português José Galizia Tundinse. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP; p.31-48. 2002

Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). Hydrobiologia. v.542 p.367–378. 2005

Minillo, A. (2005) – Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do Médio e Baixo Rio Tietê (SP) e ralação com as características limnológicas do sistema. Escola de Engenharia de São Carlos, USP. **Tese** (Doutorado). 400p.

Ministério do Meio Ambiente (MMM). **Política Nacional de Recursos Hídricos** Lei Federal nº 9433. 08 de janeiro de 1997

Ministério da Saúde (MS). **Padrões de Potabilidade**. Portaria do Ministério da Saúde n.º518, de 25 de março de 2004.

Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Sáude Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. Assessoria de Comunicação e Educação em Saúde – Ascom. Brasília. 2003

Moss, B. Manipulação de Plantas aquáticas. In: Di Bernardi, R. & Giussani, G. (eds.). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Biomanipulação para o Gerenciamento de Lagos e Reservatórios.** Volume 7. São Carlos: ILEC:IIE:. 97-111p. 2001

Moura, A.N.; Bittencourt-Oliveira, M.C; Dantas, E.W. Neto, J.D.T.A. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Bot. Bras**. v.21 n.3 p.641-648. 2007.

Mourthé-Junior, C.A. Modificações estruturais na comunidade de Diatomáceas em um gradiente de poluição hídrica. Trecho Superior da Bacia do Rio das Velhas (Região Metropolitana de Belo Horizonte – MG). **Dissertação** (Mestrado). Departamento de Biologia Geral. UFMG. 99p. 2000.

Nascimento, S.M. & Azevedo, S.M.F.O. Changes in cellular components in a cyanobacterium *(Synechocystis aquatilis f. salina*) subjected to different N:P ratios: an ecophysiological study. Environmental Toxicology, v.14 p.37-44. 1999

Naselli-Flores, L. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. **Hydrobiologia** v.424 p.1–11. 2000

Nieff, J.J. - Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay Riverine systems. **Acta Limnol. Brasil** v 3: p. 77-113. 1990.

Nixdorf, B.; Mischke, U.; & Rücker, J. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an aproach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. **Hydrobiologia** v.502 p.111–121. 2003.

Nygaard, G., (1949) - Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes, II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kongl. Danske Videns. Selskab. Biol. Skrifter 7: p. 1-293.

Odebrecht, C.; Azevedo, S. M.F.O.; Garcia, V.M.T.; Huszar,V.L.M.; Magalhaes, V.F.; Menezes, M.; Proença, L.A.O.; Rörig, L.R.; Tenenbaum, D.R.; Villac, M.C.; & Yunes, J.S. Floraciones de Microalgas Nocivas en Brasil: Estado Del Arte y Proyectos en Curso. Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. **Instituto Español de Oceanografia.** p.219-223. 2002

Olenina, I., Hajdu, S., Edler, L., Andersson, A., Wasmund, N., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Huseby, S., Huttunen, M., Jaanus, A., Kokkonen, P., Ledaine, I. and Niemkiewicz, E. **Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea**. HELCOM Balt.Sea Environ. Proc. No. 106, 144pp. 2006

Oliveira, D.M. Avaliação da Qualidade das Águas Utilizando Índices Ambientais e um Estudo de Metais em Águas, Sedimentos e Macrófitas no Lago do Amor. Centro Ciências Exatas e Tecnológigas. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. UFMS. **Dissertação** (Mestrado). 85p. 2005.

Overbeck, J. Avaliação Quantitativa e Qualitativa do Problema. In: Jorgensen, S.E. & Vollenweider, R.A. (Eds). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Princípios para o Gerenciamento de Lagos**. Volume 1. Tradutor Dino Vannuci. Editor em Português José Galizia Tundinse. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP. p.33-42. 2000

Overbeck, J. Conceitos de Ecossistema. In: Jorgensen, S.E. & Vollenweider, R.A. (Eds). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Princípios para o Gerenciamento de Lagos**. Volume 1.

Tradutor Dino Vannuci. Editor em Português José Galizia Tundinse. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP. p.9-26. 2000

Palmer, C.M. Algae in Water Supplies: An Illustrated Manual on the Identification, Significance and Control of Algae in Water Supplies. Washington: Public Heath Service. Division of Water Suppy and Polution Control. 88p. 1958

Patrick, R. The structures of diatom communities under varying ecological conditions. **Ann. New York Acad. Sci**. v.108 p.353-358. 1963

Pegorini, E.S; Carneiro, C. & Andreoli, C.V. Mananciais de Abastecimento Público. In: Andreoli, C.V. & Carneiro, C. (Eds**) Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba. Sanepar. Finep. 45-81p 2005.

Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – Centro Internacional de Tecnologias Ambientais (PNUMA-CITA). Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: Uma Abordagem Integrada ao Problema da Eutrofização. TUNDINSI, J.G. (Editor da Versão em Português). IETEC Série de Publicações Técnicas Nº11. 2001.

Pompêo, M.L.M. & Moschini-Carlos, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos: Ed. RiMa. 134p. 2003.

Pompêo & Henry , 1998 – Decomposition of *Echinochloa polystachya* (HBK/ Hitchock), macrophyte in Jurumirim Reservoir (são Paulo, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26. 1871-1875.

Pones O.D.M.C. Estudo das Cargas de Nutrientes no Reservatório "Lago do Amor" (Campo Grande–MS). Centro Ciências Exatas e Tecnológicas. Departamento de Hidráulica e Trasporte. UFMS. **Monografia** 13p. 2007

Rawson, D.S. Algal Indicators of Trophic Lake Types. **Limnology and Oceanography**. v.1. n.1. p.18-25. 1956.

Raviers, B. **Biologia e Filogenia das Algas.** Tradução: Iara Maria Fransceschini. Porto Alegre: Editora Artmed. 280p. 2006.

Reynolds, C.S. **The Ecology of Freshwater Phytoplankton**. Cambrige: University Press. 1984.

Reynolds, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia** v369/370 p.11-26. 1998.

Reynolds, C.S Dokulil, M; Padisàk, J. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? **Hydrobiologia** v.424 p.147-152. 2000.

Reynolds, C.S Huszar, V.; Kruk, C; Naselli-flores, L.; Melo, S. Towards a funcional classification of the frashwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research** v24 p.417-429. 2002.

Reynolds, C.S. & Petersen, A.C. – The distribution of planctonic Cyanobacteria in Irish lakes in relation to their trophic states. **Hydrobiologia** v. 424, p. 91-99. 2000

Roche, K.F. Limnologia e avaliação da qualidade da água do Reservatório "Lago Do Amor" (Campo Grande, MS). **Relatório Final**, Convenio 022/00 FUNDECT/UFMS. 2002.

Rodrigues, L.C. Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica de uma Lagoa Marginal do Rio Ivinhema (Lagoa dos Patos, Planície de Inundação do Alto Rio Paraná) em Diferentes Períodos do Ciclo Hidrológico. **Dissertação** (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

Departamento de Biologia Centro de Ciências Biológicas e da Saúde Universidade Estadual de Maringá. 55p. 1998.

Romo, S & Miracle, M.R. Long-term periodicity of *Planktothrix agardhii*, Pseudanabaena galeata and Gleiterinema sp in a shallow hypertrophic lagoon, the Albufera of Valencia (Spain). **Arch. Hydrobiol**. v.126 p.469-486. 1993.

Rücker, J.; Wiedner, C. & Zippel, P. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. **Hydrobiologia v.**342/343 p.107–115. 1997.

Sandgren, C.D. **Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton**. New York: Cambridge University Press. 442p. 1988.

Sant'Anna, C.L. Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. Band 67. **Bibliotheca Phycologica**. Berlin-Stuttigart: Editora J. Cramer. 343p. 1984.

Sant'Anna, C.L. & Azevedo, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia** v.71 p.359-385. 2000.

Simioli, C.M. Determinação de Vazão de Projeto Córrego Bandeira, Seção Avenida Rita Vieira de Andrade. (Monografia). Centro de Ciências Exatas e Tecnologicas. UFMS. 46p. 2006.

Smith, G.M. **Botânica Criptogâmica: Algas e Fungos**. Volume I. Lisboa. Portugal: Fundação Calouste Gulbenkian.. 527p. 1987.

Straškraba, M. & Tudinsi, J.G. Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas: Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas. Volume 9. São Carlos: ILEC; IIE; 280p. 2000

Sun, J. & Liu, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. Journal of Plankton Research v.25 n.11 p.1331–1346. 2003.

Taniguchi, M.G., Bicudo, D.C.; Senna, P.A.C. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifiton em uma lagoa da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu. **Revista Brasileira de Botânica.** v.28 n.1 p.137-147. 2005.

Tell, G. & Conforti, V. Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. **Bibliotheca Phycologica**. Band 75. Berlin-Stuttigart: Editora J. Cramer. 301p. 1986.

Toledo Jr., A.P. de, M. Talarico, S.J. Chinez e E.G. Agudo. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. CETESB, 12o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina. **Anais**. 1983.

Tôrres, I.C. (1999) – Determinação da Influência dos Tributários na Qualidade da Água da Represa da Pampulha.. **Dissertação** (Mestrado). Instituto de Ciências Biológicas da UFMG 151p.

Troli, A.C., F.S. Palhano, J.L. Gonçalves, L.M. Imolene, L.F. Gameiro, M.A.C. Seixas, R. Chio, C.N. Ide & K.F. Roche. Avaliação Comparativa de Índices de Qualidade de Água: Rio Miranda, Córregos Bandeira e Cabaça. I Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste, Brasília. **Anais** ABRH. 2000.

Tucci, A. & Sant'Anna, C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): Variação Semanal e Relações com Fatores Ambientais em um Reservatório Eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasil. Bot**. v.26 n.1 p.97-112. 2003.

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. & Espíndola, E.L.G. Represa do Lobo: 30 Anos de Pesquisa, Gerenciamento e Participação da Comunidade. In: Jorgensen, S.E. & Vollenweinder

(Eds.) **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Princípios para o Gerenciamento de Lagos.** Volume 1. São Carlos: ILEC, IIE, UNEP. 171-174p. 2000.

United States Environmental Protection Agency (EPA). **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document.** Washington, DC. EPA. 841-B-98-007. 1998.

Vieira, J.M.S.; Azevedo, M.T.P.; Azevedo, S.M.F.O.; Honda, R.Y. & Corrêa, B. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. **Toxicon** v.45 p.901–909. 2005.

Von Sperling, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto**. Volume I, 2ª edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 243p. 1996.

Xavier, C. F.; Dias, L.N.; Brunkow, R.F. Eutrofização. In: Andreoli, C.V. e Carneiro, C. (eds.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR/FINEP. 271-299p. 2005

Wallsten, M. Situation of twenty-five Swedish lakes now and 40 years ago. **Verh International. Verein. Limnol**. v.20 p.814-817. 1978.

Watson, S. & Kalff, J. Relationships between nannoplankton and lake trophic status. **Can. J. Fish. Aq. Sci**. v.38 p.960-967. 1981

Wosiack, A.N. Dinâmica da comunidade de Cianobactérias da Praia Artificial de Entre Rios do Oeste, Reservatório de Itaipu, PR. Programa de Pós-Graduação em Botânica. Departamento de Botânica. Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. **Dissertação** (Mestrado). 75p. 2005.

ANEXOS

Anexo 01: Tabela com a escala de Belfort (Norma Brasileira NBR-6123)

Grau	**Descrição**	**Velocidade (Km/h)**
0	calmaria	0 - 2
1	vento calmo	2 - 6
2	brisa amena	7 - 11
3	brisa leve	12 - 19
4	brisa moderada	20 - 29
5	brisa forte	30 - 39
6	vento forte	40 - 50
7	vento muito forte	51 - 61
8	vento fortíssimo	62 - 74
9	temporal	75 - 87
10	temporal forte	88 - 101
11	temporal muito forte	102 - 117
12	tornado furacão	> 118
1m/s = 3,6Km/h ou 1Km/h = 0,278m/s		

Anexo 02: Tabela de abundância em ind/ml e presença das espécies nas datas de amostragem. * - indica a ocorrência da espécie.

Número de espécies	Taxon	11.07.05	08.08.05	05.09.05	03.10.05	11.11.05	19.12.05	09.01.06	13.02.06	13.03.06	03.04.06	03.05.06	10.07.06	09.08.06	14.09.06	20.10.06	14.12.06
	Euglenophyceae																
1	*Euglena limnophila*					24	16		1						*		14
2	*Euglena* sp.1		204	39	11	4	140	70	27	5	6	*			9	*	56
3	*Euglena* sp.2		3	4			47										
4	*Euglena* sp.3			4													
5	*Euglena* sp.4				6	*			7								
6	*Euglena* sp.5				6												
7	*Euglena* sp.6				6												
8	*Euglena* sp.7						21	28									
9	*Euglena* sp.8						62	56									
10	*Euglena* sp.9							*									
11	*Euglena* sp.10					*			*			*					
12	*Euglena* sp.11									*		7					
13	*Euglena* sp.12									*							
14	*Lepocinclis acus*		5	25	62	8	5		*	1	*	*					
15	*Lepocinclis ovum*	9	183	89	68	4	52	9	20	14							
16	*Lepocinclis oxiuris*						5		*	5		1			*		
17	*Phacus longicauda*		*				*					*					
18	*Phacus longicauda* var. *torta*			4					*	*							
19	*Phacus tortus*					4	5		*						*		
20	*Phacus* cf. *onix*			7													
21	*Phacus orbicularis*		19	4			*		*			*			*		
22	*Phacus* sp.1		*	*													
23	*Phacus* sp.2				51												*
24	*Phacus* sp.3				6												
25	*Phacus* sp.4				*	*	5										
26	*Phacus* sp.5					16											
27	*Phacus* sp.6					1											
28	*Phacus* sp.7					*									*		
29	*Phacus* sp.8						10	*									*
30	*Phacus* sp.9						*										
31	*Phacus* sp.10		*														
32	*Strombomonas* sp.1				*												
33	*Strombomonas* sp.2					1											
34	*Strombomonas* sp.3						31	5									
35	*Strombomonas* sp.4						*										
36	*Strombomonas* sp.5						*										
37	*Strombomonas* sp.6							5									
38	*Strombomonas* sp.7						*										
39	*Strombomonas* sp.8									*		*					
40	*Trachelomonas armata*	*			1	*											
41	*Trachelomonas curta*		35			31	16	*	*		*	7			*	64	*
42	*Trachelomonas hispida*		3	7	*			5		5	*				*		

Número de espécies	Taxon	11.07.05	08.08.05	05.09.05	03.10.05	11.11.05	19.12.05	09.01.06	13.02.06	13.03.06	03.04.06	03.05.06	10.07.06	09.08.06	14.09.06	20.10.06	14.12.06
43	*Trachelomonas hispida* var *cronulatocollis*			*													
44	*Trachelomonas oblonga*			7			41	*		*		7	*				28
45	*Trachelomonas pseudobulla*			4													
46	*Trachelomonas similis*					4	16	*									14
47	*Trachelomonas sculpta*											7					
48	*Trachelomonas superba*					*											
49	*Trachelomonas volvocina*			89	6	47	86	61	47	24	6	*	30		9	55	14
50	*Trachelomonas volvocinopsis*		5	7	40		16	33	7	*	*	7			*		42
51	*Trachelomonas volvocinopsis* var. *puncata*		5						*								
52	*Trachelomonas* sp.1		5														
53	*Trachelomonas* sp.2			32	*												
54	*Trachelomonas* sp.3			*													*
55	*Trachelomonas* sp.4								7								
56	*Trachelomonas* sp.5				6												
57	*Trachelomonas* sp.6				*	*	*										
58	*Trachelomonas* sp.7					1	*										
59	*Trachelomonas* sp.8					*											
60	*Trachelomonas* sp.9					*											
61	*Trachelomonas* sp.10						*										
62	*Trachelomonas* sp.11					35	67	*	81	10	*				9		*
63	*Trachelomonas* sp.12						*	19									*
64	*Trachelomonas* sp.13							37	7	*	*	*			*		
65	*Trachelomonas* sp.14								*								
66	*Trachelomonas* sp.15								7								
67	*Trachelomonas* sp.16									*							
68	*Trachelomonas* sp.17									*							
69	*Trachelomonas* sp.18																14
70	*Trachelomonas* sp.19																28
71	*Trachelomonas* sp.20															28	*
72	*Trachelomonas* sp.21								*								
	total	**9**	**467**	**322**	**269**	**180**	**641**	**328**	**211**	**64**	**12**	**36**	**30**	**0**	**27**	**147**	**210**
							Cyanobacteria										
1	*Aphanizomenon* sp.															28	
2	*Aphanocapsa* sp.1															83	28
3	*Aphanocapsa* sp.2																210
4	*Aphanocapsa* sp.3																42
5	*Geitlerinema amphibium*	1															7169
6	*Johannesbaptistia* sp.											7	*				
7	*Merismopaedia tenuissima*							28									323
8	Microcystis sp.														3	18	
9	*Planktothrix agardhii*			4									9160	18527	12	6297	126
10	*Planktolimbya* sp.						5										
11	*Pseudoanabaena* sp.	18					21										28
12	*Pseudoanabaenaceae* sp.															9	112

Número de espécies	Taxon	11.07.05	08.08.05	05.09.05	03.10.05	11.11.05	19.12.05	09.01.06	13.02.06	13.03.06	03.04.06	03.05.06	10.07.06	09.08.06	14.09.06	20.10.06	14.12.06
13	*Radiocystis*															83	
14	*Romeria gracilis*	105		4		4										276	
15	*Romeria leopolinenses*	135							13							83	84
16	*Snowella* sp.					110	383	864									*
17	*Synecocystis* sp.		3				114	121	67				30	139		452	
18	*Ocilatoriales* sp.1	3															
19	Chroococcales sp.1	823	5	694	57	35											
20	Cianobactéria unicelular											4498					
	Cianobactéria coloniais não identificada							243			*	13			69	74	
	Células isoladas de Chroococcales														8772		3129
	total	**1085**	**8**	**702**	**57**	**149**	**523**	**1256**	**80**	**0**	**0**	**4518**	**9190**	**18666**	**8856**	**7403**	**11251**
							Chlorophyceae										
1	*Actinastrum hantzschii*					35	636	103	54	24			*		*		
2	*Ankistrodesmus gracilis*						5	9									1
3	*Ankistrodesmus* cf *fusiformis*						*										
4	*Closteriopsis* sp.1		*	*											*		
5	*Closteriopsis* sp.2								7	10	10	7	*		16		744
6	*Chlorococcum* sp.								27	311	17	1101					1150
7	*Coenochloris* sp.						10			19		127					14
8	*Coenochloris planconvexa*											7					
9	*Coenocystis* sp											7					
10	*Coelastrum microporum*						5		*	24		13			3		28
11	*Coelastrum* cf *indicum*										*						
12	*Crucigenia* sp.						21	14									14
13	*Crucigeniella* sp.									5					3		
14	*Desmodesmus* cf *communis*											7			*		*
15	*Desmodesmus* cf *spinosus*						*										
16	*Desmodesmus intermedius* var. *acutispinus*						5	9		5							
17	*Desmodesmus intermedius*							19									
18	*Dictyosphaerium pulchellum*						5	75		115							42
19	*Eutetramorus fotti*						5	9	13	57		133			3		14
20	*Eutetramorus tetrasporus*						*		20	110							
21	*Golenkinia radiata*						10	28		5							28
22	*Kirchineriella* spp.											*			*		*
23	*Monoraphidium arcuatum*						36									28	
24	*Monoraphidium contortum*					12	165	79	34	5		13	15		*	28	42
25	*Monoraphidium convolutum*						21	9								*	463
26	*Monoraphidium griffithii*							9				7					
27	*Monoraphidium irregulari*						*	33		5						9	196
28	*Monoraphidium minutum*						10										
29	*Monoraphidium tortile*	21				*	47	28	128	196		7	37		50		
30	*Monoraphidium* sp.									24							
31	*Micractinium bornhimiense*								34	359		20					
32	*Micractinium pusillum*						341	107		48							*

Número de espécies	Taxon	11.07.05	08.08.05	05.09.05	03.10.05	11.11.05	19.12.05	09.01.06	13.02.06	13.03.06	03.04.06	03.05.06	10.07.06	09.08.06	14.09.06	20.10.06	14.12.06
33	*Pachycladella* sp.									10	2	7			3		
34	*Pediastrum simplex*											*					1
35	*Pediastrum duplex*									*							
36	*Oocystis* spp.								*	*	*	7					
37	*Scenedesmus acuminatus*							*		*							
38	*Scenedesmus ecornis*						21	224	13	19							
39	*Scenedesmus* cf *arthrodesmiformis*						*										
40	*Scenedesmus* cf *disciformis*																*
41	*Schroederia setigera*						16	23				20	*		3		
42	*Schroederia antillarum*						16			206							
43	*Volvox* sp.										*						
44	Volvocales sp.1									*		*				*	
45	Volvocales sp.2														*		
46	Chlorococcales sp.1 (Chlorobanana)									5		247	15		*		
	Chlorococcales não identificada		3			4	88	159	74	34		40			6		28
	total	**21**	**3**	**0**	**0**	**51**	**1463**	**937**	**404**	**1596**	**29**	**1770**	**67**	**0**	**87**	**65**	**2765**
	Zygnemaphyceae																
1	*Closterium* sp.1			4		*		5							3		
2	*Closterium* sp.2							*			6	*	1				56
3	*Closterium* sp.3																28
4	*Spondyloslum* sp.							14									
5	*Staurodesmus* sp.									*							
6	*Mougetia* sp.											7					70
7	*Staurastrum* sp.																1
8	Zygnematales sp.1														3		
	total	**0**	**0**	**4**	**0**	**0**	**0**	**19**	**0**	**0**	**6**	**7**	**1**	**0**	**6**	**0**	**155**
	Bacillariophyceae																
1	*Ciclotela* spp.											1	15	1	4		
2	*Aulacoseira agustissima*															1	
3	*Aulacoseira ambigua*											7	*		50	9	14
4	*Aulacoseira granulata*										4		15		315	37	140
5	*Aulacoseira* sp.															1	
6	*Fragilaria crotonensis*						*										13665
	Pennales spp.	1										8	17	1	2		1
	total	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**4**	**16**	**47**	**2**	**371**	**48**	**13820**
	Xanthophyceae																
1	*Tetraplectron torsum*									1	2	13			3		*
2	*Centritractus* cf *belenosphrus*														3		
	total	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**2**	**13**	**0**	**0**	**6**	**0**	**0**
	Chrysophyceae																
1	*Dinobryon* sp.					1			1								
2	Chrysophyceae sp.		3		1							*					
	total	**0**	**3**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
	Cryptophyceae																

Número de espécies	Taxon	11.07.05	08.08.05	05.09.05	03.10.05	11.11.05	19.12.05	09.01.06	13.02.06	13.03.06	03.04.06	03.05.06	10.07.06	09.08.06	14.09.06	20.10.06	14.12.06
1	*Chlamydomonas* sp.											*				9	42
2	*Criptomonas* spp.															203	421
3	*Chroomonas* sp.																168
4	*Mallomonas* sp.																*
	total	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**212**	**631**