

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

**KARINE TOSO RUBIM**

**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E VARIÁVEIS  
LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO RIO BONITO – RIO  
SANTA MARIA DA VITÓRIA (SANTA MARIA DE JETIBÁ – ES)**

VITÓRIA  
2006

KARINE TOSO RUBIM

**COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E VARIÁVEIS  
LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO RIO BONITO – RIO  
SANTA MARIA DA VITÓRIA (SANTA MARIA DE JETIBÁ – ES)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração: Comportamento Ecofisiológico de Vegetais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Valéria de Oliveira Fernandes

Co-Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo

VITÓRIA  
2006

Dedico este trabalho aos meus pais, Máspoli Monteiro Rubim e Adiléa da Penha Toso Rubim que são o meu alicerce de vida e que me presentearam com um bem muito valioso: o meu estudo. Dedico ao meu filho Matheus T. R. D. Passos e ao meu marido Flavio Duarte Passos, razões da minha vida.

## AGRADECIMENTOS

---

---

A Deus por ter trilhado o meu caminho pelo mundo da ciência e através deste ter encontrado pessoas excepcionais que me proporcionaram a realização deste sonho. Agradeço também a Ele por me dar forças para não desistir deste grande passo na minha vida.

À Profa. Dra. Valéria de Oliveira Fernandes, pela valiosa orientação, incentivo e apoio, mesmo antes de meu ingresso na pós-graduação, e acima de tudo, pela amizade e exemplo de profissionalismo e competência. Um anjo!

À Profa. Dra. Sandra M.F.O. Azevedo, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, pela co-orientação e amizade, e a minha eterna admiração e gratidão por ter me concedido a oportunidade de ingressar no mundo científico e me ensinado brilhantemente os primeiros passos deste universo do conhecimento.

Aos membros da banca examinadora: Profa. Dra. Valéria de Oliveira Fernandes, Profa. Dra. Sandra M. F. O. Azevedo, Prof. Dr. Camilo Dias Júnior, pelas valiosas sugestões e críticas que enriqueceram este trabalho.

À Profa. Dra. Valéria Freitas de Magalhães pela amizade, paciência e contribuição fundamental na realização das análises cromatográficas (HPLC) no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da UFRJ.

À CESAN, Companhia Espírito Santense de Saneamento, pelo fornecimento dos dados físico-químicos para realização deste estudo.

Em especial ao meu chefe Antonio Elias Simões, da Divisão de Controle da Qualidade da CESAN, pelo incentivo e apoio em todos os momentos da realização desta pesquisa.

Aos amigos Cinara e Aldemar que não mediram esforços para ajudar-me na realização dos trabalhos de campo e também nas análises laboratoriais.

A toda equipe da M-GGQ por preencherem de alegria o meu dia a dia no laboratório e por proporcionarem uma agradável convivência. Em especial, à Geise, à Elza, à Nadja, ao Kalmerson, ao Toninho, por me ampararem em todos momentos que precisei.

Aos amigos do Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais (LATEAC) pelo carinho e auxílio indispensável na identificação da comunidade fitoplanctônica e calibração de equipamentos de campo: Danilo, Fabíola, Larissa, Bruna, Thaís, Geovane, João Paulo e André.

Aos amigos do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias do Instituto de Biofísica da UFRJ pelo conhecimento, auxílio, carinho e descontração nos momentos que estivemos juntos: Elis, Raquel, Andréia, Simone, Ana Cláudia, João, Aloísio, Marcelo, Isabel, Alessandra, Ronaldo, Jobson, Pedro, Ricardo, Rodrigo e Levi.

À Mônica (Meio Ambiente) que forneceu os mapas com a demarcação dos pontos amostrais.

À Escelsa, Espírito Santo Centrais Elétricas S.A., em especial ao Sr. Geraldo Mellotti, pelo fornecimento dos dados meteorológicos.

Ao Renato Molica, Sílvia e Patrícia Domingos por terem proporcionado no passado um imenso aprendizado no estudo da ecofisiologia e toxicologia das cianobactérias.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal e Setor de Botânica do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo pelo aprendizado durante todas as disciplinas e pela infra-estrutura oferecida para o desenvolvimento dos trabalhos de laboratório.

Aos amigos Eduardo Kale e Patrícia Senos Lucas por serem pessoas tão queridas e que me incentivaram incessantemente na busca da realização deste sonho.

Às minhas amigas Fabíola V. e Jacqueline por me confortarem nos momentos de angústia, stress e participarem de muitas alegrias; e ao amigo Michel por seu auxílio nos trabalhos de campo e momentos de descontração.

Ao Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso do Departamento de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, por permitir a utilização do Laboratório da Ecologia para realização de análises de clorofila *a*.

À Sra. Penha e sua família por autorizarem a utilização dos barcos para realização das coletas na represa.

Ao Sr. Ronaldo e Sra. Edina por me ampararem em todos os momentos que precisei e, principalmente, por cuidarem com muito amor do meu maior tesouro, o meu filhinho Matheus, para que eu pudesse me dedicar a este estudo.

Aos meus familiares pelos mimos, carinhos e apoio em todos os momentos da minha vida, em especial aos meus avós maternos Olga e Florindo; avós paternos Heda e Zoraidson (*in memoriam*), e minhas tias Sônia e Rogéria.

Aos meus irmãos Julio César e Fabrício, pelo afeto, companheirismo e pelo convívio harmonioso que sempre tivemos.

Ao meu marido Flávio, pelo amor, carinho e muita paciência nas horas mais difíceis desta jornada, dando-me muita força para superar as dificuldades encontradas.

Aos meus pais, Máspoli e Adiléa, pelo amor incondicional, pelos ensinamentos, carinho e incentivo em todas as etapas da minha vida. São o meu exemplo de bondade, dignidade e honestidade e sem os quais eu não teria chegado a qualquer lugar e conquistado inúmeras vitórias. Meu alicerce!

Ao presente mais precioso que Deus me concedeu, o meu filhinho Matheus, pelo amor, inocência, alegrias, descobertas, aprendizado, ... que trouxe para a minha vida. A minha inspiração!

Obrigada!

Água que nasce na fonte serena do mundo  
E que abre um profundo grotão  
Água que faz inocente riacho e deságua  
Na corrente do ribeirão

Águas escuras dos rios  
Que levam a fertilidade ao sertão  
Águas que banham aldeias  
E matam a sede da população

Águas que caem das pedras  
No véu das cascatas, ronco de trovão  
E depois dormem tranqüilas  
No leito dos lagos, no leito dos lagos

Águas dos igarapés, onde Iara "mãe d'água"  
É misteriosa canção  
Água que o sol evapora, pro céu vai embora  
Virar nuvens de algodão

Gotas de água da chuva  
Alegre arco-íris sobre a plantação  
Gotas de água da chuva  
Tão tristes são lágrimas na inundação

Águas que movem moinhos  
São as mesmas águas que encharcam o chão  
E sempre voltam humildes  
Pro fundo da terra, pro fundo da terra

Terra, planeta água

(Guilherme Arantes)

## RESUMO

---

A presente pesquisa foi realizada no reservatório Rio Bonito – rio Santa Maria da Vitória, localizado a 60 Km de Vitória, no município de Santa Maria de Jetibá – ES (Brasil). Este reservatório possui área de 2,2Km<sup>2</sup>, comprimento máximo de 14 Km, volume máximo de 26.350.10<sup>3</sup> m<sup>3</sup> e tem como finalidade principal a geração de energia elétrica. Este estudo teve como objetivo avaliar a variabilidade espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica no reservatório Rio Bonito e relacioná-la aos fatores ambientais. As amostragens foram realizadas em duas estações (E1 e E2) da zona lacustre do reservatório, em três diferentes profundidades (sub-superfície, zona eufótica e zona afótica), com periodicidade trimestral, nos meses de julho/2004 a abril/2005. Foram analisadas variáveis climatológicas da região, temperatura do ar e da água, pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, transparência, turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, ortofosfato, clorofila *a*, feofitina, densidade total e das classes fitoplanctônicas, diversidade específica e equitabilidade, riqueza dos táxons, espécies abundantes, dominantes e análise qualitativa e quantitativa das toxinas produzidas por cianobactérias (microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxina) em amostras do seston. Quanto à composição qualitativa da comunidade fitoplanctônica foram registrados 106 táxons, sendo a Classe Chlorophyceae a mais representativa em termos de riqueza de táxons, nas duas estações de amostragem. Verificou-se uma elevada variação da densidade numérica total da comunidade fitoplanctônica, oscilando de 7.022 células/mL (E1 - Z.A. - janeiro/05) a 905.674 células/mL (E1 - Sub-superfície - julho/04). Em termos de densidade houve domínio quantitativo da Classe Cyanophyceae, em um percentual que variou de 83,8% a 99,9%, tendo como espécie dominante nos três períodos amostrais iniciais a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e no último período *Synechocystis* sp. Foram encontradas 7 espécies abundantes, dentre elas estão: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis* sp, *Synechococcus* sp, *Monoraphidiopsis* sp, *Oscillatoria jatorvensis*, *Pseudoanabaena* sp - da Classe Cyanophyceae e *Ankistrodesmus* sp da Classe Chlorophyceae. Registrou-se baixos valores de diversidade específica e equitabilidade devido à dominância de duas espécies no período estudado. As maiores concentrações de clorofila *a* foram registradas na sub-superfície e zona eufótica, coincidindo com as profundidades de maior densidade total do fitoplanctônica. Os dados pluviométricos conferiram duas



épocas distintas, uma de menor taxa de precipitação (julho a outubro/04) e outra de maior taxa de precipitação verificada de novembro a maio/05, com chuvas atípicas em maio. Os maiores valores médios de densidade numérica total foram registrados no mês de julho/04, e os menores valores encontrados no mês de abril/05, mês que sucedeu a elevada taxa de precipitação. De acordo com a análise de componentes principais, a variação vertical da densidade numérica total da comunidade fitoplanctônica foi diretamente e principalmente associada com os valores de pH, oxigênio dissolvido, especialmente a Classe Cyanophyceae e relacionadas negativamente com a profundidade de coleta, as concentrações de nitrato e diversidade. Nenhuma das toxinas testadas (microcistinas, cilindrospermopsinas e saxitoxinas) foi detectada nas amostras de seston. Apesar do reservatório Rio Bonito não ter sido construído com o propósito de abastecimento público de água, o rio Santa Maria da Vitória é utilizado para este fim na região da Grande Vitória. Este reservatório é um perigo iminente, pois a floração de cianobactérias presente neste ecossistema pode ser considerada um inóculo destes microrganismos para as águas à jusante do reservatório, que conseqüentemente irá repercutir problemas às estações de tratamento de água e a saúde pública, caso estejam presentes cepas produtoras de cianotoxinas. Diante destes fatos torna-se fundamental o monitoramento freqüente de cianobactérias e cianotoxinas neste manancial.

Palavras-chave: Comunidade fitoplanctônica. Reservatório. Variáveis limnológicas. Rio Santa Maria da Vitória (ES).

## ABSTRACT

---

This search was realized in the Rio Bonito reservoir - Santa Maria da Vitória river, situated 60 km far from Vitória, in the city of Santa Maria de a Jetibá – ES (Brazil). This reservoir has area of the 2,2km<sup>2</sup>, maximum length of 14 km, maximum volume of 26.350.10<sup>3</sup> m<sup>3</sup> and takes the generation of electric energy as a principal finality. The main study's objective was to verify both spatial and temporal changes on phytoplanktonic community of the Rio Bonito reservoir and to relate with abiotic variables. The samplings were carried out in two stations (E1 and E2) of reservoir's lacustrine area, in three different deeps (sub-surface, eufotic zone, and afotic zone), with trimonthly periodicity, on July/2004 to April/2005. Were analysed: climatological variables, air and water temperature, pH, total alkalinity, dissolved oxygen, transparency, turbidity, ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate, orthophosphate, chlorophyll *a*, fcofitin, total density and of phytoplankton Class, specific diversity and equitability, taxon's wealths, abundant and dominant species, qualitative and quantitative analysis of the toxins produced by cyanobacteria (microcystin, cylindrospermopsin and saxitoxin) in seston's samples. How about the qualitative composition of phytoplankton community 106 taxon's were registered, the Chlorophyceae Class was the most representative about taxon's wealth, on both stations of sampling. There happened an elevated variation of the total numerical density of phytoplankton community, oscillating of 7.022 cells/mL (E1- afotic zone - January/05) to 905.674 cells/mL (E1 - sub-surface - July/04). How about the density there was a quantitative domain of Cyanophyceae Class, in a percentage that varied from 83,8% to 99,9%, the dominant specie on the three initial sampling periods was *Cylindrospermopsis raciborskii* and on the last period *Synechocystis* sp. Seven abundant species were found, wich are: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis* sp, *Synechococcus* sp, *Monoraphidiopsis* sp, *Oscillatoria jatorvensis*, *Pseudoanabaena* sp - of the Cyanophyceae Class e *Ankistrodesmus* sp of the Chlorophyceae Class. Low values of specific diversity and equitability were registered because of the domination of two species on the studied period. The biggest concentrations of chlorophyll *a* were registered in the sub-surface and eufotic zone, coinciding with the depths with larger total density of phytoplankton. The rainfall informations conferred two distinct periods, one with lower tax of precipitation (July to October/04) and the other with a bigger tax of

precipitation verified from november to may /05, with atypical rains on may. The highests mediums of total numerical density were registered on july/04, and the lowers values were found on april/05, month that succeeded the high tax of precipitation. The analysis of main components showed that positive correlation between total numerical density of phytoplankton, especially Cyanophyceae Class, pH, dissolved oxygen, chlorophyll *a* in contraposition to depth collection, the concentrations of nitrate and to diversity. None of the tested toxins (microcystin, cylindrospermopsin and saxitoxin) was detected in the samples of seston. Although the Rio Bonito reservoir has not been constructed with the purpose of public water supply, the river Santa Maria da Vitória is used to this finality in Grande Vitória's region. This reservoir is an imminent danger, so the cyanobacteria blooming present in this ecosystem can be considered of inoculation to these microorganisms for the waters downstream from the reservoir, wich will reflect problems to water treatment stations and the public health, if present cyanobacterial strains producing cianotoxins. Before of these facts become essential the constant monitorament of cyanobacteria and cyanotoxins at this ecosystem.

Key-words: Phytoplanktonic community. Reservoir. Abiotic variables. Santa Maria da Vitória river (ES)

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ação da microcistina nos hepatócitos e capilares sinusoidais .....	23
Figura 2 – Mecanismo de ação das saxitoxinas no Sistema Nervoso Central .....	24
Figura 3 – Mecanismo de ação das neurotoxinas, anatoxina-a e anatoxina-a(s), no evento estimulação da contração muscular .....	25
Figura 4 – Cultura de café no município de Santa Maria de Jetibá .....	34
Figura 5 – Vista parcial do rio Santa Maria da Vitória – Colina Verde/ES .....	35
Figura 6 – Localização do Estado do Espírito Santo e do município de Santa Maria de Jetibá onde está localizado o reservatório Rio Bonito .....	36
Figura 7 – Localização das estações amostrais (E1 e E2) no reservatório Rio Bonito .....	38
Figura 8 – Reservatório Rio Bonito com vista parcial das estações de amostragem (E1 e E2) .....	39
Figura 9 – Barragem da Represa Rio Bonito .....	39
Figura 10 – Variação temporal da pluviosidade (total mensal em mm) na área de estudo durante o período de maio/04 a maio/05. (Fonte: ESCELSA – Estação Meteorológica localizada à montante do reservatório Rio Bonito).....	48
Figura 11 – Variação temporal da transparência (Secchi - m), da profundidade máxima (m), zona eufótica (m) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	51
Figura 12 – Variação temporal da turbidez (NTU) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	52
Figura 13 – Variação temporal da temperatura da água (°C) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito...	53
Figura 14 – Variação temporal da concentração do oxigênio dissolvido (mgO <sub>2</sub> /L) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	54
Figura 15 – Variação temporal de pH nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	56
Figura 16 – Variação temporal da alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito...	57
Figura 17 – Variação temporal dos valores de nitrogênio amoniacal (mg NH <sub>3</sub> –N/L) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	59
Figura 18 – Variação temporal dos valores de nitrato (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N/L) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	60
Figura 19 – Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons em relação ao número total (%), identificados em todas as amostras coletadas nos meses de julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05 no reservatório Rio Bonito .....	65
Figura 20 – Variação temporal da densidade numérica total do fitoplâncton (células/mL) encontrada nas amostras coletadas na estação E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito .....	67

Figura 21 – Variação temporal da densidade numérica total do fitoplâncton (células/mL) encontrada nas amostras coletadas na estação E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito .....	67
Figura 22 – Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) no reservatório Rio Bonito em julho/04 .....	70
Figura 23 – Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) no reservatório Rio Bonito em outubro/04 .....	70
Figura 24 – Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) no reservatório Rio Bonito em janeiro/05 .....	71
Figura 25 – Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) no reservatório Rio Bonito em abril/05 .....	71
Figura 26 – Contribuição quantitativa das espécies <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e <i>Synechocystis</i> sp1 em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em julho/04.....	72
Figura 27 – Contribuição quantitativa das espécies <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e <i>Synechocystis</i> sp1 em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em outubro/04.....	72
Figura 28 – Contribuição quantitativa das espécies <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e <i>Synechocystis</i> sp1 em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em janeiro/05.....	73
Figura 29 – Contribuição quantitativa das espécies <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e <i>Synechocystis</i> sp1 em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em abril/05.....	73
Figura 30 – Variação temporal da concentração de clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) encontrada nas amostras coletadas na estação E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito .....	76
Figura 31 – Variação temporal da concentração de clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) encontrada nas amostras coletadas na estação E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito .....	76
Figura 32 – Variação temporal da concentração de feofitina ( $\mu\text{g/L}$ ) encontrada nas amostras coletadas na estação E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito .....	77
Figura 33 – Variação temporal da concentração de feofitina ( $\mu\text{g/L}$ ) encontrada nas amostras coletadas na estação E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito .....	77
Figura 34 – Análise fatorial em componentes principais aplicada sobre as variáveis bióticas e abióticas das estações amostradas no reservatório Rio Bonito, nos meses de julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05 .....	81

## LISTA DE TABELAS

---

Tabela 1 – Características gerais das toxinas produzidas por cianobactérias e os gêneros em que foram encontradas.....	21
Tabela 2 – Características técnicas da UHE Rio Bonito .....	37
Tabela 3 – Métodos utilizados para as análises de nutrientes, turbidez e alcalinidade .....	40
Tabela 4 – Temperatura do ar registrada durante os meses amostrados .....	47
Tabela 5 – Valores médios de turbidez (NTU) encontrados nas diferentes profundidades de coleta das estações 1 e 2 .....	49
Tabela 6 – Valores de concentração de nitrito (mg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N/L) encontrados nas diferentes profundidades de coleta das estações 1 e 2 .....	58
Tabela 7 – Lista dos táxons de algas registradas nas estações de amostragem considerando-se todas as profundidades, meses de coleta e análises quali e quantitativa .....	62
Tabela 8 – Variação temporal da diversidade específica (bits/células) nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	74
Tabela 9 – Variação temporal da equitabilidade nas estações E1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup., Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.....	75
Tabela 10 – Correlação das variáveis bióticas e abióticas com os componentes principais 1, 2 e 3 .....	80
Tabela 11 – Desempenho do tratamento da água para remoção de microcistinas ..	109

## SUMÁRIO

---

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	17
1.1. RESERVATÓRIOS: CONCEITOS, CAUSAS E CONSEQÜÊNCIAS .....	17
1.2. CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS .....	19
1.3. EVIDÊNCIAS DE INTOXICAÇÕES PROVOCADAS POR CIANOTOXINAS .....	25
1.4. LEGISLAÇÃO BRASILEIRA: LIMITES MÁXIMOS ACEITÁVEIS DE CIANOTOXINAS EM ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO .....	27
1.5. ESTUDOS SOBRE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS .....	29
1.6. O PANORAMA DE PESQUISAS NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO .....	30
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	32
2.1. OBJETIVO GERAL .....	32
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	32
<b>3. ÁREA DE ESTUDO</b> .....	33
3.1. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA .....	33
3.2. RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA – RESERVATÓRIO RIO BONITO .....	35
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	38
4.1. PLANO DE AMOSTRAGEM .....	38
4.2. DADOS CLIMATOLÓGICOS .....	39
4.3. VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS .....	39
4.4. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS .....	40
4.4.1. <b>Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica</b> .....	40
4.4.2. <b>Análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica</b> .....	41
4.4.3. <b>Clorofila a e feofitina</b> .....	41
4.4.4. <b>Diversidade específica</b> .....	42
4.4.5. <b>Índice de equitabilidade</b> .....	42
4.4.6. <b>Espécies abundantes e dominantes</b> .....	42
4.4.7. <b>Análises de cianotoxinas</b> .....	43
4.4.7.1. <b>Amostras de seston</b> .....	43
4.4.7.2. <b>Análise de microcistinas</b> .....	43

4.4.7.3. <b>Análise de cilindrospermopsina e saxitoxina</b> .....	44
4.5. <b>ANÁLISE ESTATÍSTICA</b> .....	46
<b>5. RESULTADOS</b> .....	47
5.1. <b>DADOS CLIMATOLÓGICOS</b> .....	47
5.2. <b>VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS</b> .....	48
5.3. <b>VARIÁVEIS BIOLÓGICAS</b> .....	61
5.3.1. <b>Composição qualitativa da comunidade fitoplanctônica</b> .....	61
5.3.2. <b>Análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica</b> .....	66
5.3.3. <b>Clorofila a e feofitina</b> .....	75
5.3.4. <b>Análise de cianotoxinas no seston</b> .....	78
5.4. <b>ANÁLISE ESTATÍSTICA</b> .....	79
<b>6. DISCUSSÃO</b> .....	82
6.1. <b>CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA</b> .....	82
6.2. <b>COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA</b> .....	92
6.3. <b>CIANO BACTÉRIAS E CIANOTOXINAS</b> .....	99
6.4. <b>ANÁLISE ESTATÍSTICA</b> .....	100
<b>7. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	102
7.1. <b>ALTERNATIVA DE CONTROLE DE FLORAÇÕES DE CIANO BACTÉRIAS PARA O RESERVATÓRIO RIO BONITO</b> .....	103
7.1.1 <b>Medidas preventivas</b> .....	103
7.1.2. <b>Medidas corretivas – Remoção nos processos de tratamento de água</b> .....	105
<b>8. CONCLUSÕES</b> .....	111
<b>9. RECOMENDAÇÕES</b> .....	114
<b>10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	115



# 1. INTRODUÇÃO

---

---

## 1.1. Reservatórios: conceitos, causas e conseqüências

Reservatórios constituem ecossistemas intermediários entre rios (lóticos) e lagos (lênticos), e no seu estudo devem ser consideradas as funções de força que lhes são próprias e que controlam seus processos ecológicos, pois além de estarem sujeitos à ação de forças climatológicas como precipitação, vento e radiação solar, também apresentam mecanismos específicos de circulação horizontal e vertical gerados pelo sistema de operação na barragem, e que os tornam diferentes dos outros ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983).

Estes ecossistemas artificiais são criados com perspectivas de usos múltiplos, como: produção de energia - hidreletricidade, reserva de água para abastecimento público, recreação, irrigação, pesca, regulação de enchentes, entre outros (TUNDISI, 1999). Porém, a construção de reservatórios representa uma das causas de modificações do ciclo hidrológico e de impactos ambientais no planeta, afetando a biodiversidade e alterando as redes alimentares (TUNDISI, 2005). Os impactos ambientais do represamento de rios estão associados ao tamanho e volume do reservatório, tempo de residência da água e localização geográfica, sendo os principais: inundação de áreas agrícolas, barreira para migração de peixes, perda da vegetação e fauna, mudança na flora e fauna aquáticas, mudanças no regime hidrológico, alteração no transporte de sedimentos, proliferação de vetores de doenças de veiculação hídrica, degradação da qualidade da água, perda de patrimônio histórico cultural, efeitos sociais na população local e mudanças nas atividades econômicas locais (TUNDISI, 1999).

As represas recebem material alóctone proveniente de seus tributários. Considerando que os rios transportam matéria orgânica dissolvida e particulada, bem como os nutrientes dissolvidos e adsorvidos, eles são fontes potenciais de eutrofização dos reservatórios (HENRY et al., 1999). Em decorrência da construção das barragens, muitos tipos de degradação ambiental são originadas, entre elas, a redução do fluxo

d'água, modificando a distribuição vertical e horizontal de características bióticas e abióticas. De acordo com Chorus e Bartram (1999), as características morfométricas de um corpo d'água, após o represamento de um rio, os aumentos do tempo de residência e da área de superfície expostas à radiação solar, mudam as condições de crescimento dos organismos e promovem oportunidades para o crescimento de cianobactérias e a formação de florações. As florações ou "blooms" se caracterizam pelo intenso crescimento destes microrganismos, preferencialmente na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade.

O adensamento populacional aliado à ocupação desordenada se reflete diretamente no aumento da degradação da qualidade das águas dos mananciais. Muitos rios e reservatórios encontram-se comprometidos pelos anos que serviram como meios de descarga e transporte de efluentes antropogênicos. Além da poluição direta, por lançamento de esgotos domésticos e industriais, falta de sistemas de tratamento de efluentes e saneamento, há a chamada poluição difusa, que ocorre com o arrasto de lixo, resíduos e diversos tipos de materiais sólidos que são lixiviados para os rios com a enxurrada. Nas zonas rurais, os principais problemas da água são os agrotóxicos e fertilizantes utilizados nas lavouras, seguidos do lixo que é jogado nas águas e margens de rios e lagos, além das atividades pecuárias como a suinocultura, esterqueiras e currais, desenvolvidas próximas aos corpos d'água ([www.rededasaguas.org.br/quest/quest\\_01.asp](http://www.rededasaguas.org.br/quest/quest_01.asp)).

Em consequência destas alterações nos corpos d'água, há o aumento da poluição orgânica, da eutrofização e da toxicidade do sistema (DEBERDT, 2002). Tais processos caracterizam-se por uma reação em cadeia, de causas e efeitos característicos, que tem como resultado final a quebra do equilíbrio ecológico, pois passa a haver mais produção de matéria orgânica do que o sistema é capaz de decompor. Esse desequilíbrio produz mudanças na qualidade da água incluindo, dentre estas, o aumento na produtividade da comunidade fitoplanctônica, que apresenta um crescimento acelerado, principalmente por espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas (TUNDISI et al., 1992).

Segundo Yunes et al (2005), a presença de florações tóxicas de cianobactérias em águas de abastecimento público caracteriza um sério problema às estações de tratamento. Além do risco à saúde pública em decorrência da produção de compostos neurotóxicos, hepatotóxicos ou dermatotóxicos, as florações de cianobactérias causam entupimento dos filtros e alteração no odor e sabor da água tratada pela produção de compostos como a geosmina e o 2-metil-isoborneol, que causam na água odor e sabor de ranço ou lodo.

## **1.2. Cianobactérias e cianotoxinas**

Segundo Carmichael (1994) a origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva. São microrganismos aeróbicos fotoautotróficos, procariontes e apresentam pigmentos acessórios característicos desta Classe denominados de ficobiliproteínas (ficocianinas e ficoeritrinas). Podem ser encontradas nos ambientes mais inóspitos: desertos, fontes termais, ambientes de alta salinidade e de pH ácidos, além de serem encontrados em associações com fungos ou vegetais superiores (AZEVEDO, 2002).

A Divisão Cyanophyta contém espécies unicelulares coloniais ou filamentosas (GIBSON; SMITH, 1982), podendo apresentar mucilagem ao redor de sua parede celular, o que facilita a suspensão destes microrganismos na coluna d'água e dificulta a predação. Algumas espécies podem fixar nitrogênio atmosférico através de estruturas especializadas denominadas heterocitos. Alguns destes microrganismos podem ainda produzir células diferenciadas, chamadas acinetos, estruturas que funcionam como um esporo de resistência em condições adversas, permitindo à célula sobreviver por longos períodos (YOO et al., 1995).

Muitas cianobactérias formam vacúolos gasosos (aerótopos), que as permitem migrar verticalmente na coluna d'água. Com isso, podem buscar uma profundidade em que tanto a intensidade luminosa quanto os nutrientes são favoráveis para o seu crescimento (LEHONAM; JOST, 1971; KLEMER, 1982; PAERL, 1983; THOMAS; WALSBY, 1986; HUMPHRIES; LYNE, 1988; KROMKAMP et al., 1988).

O aporte de nutrientes e o alto tempo de residência da água dos ecossistemas represados (reservatórios), associados a outros fatores como: elevado nível de radiação solar, temperatura da água entre 15 a 30°C, vento fraco e pH de neutro a alcalino (SKULBERG et al., 1984) propiciam o crescimento da comunidade fitoplanctônica principalmente as cianobactérias, as quais formam com frequência os fenômenos de floração.

Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações produzem toxinas (cianotoxinas). Estas toxinas constituem uma grande fonte de produtos naturais que, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas de sua produção, têm-se assumido que estes compostos apresentam função protetora contra herbivoria para estes microrganismos. As cianotoxinas são capazes de causar a morte de animais domésticos e selvagens, bem como afetar saúde humana (CARMICHAEL, 1992). Esses problemas vêm contribuir para a redução da disponibilidade de recursos hídricos com qualidade de água adequada para servirem como mananciais de abastecimento público.

As toxinas produzidas pelas cianobactérias podem ter efeitos neurotóxicos, hepatotóxicos e/ou dermatotóxicos (SIVONEN, 1996). De acordo com a estrutura química (Tabela 1) foram classificadas em: peptídeos cíclicos (microcistinas e nodularinas), alcalóides (anatoxina-a, anatoxina-a(s), cilindrospermopsina, saxitoxina) e lipopolissacarídeos (LPS). Os lipopolissacarídeos são toxinas irritantes e alergênicas produzidas pela maioria dos gêneros de cianobactérias (DEBERDT, 2002).

Tabela 1: Características gerais das toxinas produzidas por cianobactérias e os gêneros em que foram encontradas.

<b>Grupo da Toxina</b>	<b>Como e onde age</b>	<b>Gêneros de Cianobactérias</b>
<b><u>Peptídeo cíclico</u></b>		
Microcistina	Inibidora das enzimas fosfatases 1 e 2A – Fígado (hepatócitos)	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Nostoc, Hapalosiphon e Anabaenopsis</i>
Nodularina	Inibidora das enzimas fosfatases 1 e 2A – Fígado (hepatócitos)	<i>Nodularia</i>
<b><u>Alcalóides</u></b>		
Anatoxina-a	Liga-se ao receptor da acetilcolina- Sinapse nervosa	<i>Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Aphanizomenon, Raphidiopsis</i>
Anatoxina-a(s)	Inibidora da acetilcolinesterase – Sinapse nervosa	<i>Anabaena</i>
Saxitoxinas	Liga-se aos canais de sódio – Membrana do axônio	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya e Cylindrospermopsis</i>
Cilindrospermopsina	Inibidora de síntese protéica – Fígado	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia e Raphidiopsis</i>
<b><u>Lipopolissacarídeos</u></b>		
Lipopolissacarídeos	Pele e efeitos inespecíficos à saúde como a febre	Maioria das cianobactérias

Fonte: Chorus e Bartram (1999), Oliveira e Molica (2003)

As toxinas produzidas pelas cianobactérias são endotoxinas, pois em ambientes aquáticos essas toxinas normalmente permanecem contidas nas células destes microrganismos e são liberadas após a lise celular decorrente da fase de senescência, estresse celular ou uso de algicidas, como sulfato de cobre ou oxidantes (YOO et al., 1995).

As cianotoxinas podem bioacumular-se na cadeia trófica (TENCALLA et al., 1994; VASCONCELOS, 1995; THOSTRUP; CHRISTOFFERSEN, 1999). O conteúdo bioacumulado é registrado principalmente nos organismos filtradores como moluscos. A grande capacidade dos moluscos filtrarem algas microscópicas, independente de serem tóxicas ou não, implica em potencial transferência de grandes doses de toxinas a outros organismos da cadeia trófica, como pássaros, peixes e humanos.

As intoxicações de populações humanas podem ocorrer através do consumo oral de cepas tóxicas, pelo consumo de peixes de locais contaminados ou pelo contato com a água contendo células tóxicas (HUNTER, 1992). As intoxicações agudas ocorrem por contato, acidental ou não, por mergulho em águas com estes organismos, por inalação ou por ingestão de água contaminada com grandes quantidades de toxinas. As intoxicações crônicas são mais difíceis de detectar, especialmente porque os sintomas

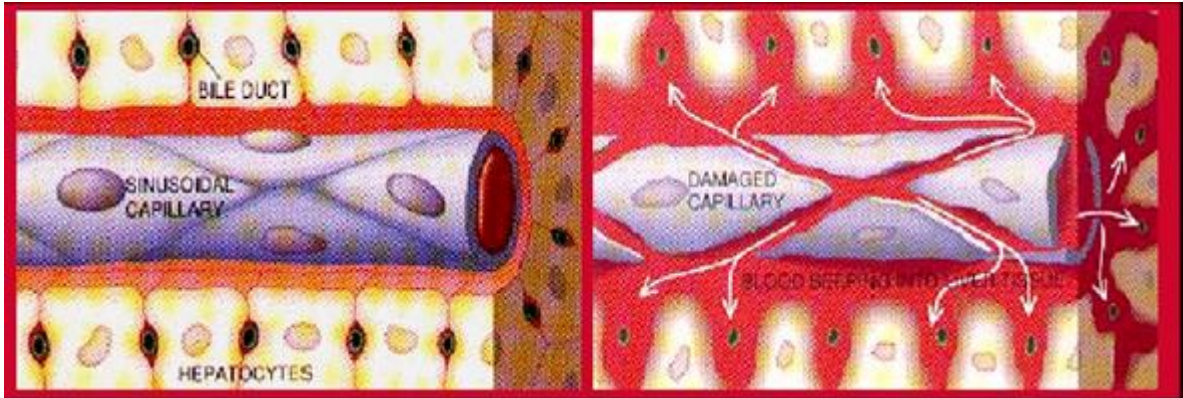
não são típicos deste tipo de intoxicação, resultando geralmente da ingestão repetida de pequenas doses de toxinas de cianobactérias. Portanto, a exposição prolongada às toxinas de cianobactérias deve ser considerada um sério risco à saúde humana. (RUBIM, 1999)

As hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas) são potentes inibidores de proteínas fosfatases do tipo 1 e 2A de células eucariontes, com especificidade e potência similares à do ácido ocadáico produzido por dinoflagelados marinhos (MACKINTOSH et al., 1990; MATSUSHIMA et al., 1990; YOSHIZAWA et al., 1990). A inibição das proteínas fosfatases resulta em uma hiperfosforilação das proteínas, podendo resultar em proliferação celular, mutação e promoção de tumor (FUJIKI et al., 1996).

Estas hepatotoxinas chegam aos hepatócitos através dos receptores dos ácidos biliares (RUNNEGAR et al., 1981; ERIKSSON et al., 1990; FALCONER et al., 1992) e promovem uma desorganização dos filamentos intermediários e dos microfilamentos de actina, que são polímeros protéicos componentes do citoesqueleto (RUNNEGAR; FALCONER, 1986).

Esta desorganização leva a uma retração dos hepatócitos provocando a perda de contato entre eles e com as células que formam os capilares sinusoidais (Figura 1); conseqüentemente, o fígado perde a sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas. A perda de contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para estes locais (HOOSER et al., 1991; CARMICHAEL, 1994; LAMBERT et al., 1994).

A DL50 por injeção intraperitoneal (i.p.) em animais de laboratório está entre 25 e 150 µg/Kg de peso corpóreo (BRASIL - MS, 2003).



Capilar sinusoidal de um fígado sadio

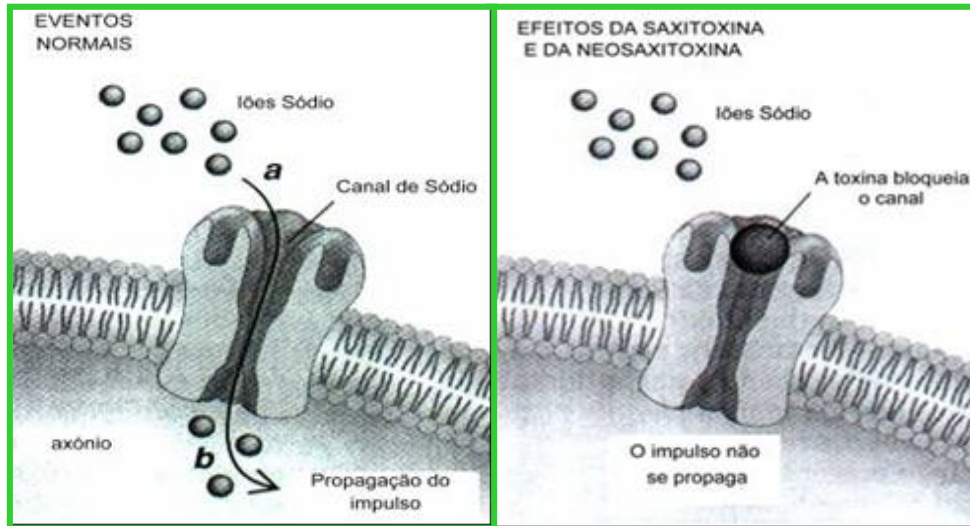
Capilar sinusoidal hemorrágico devido a ação da microcistina

Fonte: Carmichael (1994).

Figura 1: Ação da microcistina nos hepatócitos e capilares sinusoidais

A cilindropermopsina, um alcalóide hepatotóxico, tem o seu mecanismo de ação na inibição da síntese proteica e já têm sido observados danos severos também em células renais, pulmonares e cardíacas dos animais testados. A DL50 (i.p.) em camundongos após 24 horas é de 2mg/Kg de peso corpóreo (BRASIL - MS, 2003).

A neurotoxina denominada saxitoxina faz parte do grupo dos alcalóides carbamatos e age inibindo a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio (Figura 2), afetando ou a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas, provocando assim a morte por parada respiratória (RAPALA, 1998). A DL50 (i.p.) em camundongos para saxitoxina purificada é de 10 µg/Kg de peso corpóreo (BRASIL - MS, 2003).



Evento normal de transmissão do impulso nervoso

Inibição da condução nervosa devido ao efeito das saxitoxinas

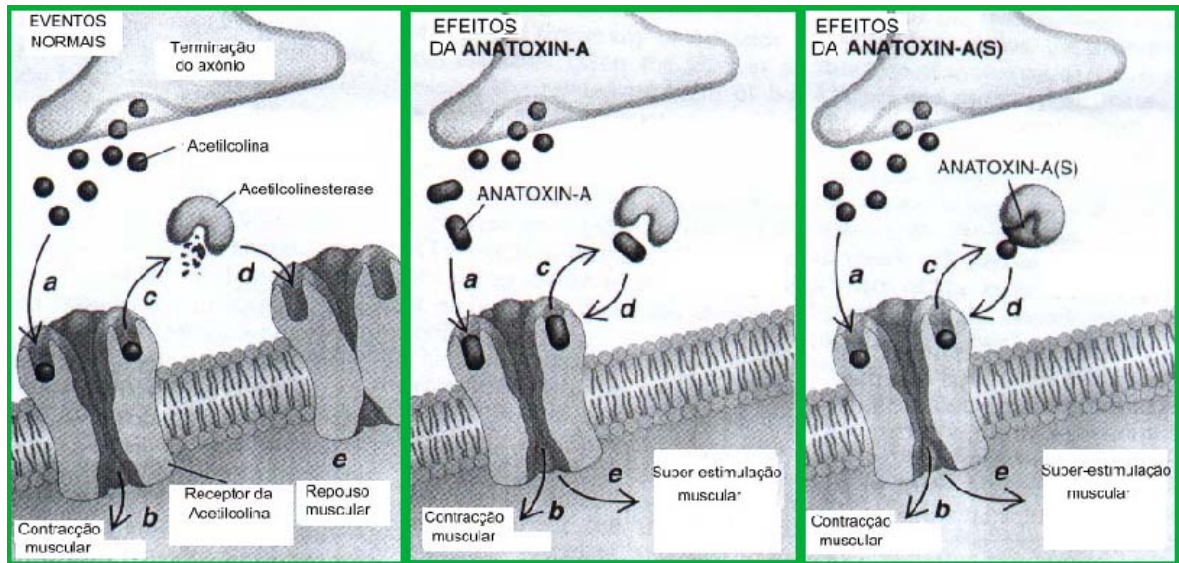
Fonte: Carmichael (1994).

Figura 2: Mecanismo de ação das saxitoxinas no Sistema Nervoso Central

A anatoxina-a, alcalóide neurotóxico, age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos (Figura 3). Esta ação se dá porque a anatoxina-a compete pelos receptores de acetilcolina, porém não é degradada pela acetilcolinesterase; consequentemente, há uma super estimulação dos músculos (EDWARDS et al., 1992; CARMICHAEL, 1994; SIVONEN, 1996). A DL50 (i.p.) em camundongos, para a toxina purificada é de 200 µg/Kg de peso corpóreo, com um tempo de sobrevivência de 1 a 20 minutos (CARMICHAEL, 1992; FALCONER, 1998).

A anatoxina-a(s) tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores (Figura 3). Em virtude da intensa salivação observada em animais intoxicados por esta neurotoxina, ela foi denominada anatoxina-a(s). A DL50 (i.p.) em camundongos é de 20 µg/Kg de peso corpóreo (BRASIL - MS, 2003).





Evento normal de estimulação da contração muscular

Ligação da anatoxina-a aos receptores de membrana muscular, não havendo degradação pela acetilcolinesterase

Ligação da anatoxina-a(s) a acetilcolinesterase, impedindo a quebra da acetilcolina

Fonte: Carmichael (1994).

Figura 3: Mecanismo de ação das neurotoxinas, anatoxina-a e anatoxina-a(s), no evento de estimulação da contração muscular.

### 1.3. Evidências de intoxicações provocadas por cianotoxinas

As cianobactérias têm sido responsáveis por um grande número de registros de intoxicações que podem afetar direta ou indiretamente a saúde de muitos animais, inclusive do homem (CARMICHAEL, 1992).

No Brasil, há poucos registros científicos da ocorrência de danos provocados por cianotoxinas. Em 1988, uma epidemia de gastroenterite na região de Paulo Afonso - BA e um conseqüente aumento na taxa de letalidade devido a este problema, foram relacionados com o consumo de água contaminada por cianobactérias produtoras de toxinas (TEIXEIRA et al., 1993). Durante a epidemia houve 2000 casos de gastroenterite e 88 óbitos registrados na região num período de aproximadamente 42 dias.

O primeiro caso comprovado de morte humana por cianotoxinas no mundo (episódio de Caruaru) ocorreu em fevereiro de 1996 na cidade de Caruaru/PE, aonde pacientes de uma clínica de hemodiálise vieram a falecer por intoxicação hepática causada pela

microcistina (JOCHIMSEN et al., 1998; CARMICHAEL et al., 2001). A água distribuída na clínica era coletada através de caminhão pipa, diretamente no decantador da Estação de Tratamento de Água que era abastecida por açude com elevada concentração de cianobactérias.

Na clínica de hemodiálise, 116 (89%) dos 131 pacientes submetidos ao tratamento sofreram distúrbios visuais, oftalmalgia, náuseas, vômitos, fortes dores de cabeça após as consecutivas sessões de hemodiálise. Cerca de 100 pacientes desenvolveram insuficiência hepática aguda e 52 pessoas morreram (AZEVEDO et al., 2002).

Os resultados obtidos com as análises das amostras de água e do carvão ativado do sistema de tratamento de água da clínica de hemodiálise, do fígado e sangue dos pacientes comprovaram a intoxicação aguda por microcistinas (AZEVEDO, 1998).

Num estudo realizado na Índia, Mittal et al (1979) verificaram que 25% dos 4000 pacientes com alergias respiratórias mostraram respostas positivas a, pelo menos, uma das espécies de cianobactérias testadas. Parece, assim, que uma parte significativa das reações alérgicas a partir de fontes aéreas poderá ser atribuída às cianobactérias, transportadas pelo ar como esporos.

Há registros de intoxicação de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER, 1994).

Casos de envenenamento animal por exposição a cianotoxinas têm sido registrados em várias partes do mundo em uma grande variedade de mamíferos, aves e peixes, geralmente produzidas pelos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia* e *Oscillatoria* (RESSOM et al., 1994). Podemos destacar diversos trabalhos de intoxicação animal por cianobactérias: Saker et al (1999); mortalidade de gado associado a cilindrospermopsina produzidas por *Cyndrospermopsis raciborskii* em Mckinlay no noroeste de Queensland; Odrizola et al (1984); intoxicação de gado por cianobactéria da espécie *Microcystis aeruginosa* em Buenos Aires; Carmichael (1992);

envenenamento de patos, marrecos e outras aves silvestres, mamíferos silvestres em geral e até rinocerontes.

#### **1.4. Legislação Brasileira: limites máximos aceitáveis de cianotoxinas em água para consumo humano**

Segundo Chorus e Bartram (1999), a Organização Mundial de Saúde no sentido de proteger a saúde pública, estabeleceu como limite máximo aceitável para microcistina na água destinada ao consumo humano o valor de 1µg/L. Este valor foi incorporado no adendo das Normas para Qualidade de Água Tratada publicada em 2004 (“Guideline for Drinking Water Quality”, WHO - 2004).

Com base neste fato, a Fundação Nacional de Saúde, órgão da estrutura do Ministério da Saúde promoveu ao longo do ano de 2000 a atualização das normas de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, resultando na publicação da Portaria Nº1.469/2000, do Ministério da Saúde, que substituiu a Portaria Nº36/GM-MS/90.

A partir desta edição da Portaria, todos os órgãos responsáveis pelo tratamento de água no Brasil, passaram a ter novos parâmetros de controle de qualidade da água potável. De acordo com o Art.2º § 1º da Portaria Nº 1.469/2000 – MS (BRASIL – MS, 2000), ficou estabelecida a obrigatoriedade do monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas no caso de tratamento por filtração de água para consumo humano suprida por manancial superficial. Para tanto, foram estabelecidos nesta legislação, os limites de densidade numérica de cianobactérias na água bruta (ponto de captação) e os limites máximos aceitáveis para toxinas de cianobactérias em águas para consumo humano.

A Portaria Nº1.469/2000 foi revogada e substituída pela Nº518/2004 – MS (BRASIL – MS, 2004), onde a única alteração referente as cianobactérias e cianotoxinas foi a prorrogação do prazo por mais doze meses para realização das adequações necessárias ao cumprimento desses monitoramentos.

O § 1º do Art.19 da Portaria Nº 518/2004 (BRASIL – MS, 2004) estabelece que o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer frequência mensal, quando o número de cianobactérias exceder 10.000 células/mL (ou 1mm<sup>3</sup>/L de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor.

Conforme o Art.14 da Portaria Nº 518/2004 (BRASIL – MS, 2004), o valor máximo permitido de microcistinas em águas para consumo humano é de 1,0µg/L. No § 1º deste mesmo artigo recomenda-se que as análises de cianotoxinas incluam a determinação de cilindrospermopsina e saxitoxinas, tendo como valores limites 15,0µg/L e 3,0µg/L, respectivamente.

De acordo com o § 5º do Art.18 da Portaria Nº 518/2004 (BRASIL – MS, 2004), sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/mL (2mm<sup>3</sup>/L de biovolume), durante o monitoramento, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, sendo que esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos.

Conforme o § 2º do Art.19 da Portaria Nº 518/2004 (BRASIL – MS, 2004), é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células desses microrganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/mL ( ou 2mm<sup>3</sup>/L de biovolume), sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

O Brasil foi o primeiro país do mundo a ter em uma “Lei Federal” (Portaria Nº1.469/2000 - MS) a obrigatoriedade de se fazer a detecção de cianobactérias e cianotoxinas na água para abastecimento público (JARDIM et al., 2003). Diante do episódio de Caruaru - PE, houve uma maior preocupação com monitoramento destes parâmetros para o controle da qualidade da água potável para consumo humano.

## 1.5. Estudos sobre Florações de Cianobactérias

No Brasil, as florações de cianobactérias vêm aumentando em intensidade e frequência, sendo possível visualizar um cenário de dominância desses organismos em muitos reservatórios brasileiros (HUSZAR; SILVA, 1999). Estudos sobre os fatores ambientais associados ao processo de eutrofização são essenciais para a compreensão da ecotoxicologia das cianobactérias. Florações tóxicas de espécies dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis* já foram registradas em vários ecossistemas aquáticos brasileiros (YUNES et al., 2005; MAGALHÃES; AZEVEDO, 1998; BOUVY et al., 1999; MOLICA et al., 2002; JARDIM; VIANA, 2003).

Até 1997, poucos registros de *Cylindrospermopsis* haviam sido documentados no Brasil, sendo as mais antigas ocorrências para o reservatório de Itaipu (ANDRADE et al., 1988) e para o lago Paranoá, em Brasília (BRANCO; SENNA, 1994).

A partir de 1997, vários trabalhos foram relatados, sobretudo em reservatórios, a maioria deles também documentando florações (HUSZAR et al., 2000; BOUVY et al., 1999; TUCCI; SANT'ANNA, 2003; DELAZARI-BARROSO, 2000; MARINHO; HUSZAR, 2002).

Estão relatados abaixo trabalhos relevantes sobre florações de cianobactérias e detecção de cianotoxinas em diversos ecossistemas aquáticos brasileiros, como: Domingos et al (1999) verificaram a produção de microcistinas por cepas de cianobactérias picoplanctônicas isoladas de reservatórios de abastecimento público localizados na cidade de Caruaru/PE; Jardim et al (1999) verificaram a ocorrência de uma floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* na Lagoa de Baixo localizada na cidade de Confins, região metropolitana de Belo Horizonte/MG, utilizada para a prática de esportes aquáticos e pesca de subsistência; Magalhães et al (2001) identificaram a presença de microcistinas no tecido muscular de peixes e crustáceos da lagoa de Jacarepaguá/RJ, ecossistema muito utilizado para a pesca artesanal; Molica et al (2002) evidenciaram a produção saxitoxina por cianobactérias da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* isolada do reservatório de Tabocas localizado na cidade de Caruaru/PE; Tucci e Sant'Anna (2003) realizaram um estudo do reconhecimento dos padrões temporais de *Cylindrospermopsis raciborskii* e dos

principais fatores que propiciaram a ocorrência e dominância desta espécie no lago das Garças, reservatório eutrófico localizado na cidade de São Paulo; Vieira et al (2003) identificaram a primeira evidência de toxicidade da espécie *Radiocystis fernadoi* isolada do reservatório Utinga utilizado para abastecimento público da cidade de Belém/PA na região da amazônia brasileira; Florações de cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Microcystis*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis* são freqüentes em alguns reservatórios localizados na região metropolitana do Estado de São Paulo, como os reservatórios Guarapiranga e Billings (YUNES et al., 2005).

## **1.6. O panorama de pesquisas no Estado do Espírito Santo**

Até o momento, no Estado do Espírito Santo, poucas pesquisas contribuem com dados científicos para o conhecimento da comunidade fitoplanctônica e variáveis limnológicas de seus reservatórios. Destacam-se os estudos desenvolvidos no reservatório Duas Bocas por Dellazari-Barroso (2000) que estudou a variação vertical e temporal da comunidade fitoplanctônica em duas épocas distintas; Souza (2005) que avaliou a comunidade fitoplanctônica e as variáveis limnológicas da zona fluvial do reservatório Duas Bocas; Pereira (2005) que avaliou a distribuição vertical da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis limnológicas próximo ao ponto de captação do reservatório Duas Bocas e Fernandes et al (no prelo) que avaliaram o potencial de florações de cianobactérias num ciclo anual. Todos estes estudos alertaram para a proliferação de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório.

O rio Santa Maria da Vitória é um dos principais mananciais de abastecimento público da região da Grande Vitória/ES, abastecendo os municípios da Serra, grande parte de Cariacica e Vitória. Nos últimos anos, este corpo d'água vem sofrendo degradação devido à presença de fontes contribuintes de matéria orgânica ao longo do seu percurso, como: pocilgas, granjas, fábrica de ração, cultivos agrícolas, lançamento de esgotos domésticos. Pelo fato do rio Santa Maria da Vitória ser utilizado para captação de água para abastecimento público, é importante que variáveis limnológicas deste manancial sejam constantemente monitoradas para prevenir possíveis intervenções no local que impeçam o fornecimento de água à população.

Ao longo do curso do rio Santa Maria foram construídas duas barragens e formados dois reservatórios: Rio Bonito e Suíça. O reservatório Rio Bonito vem apresentando florações contínuas de cianobactérias nos últimos anos (CESAN, 2005), principalmente devido ao elevado *input* de nutrientes verificado a montante do reservatório, o qual foi construído para geração de energia elétrica e suas águas, após passar pela Usina, mantêm o nível do rio Santa Maria da Vitória a jusante, quando suas águas são captadas para abastecimento.

Desta forma, o presente trabalho visa estudar a variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica, com ênfase na Classe Cyanophyceae, no reservatório Rio Bonito relacionando-a com os fatores ambientais. A realização deste estudo é de extrema relevância visto que este reservatório vem apresentando fenômenos de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, que podem causar risco à saúde humana. Apesar do reservatório Rio Bonito não ter sido construído com o propósito de abastecimento público de água, o rio Santa Maria da Vitória é utilizado para este fim na região da Grande Vitória; além disso, este estudo representa caráter pioneiro com relação a ecofisiologia do fitoplâncton neste ecossistema.

## 2. OBJETIVOS

---

---

### 2.1. Objetivo Geral

Avaliar a variabilidade espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica, com ênfase nas cianobactérias, presentes no reservatório Rio Bonito (rio Santa Maria da Vitória) e relacioná-las com os fatores ambientais.

### 2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar qualitativamente e quantitativamente a comunidade fitoplanctônica, com ênfase nas cianobactérias, presentes no reservatório Rio Bonito, através dos principais atributos da comunidade: densidade numérica, riqueza de táxons, espécies abundantes, dominantes, diversidade específica e equitabilidade do fitoplâncton;
- Avaliar a variabilidade espaço-temporal do fitoplâncton e variáveis limnológicas em quatro amostragens durante um ciclo anual e em duas estações de amostragem e três profundidades;
- Caracterizar o reservatório Rio Bonito, através das principais variáveis ambientais: pH, oxigênio dissolvido, transparência, temperatura, alcalinidade, nutrientes e turbidez;
- Correlacionar as variáveis limnológicas do reservatório e as variáveis climatológicas da região estudada com a presença das cianobactérias;
- Avaliar a toxicidade das cianobactérias presentes no reservatório Rio Bonito, sob o aspecto qualitativo e quantitativo;
- Propor alternativas para manejo e controle de florações de cianobactérias para este manancial.



### 3. ÁREA DE ESTUDO

---

---

#### 3.1. Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória

A bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória abrange cerca de 1.660 km<sup>2</sup>, com altitudes variando entre 0 e 1.300 m. Seu perímetro é de 291 Km. Limita-se a leste com a baía de Vitória, ao norte e a oeste com as bacias dos rios Reis Magos e Doce e ao sul com as bacias dos rios Jucu, Bubu e Formate-Marinho. A bacia compreende os municípios de Santa Leopoldina, Santa Maria de Jetibá, Cariacica, Serra, Vitória e Viana, situados no Estado do Espírito Santo (CSMJ, 1997, v. I).

O relevo apresenta uma variedade de feições geomorfológicas que inclui ambientes montanhosos, planícies, tabuleiros e colinas (CSMJ, 1997, v. II). A análise da vegetação fornece um panorama do bioma de Mata Atlântica, compreendendo floresta ombrófila densa montana, mata de restinga, manguezais, campo de várzea, vegetação rupícula, e vegetação de campo e pastagem (CSMJ, 1997, v. III).

Na bacia do rio Santa Maria da Vitória é particularmente predominante o clima tropical úmido (Aw) com estação chuvosa no verão e seca no inverno (CSMJ, 1997, v. II). As condições edafoclimáticas da região são favoráveis ao desenvolvimento das culturas de café (Figura 4) e banana que, ao lado da olericultura, compõem a base econômica da região em termos de agricultura (CSMJ, 1997, v. IV).

A suinocultura é disseminada na bacia, principalmente nos municípios de Domingos Martins, Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina. É uma atividade de baixo nível tecnológico, onde os efluentes costumam ser lançados diretamente nos cursos d'água, elevando a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e eutrofizando as águas de pequenos cursos (CSMJ, 1997, v. III).



Figura 4: Cultura de café em Santa Maria de Jetibá.

Em relação à avicultura, muito embora o processo produtivo seja feito em regime de comodato ou arrendamento, no qual o proprietário cede as instalações para a exploração recebendo em troca a produção de esterco, uma parte dos resíduos têm alcançado os cursos d'água, geralmente devido à lavagem do piso das granjas e ao descarte de penas (CSMJ, 1997, v. III).

.

A prática de combater insetos e fungos com o uso de substâncias químicas não é nova, tendo se iniciado, provavelmente, junto com a própria agricultura. Os pesticidas alcançam os cursos de água através da lixiviação, da percolação, do descarte indevido de embalagens ou ainda diretamente, através de resíduos de aspersão. Os municípios onde se dá a sua maior utilização são Santa Maria do Jetibá, Domingos Martins, Santa Leopoldina e Marechal Floriano (CSMJ, 1997, v.I).

Desta forma, na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória constata-se como principais fontes efetivas e potenciais de poluição, lançamentos decorrentes de atividades agropecuárias: a utilização de corretivos e fertilizantes, efluentes de pocilgas, resíduos de avicultura e agrotóxicos; de atividades industriais: fábrica de rações, laticínios e granjas, bem como o lançamento de efluentes domésticos dos municípios (CSMJ, 1997, v. I).

.

### 3.2. Rio Santa Maria da Vitória - Reservatório Rio Bonito

O rio Santa Maria da Vitória (Figura 5) apresenta sua nascente no município de Santa Maria de Jetibá, percorre cerca de 122 km até desaguar na baía de Vitória, onde forma um delta, apresentando um desnível de aproximadamente 1.300 m entre a nascente e a foz. Seus principais afluentes são, pela margem esquerda, os rios Possmouser, Claro, São Luís, Bonito, da Prata e Timbuí e, pela margem direita, os rios Mangaraí, das Pedras, Caramuru, Duas Bocas, Triunfo, Jequitibá, Farinhas, Fumaça e São Miguel. O rio Santa Maria da Vitória abastece os municípios da Serra, grande parte de Cariacica e Vitória (CSMJ, 1997, v. I).



Figura 5: Vista parcial do rio Santa Maria da Vitória - Colina Verde – Município de Santa Leopoldina / ES

O período de cheia do rio Santa Maria da Vitória geralmente corresponde aos meses de dezembro a março, com as maiores vazões ocorrendo em dezembro. As menores vazões ocorrem nos meses de julho a outubro, sendo a mais baixa vazão registrada em setembro. Ao adentrar no médio curso, o rio é barrado para formar os reservatórios das Usinas Hidrelétricas (UHEs) Rio Bonito e Suíça. No trecho da represa Rio Bonito, o rio Santa Maria da Vitória atravessa uma zona de relevo acidentado, escarpado, com presença de sulcos estruturais orientados no sentido predominantemente N-S (CSMJ, 1997, v. I).

Os trechos do rio Santa Maria da Vitória compreendidos entre as UHEs Rio Bonito e Suíça e a jusante desta até a foz sofrem fortes oscilações diárias de vazão, devido aos procedimentos operacionais conjugados destas usinas, que reservam água durante o dia para turbiná-las nos horários de pico de demanda de energia (CSMJ, 1997, v. I).

A represa Rio Bonito (Tabela 2) fica localizada a 60 Km de Vitória, no município de Santa Maria de Jetibá, situado no região sul do Estado do Espírito Santo (Figura 6).

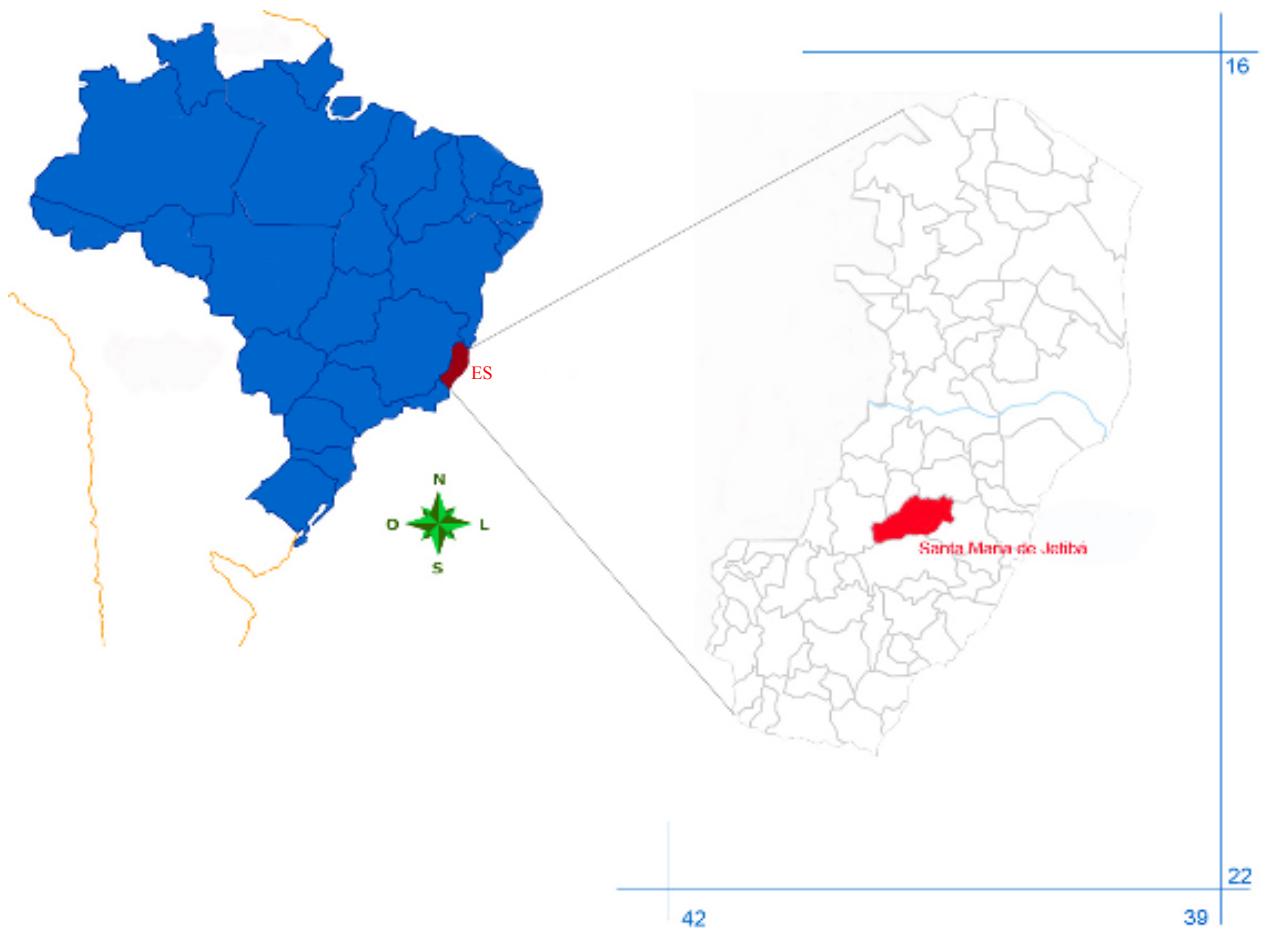


Figura 6: Localização do Estado do Espírito Santo e do município de Santa Maria de Jetibá, onde está localizado o reservatório Rio Bonito.

O reservatório é cercado de reservas florestais e de pequenas propriedades produtoras de hortifrutigranjeiros. Foi construído em 1959 a 650m de altitude com a finalidade de geração de energia elétrica, bem como controle de cheias ocorridas no rio Santa Maria da Vitória.

Tabela 2: Características técnicas da UHE Rio Bonito

Características	UHE Rio Bonito
<b>➤ <i>Barragem Principal</i></b>	
▪ Tipo	Gravidade
▪ Comp. Total de crista (m)	240
▪ Altura máxima da fundação (m)	54
<b>➤ <i>Sistema extravasor</i></b>	
▪ Tipo	Superfície
▪ Vazão do vertedouro (m <sup>3</sup> /s)	343
<b>➤ <i>Reservatório</i></b>	
▪ Cota (m)	650
▪ Queda líquida (m)	159
▪ Comprimento (Km)	14
▪ Área (km <sup>2</sup> )	2,2
▪ Volume máximo (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	26.350
▪ Volume mínimo (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	8.380
▪ Volume útil (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	17.980
▪ Profundidade máxima (m)	42
▪ Tipo de regularização	Anual
<b>➤ <i>Energia</i></b>	
▪ Tipo de turbinas	Francis
▪ Quantidade de turbinas	3
▪ Engolimento de cada turbina (m <sup>3</sup> /s)	4,4
▪ Potência instalada da usina (MW)	16,8

Fonte: [www.escelsa.com.br/aescelsa/usinas.asp](http://www.escelsa.com.br/aescelsa/usinas.asp)

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

---

### 4.1. Plano de amostragem

As amostragens foram realizadas em duas estações (E1 e E2) na zona lacustre do reservatório Rio Bonito (Figuras 7). Em cada estação foram coletadas amostras em três diferentes profundidades: sub-superfície, limite inferior da zona eufótica (Z.E.) e zona afótica (Z.A. – 14m). Foi selecionada a zona lacustre do reservatório por ser aquela que apresenta características que mais favorecem o crescimento da comunidade fitoplanctônica, ou seja, ambiente lântico e com elevado acúmulo de matéria orgânica e nutrientes, provenientes de seus tributários (HENRY et al., 1999).

A estação 1 está localizada a aproximadamente a 300m da barragem e mais próxima ao talude esquerdo (S 20°03'14.3" e W 040°38'56.5"), com mata nativa ao seu redor. A estação 2 está localizada na região central em relação às margens (S 20°02' 58.3" e W 040°39'14.8"), a aproximadamente 700 m da barragem. As amostragens foram realizadas trimestralmente de julho de 2004 a abril de 2005, ressaltando dois períodos pluviométricos: seco (julho) e chuvoso (janeiro).



Figura 7: Localização das estações amostrais (E1 e E2) no reservatório Rio Bonito.



Figura 8: Reservatório Rio Bonito com vista parcial das estações de amostragem (E1 e E2)



Figura 9: Barragem da Represa Rio Bonito

## 4.2. Dados climatológicos

Os dados climatológicos referentes aos valores de pluviosidade (total mensal) foram obtidos através da Estação Meteorológica da ESCELSA (Espírito Santo Centrais Elétricas S.A.) localizada à montante do reservatório Rio Bonito.

## 4.3. Variáveis físicas, químicas e físico-químicas

Amostras foram coletadas com uso da garrafa de Van Dorn para determinação das seguintes variáveis: pH, turbidez (NTU), temperatura do ar e da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ), alcalinidade total ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{mgNH}_3\text{-N/L}$ ), nitrito ( $\text{mgNO}_2^- \text{-N/L}$ ), nitrato ( $\text{mgNO}_3^- \text{-N/L}$ ) e ortofosfato ( $\text{mgPO}_4^{3-} \text{-P/L}$ ), segundo APHA (1998). O pH foi determinado em campo com o uso de pHmetro da marca Digimed. As temperaturas da água e do ar também foram verificadas em campo, utilizando termômetro de mercúrio. Para análise de oxigênio, as amostras foram fixadas em campo e mantidas no escuro para análise imediata em laboratório, segundo o método de Winkler (GOLTERMAN et al., 1978). As amostras para determinação de alcalinidade, turbidez e nutrientes foram acondicionadas em frascos de polietileno (500 e 1000 mL) e transportados sob refrigeração até o laboratório. Estas análises (TABELA 3) foram realizadas pelo Laboratório Central da Companhia

Espírito Santense de Saneamento (CESAN), em parceria com o Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais (LATEAC) da UFES.

Tabela 3: Métodos utilizados para as análises de nutrientes, turbidez e alcalinidade.

<b>Variável</b>	<b>Método (APHA, 1998)</b>
Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ -N)	Diazotação
Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_3$ -N)	Destilação e titulação
Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ -N)	Redução por coluna de cádmio e diazotação
Ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ -P)	Ácido ascórbico
Turbidez (NTU)	Nefelométrico
Alcalinidade ( $\text{CaCO}_3$ )	Titulométrico

A transparência da água foi avaliada no campo através da leitura da profundidade do disco de Secchi, feita na coluna d'água do lado sombreado do barco (LUND e TALLING, 1957). A zona eufótica foi estimada de acordo com os valores de transparência do disco de Secchi multiplicados por 3 (COLE, 1994).

#### **4.4. Variáveis biológicas**

##### **4.4.1. Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica**

Para análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica, as amostras foram coletadas em rede de plâncton de 20 $\mu\text{m}$  de porosidade através de arrastos horizontais na sub-superfície da coluna d'água, as quais foram acondicionadas em frascos de polietileno com capacidade de 500mL, sendo uma parte fixada com lugol acético 5% e outra parte mantida "viva", sob refrigeração, para observação do material vivo. As análises qualitativas foram realizadas com o auxílio de um microscópio óptico Olympus CX-40, equipado com ocular micrometrada e câmara clara. Os organismos fitoplanctônicos foram identificados estudando-se suas características morfológicas e morfométricas, com auxílio de bibliografia especializada: Komárek; Anagnostidis (1988, 1989, 1990); Bourrelly (1970, 1972, 1981); Komárková et al (1999); Delazari-Barroso (2000); Senna et al (1999); Sant'Anna; Azevedo (2000), Bicudo; Menezes (2005) e Prescott (1975).



#### 4.4.2. Análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica

Para análise quantitativa, as amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn, com capacidade de 2L, acondicionadas em frascos de polietileno com capacidade de 500mL e fixadas imediatamente com solução de lugol acético 5%. A determinação quantitativa do fitoplâncton foi feita utilizando-se câmara de sedimentação seguindo o método de Utermohl (1958) em microscópio óptico invertido Zeiss *Axiovert* 40 C. O procedimento de contagem utilizado foi o de campos aleatórios descrito por Uehlinger (1964) e o critério utilizado para determinação de número de campos a serem contados foi o que procura alcançar 100 indivíduos da espécie mais abundante (LUND et al, 1958) ou um mínimo de 25 campos para cada amostra (DIAS JR, 1990). Os resultados foram expressos em células por mL, para todo o fitoplâncton, calculados pela fórmula modificada de Wetzel e Linkens (1979):

$$\text{células/mL} = n \cdot A/a \cdot 1/V$$

Onde:

**n** = Número de células contadas

**A** = Área total da câmara

**a** = Área contada (n° de campos x área do campo)

**V** = Volume total sedimentado

#### 4.4.3. Clorofila a e feofitina

As concentrações de clorofila a e feofitina foram determinadas segundo Lorenzen (1967). As amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn, com capacidade de 2L, acondicionadas em frascos de polietileno (1000mL) recobertos com papel alumínio e transportadas sob refrigeração até o Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais (LATEAC) da UFES. Neste, as amostras com volume conhecido foram filtradas em filtros de fibra de vidro AP 20 e a extração foi realizada com solução de acetona 90% no escuro. Após 24 horas de extração na geladeira, o material foi centrifugado, o sobrenadante colocado em uma cubeta de 10 mL e leitura foi realizada

em espectrofotômetro, marca FEMTO, modelo 482 (665 e 750 nm). Posteriormente à primeira leitura, as amostras foram acidificadas (HCl – 0,1N) e realizada nova leitura para quantificação da feofitina e cálculo da clorofila ativa ( $\mu\text{g/L}$ ).

#### 4.4.4. Diversidade específica ( $H'$ )

A partir dos valores de densidade numérica do fitoplâncton foi estimada a diversidade específica (bits/célula) baseada no índice de Shannon e Weaver (1963), segundo a expressão:

$$H' = - \sum p_i \text{Log}_2 p_i, \text{ sendo: } p_i = n/N$$

Onde:

$H'$  = Diversidade específica da amostra

$n$  = Número de células da espécie  $i$

$N$  = Número total de células da amostra

#### 4.4.5. Índice de equitabilidade ( $J'$ )

A equitabilidade ou uniformidade foi calculada para os valores de densidade numérica do fitoplâncton de acordo com a fórmula proposta por Pielou (1975):

$$J' = H' / H'_{\text{max}}$$

Onde:

$H'$  = diversidade da amostra

$H'_{\text{max}}$  = diversidade máxima da amostra ( $\text{Log}_e S$ ).

#### 4.4.6. Espécies abundantes e dominantes

As espécies dominantes e abundantes foram calculadas segundo Lobo e Leighton (1986). Espécies dominantes foram aquelas cuja ocorrência numérica superou 50% do total de indivíduos em cada amostra. Espécies abundantes foram aquelas cuja ocorrência numérica superou o valor médio do número total de indivíduos da amostra.

#### **4.4.7. Análises de cianotoxinas**

##### **4.4.7.1. Amostras de seston**

As amostras de seston contendo as cianobactérias potencialmente tóxicas foram coletadas na sub-superfície da coluna d'água, através de passagem direta do frasco de coleta na água. Seston corresponde a todo material particulado, vivo (ex.: fitoplâncton) ou não, em suspensão num corpo d'água (Esteves, 1998).

Foram coletados 5L de amostra para cada estação de amostragem (E1 e E2) e para cada tipo de toxina a ser avaliada, em diferentes períodos amostrais. No mês de julho/04, quando houve o predomínio da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, realizou-se teste de toxicidade para cilindrospermopsina (hepatotoxina) e saxitoxina (neurotoxina) e no mês de abril/05, quando o predomínio passou a ser de *Synechocystis* sp, realizou-se teste de toxicidade para microcistinas (hepatotoxina). Todo o material foi mantido sob refrigeração durante o transporte até o laboratório central da CESAN.

As amostras de água, contendo o seston, foram filtradas à vácuo em filtro de fibra de vidro (AP 20) e posteriormente os filtros foram acondicionados em papel alumínio e congelados a -20°C para posterior extração das cianotoxinas.

##### **4.4.7.2. Análise de microcistinas**

A extração de microcistinas no seston foi realizada de acordo com a metodologia de Krishnamurthy et al (1986). O material celular obtido através da filtração das amostras sofreu extração com uma solução de butanol:metanol:água (1:4:15, v/v), durante agitação constante por uma hora, à temperatura ambiente.

Após esta etapa, a suspensão foi centrifugada por 30 minutos, a 3500g, recolhendo-se o sobrenadante. Este procedimento foi repetido por mais duas vezes com o precipitado. Ao final, os sobrenadantes obtidos foram reunidos e evaporados em fluxo de ar a 1/3 do seu volume inicial. Com este extrato foi feita uma pré-purificação,

passando-se o extrato através de um cartucho de octadesilsilano (C-18), previamente ativado com 20 mL de metanol 100% e 20 mL de água ultrapura (Milli-Q), nesta ordem.

O material retido no cartucho foi eluído 20 mL de água ultrapura, 20 mL de metanol 20%, e por fim, a fração tóxica foi eluída com 20 mL de metanol 100%. A fração de metanol 100% foi evaporada à secura e ressuspensa em 1mL de metanol 50%. Posteriormente, esta solução foi filtrada em filtro de nylon (diâmetro de 13 mm, poro de 0.45µm, Millipore), e analisada por HPLC, em um aparelho Shimadzu com detector diiodo U.V./Vis. SPD-10A, bombas LC-10AS e integrador CR6A. As análises foram realizadas utilizando-se uma coluna analítica (Lickrospher 100 RP-18, 125mm × 4mm), com fase móvel de acetonitrila e acetato de amônio 20 mM, pH 5,0 (28:72 v/v), com fluxo de 1 mL.min<sup>-1</sup> e absorção a 238 nm. Através da cromatografia analítica, identifica-se as frações (picos) tóxicas por meio de seus espectros no UV.

#### **4.4.7.3. Análise de cilindrospermopsina e saxitoxina**

As extrações de cilindrospermopsina e saxitoxina nas amostras de seston foram realizadas de acordo com a metodologia modificada de Welker et al (2002) e Oshima (1995), respectivamente. Os filtros contendo o material celular foram ressuspensos em água ultrapura e triturados com o TissuerMiser System (marca Fisher Scientific). As amostras foram sonicadas por 30 segundos, processo que se repetiu por três vezes.

Posteriormente, foi feita um pré-purificação passando o extrato através de um cartucho de octadesilsilano (C-18), previamente ativado com 5mL de metanol 100% e 5 mL de água ultrapura, nesta ordem.

Após a passagem do extrato pelo cartucho C-18 algumas frações foram recolhidas:

- 1ª fração - 1,5 mL do extrato purificado foi coletado e descartado;
- 2ª fração - 1,5 mL do extrato purificado foi coletado, ajustou-se o pH para 3,0 e a amostra foi posteriormente congelada em frasco escuro.
- 3ª fração – todo o volume restante foi coletado e congelado.

A 2ª fração coletada foi filtrada em filtro de acetato de celulose e utilizada para análise de saxitoxina através de HPLC.

O mesmo cartucho utilizado para passagem do extrato foi eluído com 10 mL de água ultrapura. Todo material eluído foi coletado e posteriormente liofilizado. O material liofilizado foi ressuscitado com 2 mL de água ultrapura e agitado por uma hora, à temperatura ambiente. A amostra foi guardada em frasco de vidro para posterior análise de cilindrospermopsina através de HPLC.

Para a detecção de saxitoxina, é necessário inicialmente a derivatização desta toxina em compostos fluorescentes, através de método oxidativo sob condições alcalinas. Desta forma são gerados compostos capazes de emitir fluorescência e torna-se possível a detecção desta toxina através de um detector de fluorescência Oshima (1995).

Para cilindrospermopsina, as análises também foram realizadas em um aparelho Shimadzu (HPLC) utilizando-se uma coluna analítica (Lickrospher 100 RP (fase reversa) -18, 125mm × 4mm); fase móvel com gradiente de 0-50% de metanol + TFA (0,05%, V/V) e água Milli-Q; fluxo de 1 mL.min<sup>-1</sup> e espectro de absorção de 195 a 300nm e detecção em 262nm; detector de diodo UV/Vis. Através da cromatografia analítica, identifica-se as frações (picos) tóxicas por meio de seus espectros no UV.

Os testes de toxicidade foram realizados no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias, localizado no Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro, sob coordenação da Profª Drª Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo.

#### 4.5. Análise Estatística

As variáveis bióticas e abióticas foram agrupadas através da análise fatorial dos componentes principais (ACP). Esse tipo de análise permite a caracterização das principais tendências de variação dos casos em relação aos seus descritores, permitindo a avaliação dos dados de forma condensada (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

A ACP foi aplicada para os períodos e estações de amostragem com a variação da densidade numérica de cada uma das nove classes fitoplanctônicas, densidade numérica total do fitoplâncton, diversidade específica, riqueza de táxons, equitabilidade e com as variáveis limnológicas: pH, turbidez (NTU), temperatura do ar e da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ), alcalinidade total ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{mgNH}_3\text{-N/L}$ ), nitrato ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ), transparência da água (m), profundidade de coleta (m) e pluviosidade (mm).

Cabe ressaltar que 7 variáveis, nitrito, ortofosfato, clorofila *a*, feofitina, microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxina, não foram incluídas nos cálculos estatísticos; nitrito e ortofosfato por apresentarem muitos dos resultados abaixo do limite de detecção; clorofila *a* e feofitina devido a problemas técnicos ocorridos com algumas amostras coletadas no mês de julho/04 e as cianotoxinas (microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxina) por não terem sido detectadas.

A análise fatorial dos componentes principais foi realizada através do programa STATISTICA.

## 5. RESULTADOS

---

### 5.1. Dados climatológicos

A Figura 10 mostra a variação temporal da precipitação (total mensal) no período de maio de 2004 a maio de 2005, compreendendo os meses de amostragem no campo (julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05). Os valores absolutos da temperatura do ar para os dias amostrados estão na Tabela 4.

O período de amostragem que apresentou menores valores de pluviosidade abrangeu os meses entre julho e outubro/04 (29,3 e 77,1 mm, respectivamente), sendo o menor índice de precipitação registrado no mês setembro/04 (18,3 mm). O período com maiores valores de pluviosidade abrangeu novembro/04 a maio/05, havendo uma queda mais acentuada na pluviosidade no mês de abril de 2005. É importante ressaltar que as chuvas ocorridas no mês de maio/05 foram atípicas para a região. O maior índice de precipitação foi registrado no mês de fevereiro/05 (503,8 mm).

Dentre os meses amostrados, pôde-se verificar a menor taxa de precipitação no mês de julho (29,3 mm) e a maior taxa de precipitação no mês de janeiro/06 (246,4 mm).

Tabela 4: Temperatura do ar registrada durante os meses amostrados.

Meses de coleta	Temperatura (°C)	
	Estação 1	Estação 2
Julho/04	16,5	17
Outubro/04	25,5	25
Janeiro/05	23	25
Abril/05	23,5	27

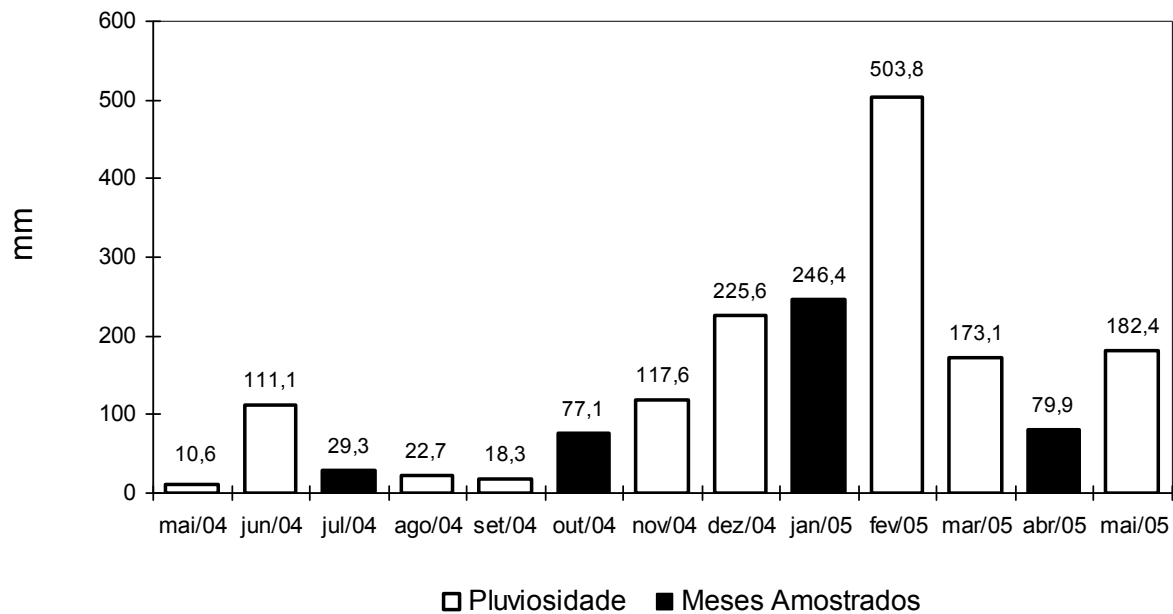


Figura 10: Variação temporal da pluviosidade (total mensal em mm) na área de estudo durante o período de maio/04 a maio/05. (Fonte: ESCELSA – Estação Meteorológica localizada à montante do reservatório Rio Bonito).

## 5.2. Variáveis físicas, químicas e físico-químicas

As variações da transparência da água (m), profundidade máxima (m) e zona eufótica (m) das estações de coleta estão representadas na Figura 11.

A profundidade máxima da estação 1 (E1) variou de 24m (julho/04) a 33,5m (abril/05) e na estação 2 (E2) variou de 20 (julho/04) a 29m (janeiro e abril/05), sendo que a profundidade média da estação 1 foi 29,4m e a da estação 2 foi 25,3m. As estações de amostragem 1 e 2 estão localizadas na zona lacustre do reservatório Rio Bonito, porém a estação 1 situa-se mais próxima a barragem, portanto encontra-se em uma região mais profunda.

A transparência da água variou de 0,5m (estações 1 e 2 – outubro/04) a 1,5m (estações 1 e 2 – abril/05). A profundidade da zona eufótica variou de 1,5m (estações 1 e 2 – outubro/04) a 4,5m (estações 1 e 2 – abril/05), com valor médio de 2,7m para a estação 1 e 2,6m para a estação 2 considerando todo o período estudado.



Os valores de turbidez (NTU) apresentados na Figura 12 mostraram uma variação de 2,07 NTU (Z.A. – outubro/04) a 32 NTU (Z.E. – abril/05) na estação 1 e de 2,39 NTU (Z.A. – outubro/04) a 28 NTU (Z.A. – abril/05) para a estação 2. Os valores médios de turbidez detectados para as diferentes profundidades de coleta das estações 1 e 2, considerando todo o período amostrado, estão discriminados na Tabela 5. Pôde-se observar que os menores valores médios de turbidez nas estações 1 (7,9 NTU) e 2 (7,8 NTU) foram registrados na sub-superfície da coluna d'água.

Analisando a Figura 12, pôde-se verificar baixos valores de turbidez na zona afótica (14m) de cada estação de amostragem nos meses de julho/04 e outubro/04, variando de 2,07 NTU (E1 – outubro/04) a 4,3 NTU (E2 – julho/04), porém o oposto foi verificado para os meses de janeiro/05 e abril/05, constatando-se uma variação de 14 NTU (E1 – janeiro/05) a 28 NTU (E2 – abril/05).

Tabela 5: Valores médios de turbidez (NTU) encontrados nas diferentes profundidades de coleta das estações 1 e 2, considerando todo o período amostrado.

Estações de coleta	Profundidades de coleta		
	Sup	Z.E.	Z.A.
Estação 1	7,9	13,4	11,7
Estação 2	7,8	12,3	12,4

Sup – sub-superfície; Z.E. – zona eufótica; Z.A. – zona afótica

A Figura 13 mostra a variação temporal da temperatura da água (°C) nas diferentes profundidades de coleta das estações 1 e 2. Na maior parte dos meses amostrados, as temperaturas mais baixas foram registradas nas maiores profundidades das duas estações. Os valores obtidos para a temperatura da água mostraram uma relativa homogeneidade térmica em toda a coluna d'água, com diferenças de 0,0 °C (outubro/04) a 2,5 °C (janeiro/05) na estação 1 e de 0,0 °C (janeiro/05) a 3,5 °C (abril/05) na estação 2, da superfície à zona afótica (14m). No mês de janeiro/05, o ambiente mostrou a menor variação, registrando 1 °C de diferença da zona eufótica em relação à superfície e à zona afótica.

Baseado nos valores médios de temperatura da água, considerando-se as três profundidades, foram detectados para a estação 1 os seguintes valores: julho/04 (19,4°C), outubro/04 (24,8°C), janeiro/05 (26,5°C) e abril/05 (25,0°C) e para a estação 2: julho/04 (18,7°C), outubro/04 (24,0°C), janeiro/05 (26,3°C) e abril/05 (25,5°C). Verificou-se para as duas estações de amostragem que no mês de julho/04 foram registrados os menores valores médios de temperatura e em janeiro/05 os maiores valores médios de temperatura.

A Figura 14 representa a variação do oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) para as estações 1 e 2 em todo período amostrado. O valor mínimo para a concentração do oxigênio dissolvido foi registrado na zona afótica (14m) da estação 1 no mês de janeiro/05 (1,7 $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) e o valor máximo na zona eufótica da mesma estação em outubro/04 (9,0 $\text{mgO}_2/\text{L}$ ). Basicamente em todos os períodos amostrados e para ambas as estações, o oxigênio dissolvido apresentou um “perfil” clinogrado, com forte redução das concentrações na camada da zona afótica (14m), denotando hipoxia em outubro/04 (E1 – 1,8 $\text{mgO}_2/\text{L}$  e E2 – 2,4 $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) e janeiro/05 (E1 – 1,7 $\text{mgO}_2/\text{L}$  e E2 – 2,1 $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) para esta profundidade. Apenas no mês de julho/04, na estação 1, não constatou-se uma estratificação química do oxigênio.

Na estação 1, registrou-se diferenças nas concentrações de oxigênio dissolvido de 1,1 $\text{mgO}_2/\text{L}$  (julho/04) a 7,0 $\text{mgO}_2/\text{L}$  (outubro/04), da superfície à zona afótica. Para a estação 2, as diferenças observadas variaram de 3,3 $\text{mgO}_2/\text{L}$  (julho/04) a 6,2 $\text{mgO}_2/\text{L}$  (outubro/04) para as concentrações de oxigênio dissolvido, entre as mesmas profundidades.

Os menores valores médios de oxigênio dissolvido, considerando-se todo o período amostrado, foram registrados na zona afótica das estações 1 (3,7  $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) e 2 (3,5  $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) e os maiores valores médios verificados na sub-superfície de cada estação (E1 – 8,15  $\text{mgO}_2/\text{L}$  e E2 – 7,9  $\text{mgO}_2/\text{L}$ ).

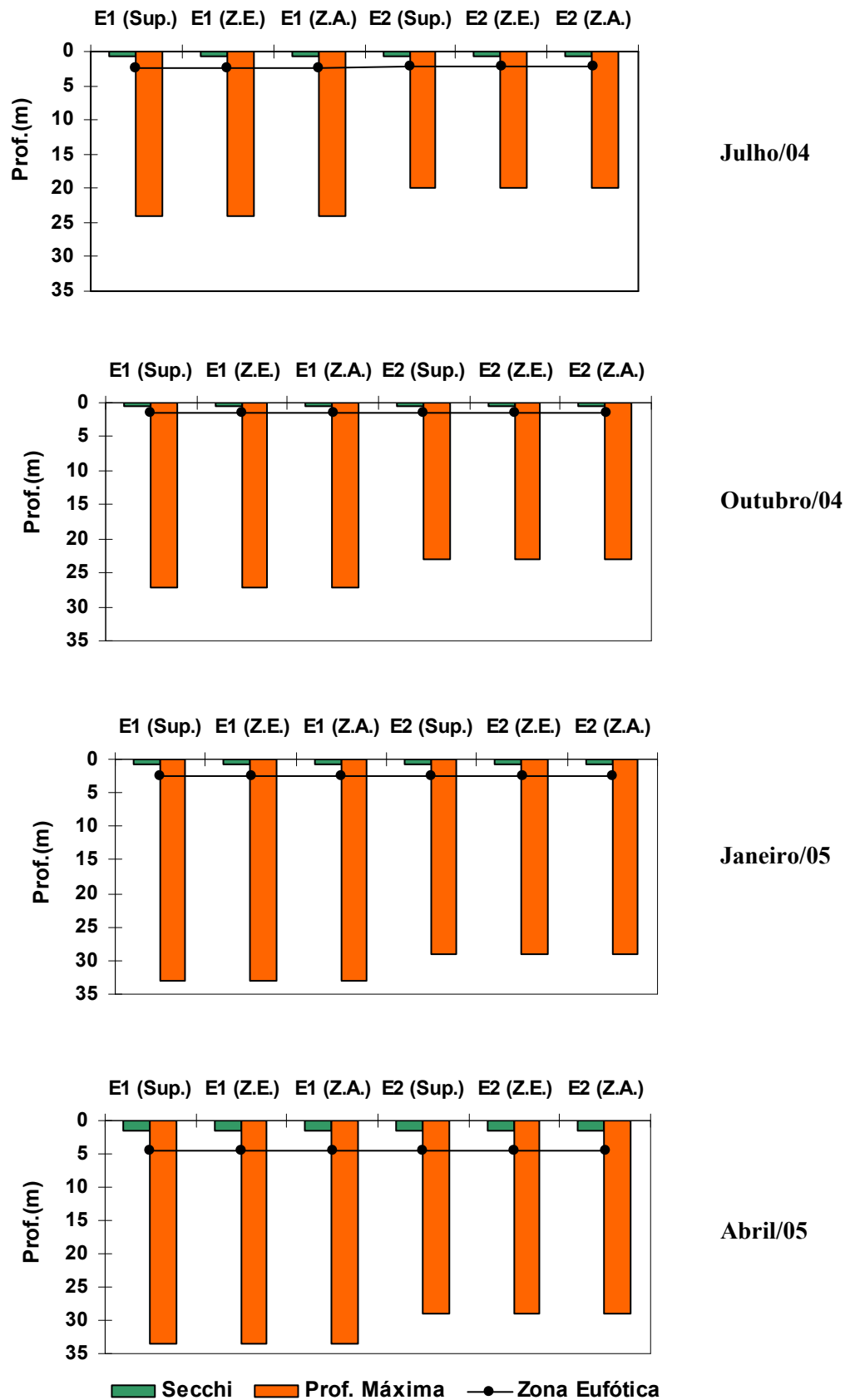


Figura 11: Variação temporal da transparência (Secchi - m), profundidade máxima (m) e zona eufótica (m) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

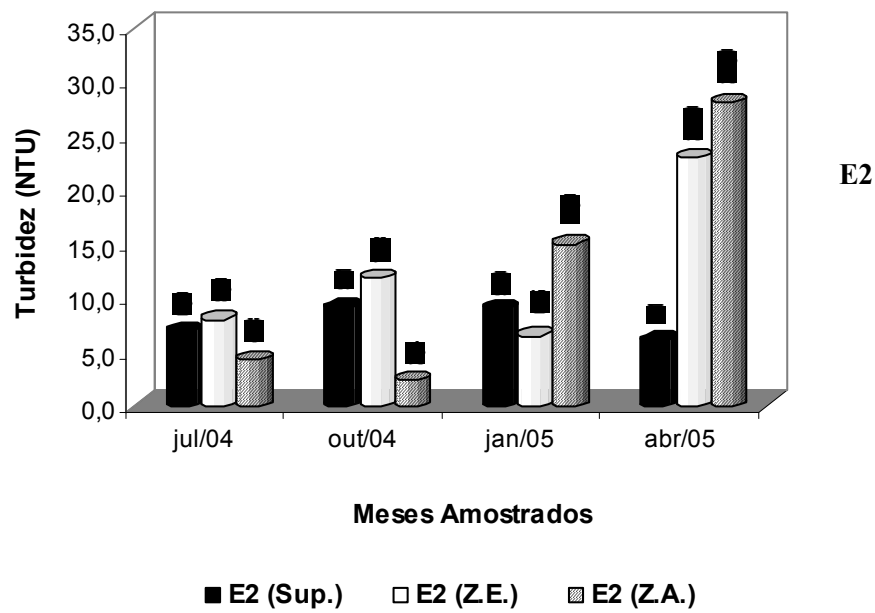
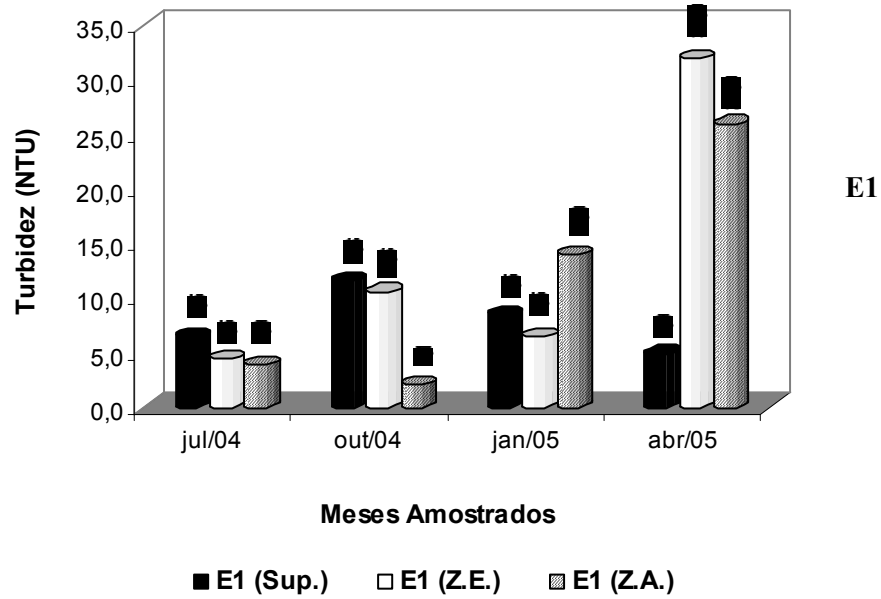


Figura 12: Variação temporal da turbidez (NTU) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

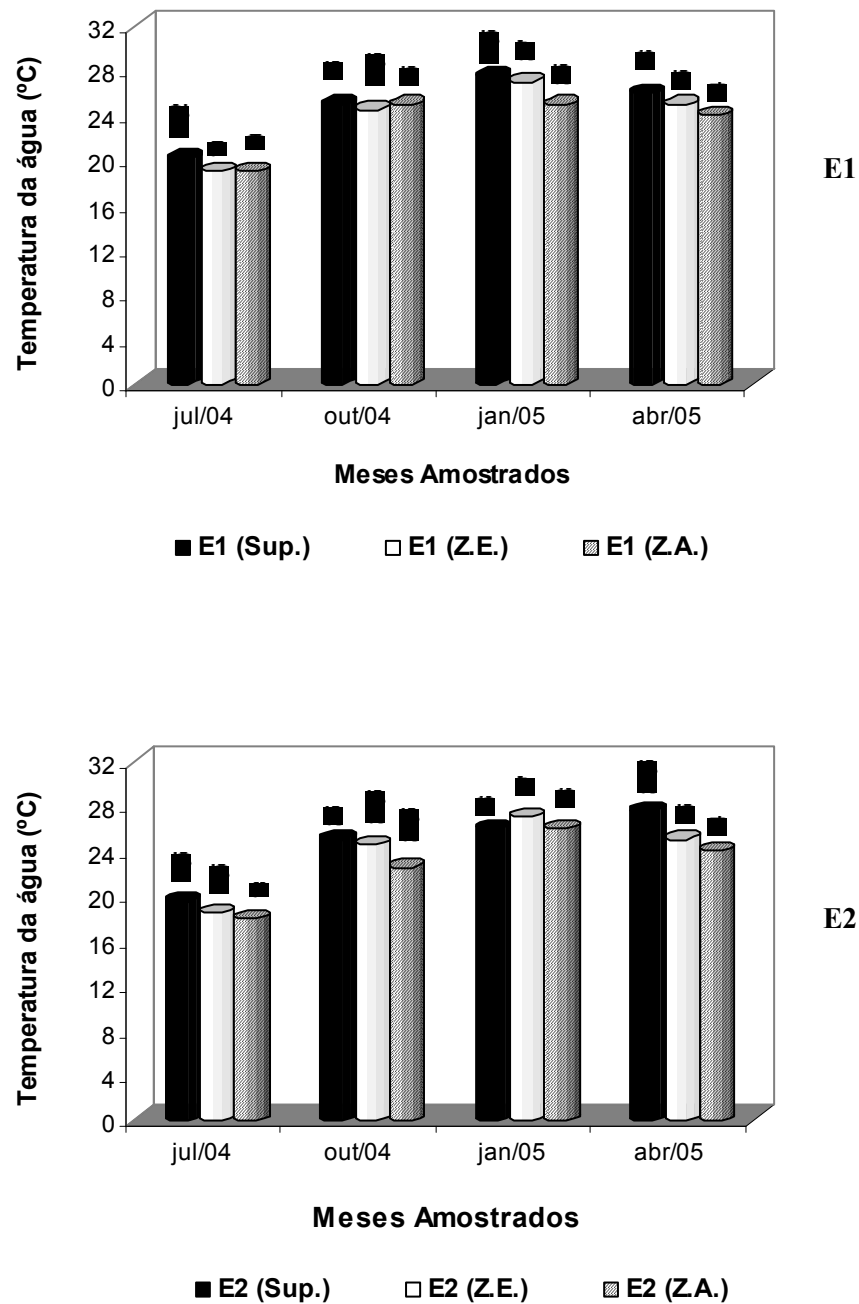


Figura 13: Variação temporal da temperatura da água (°C) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

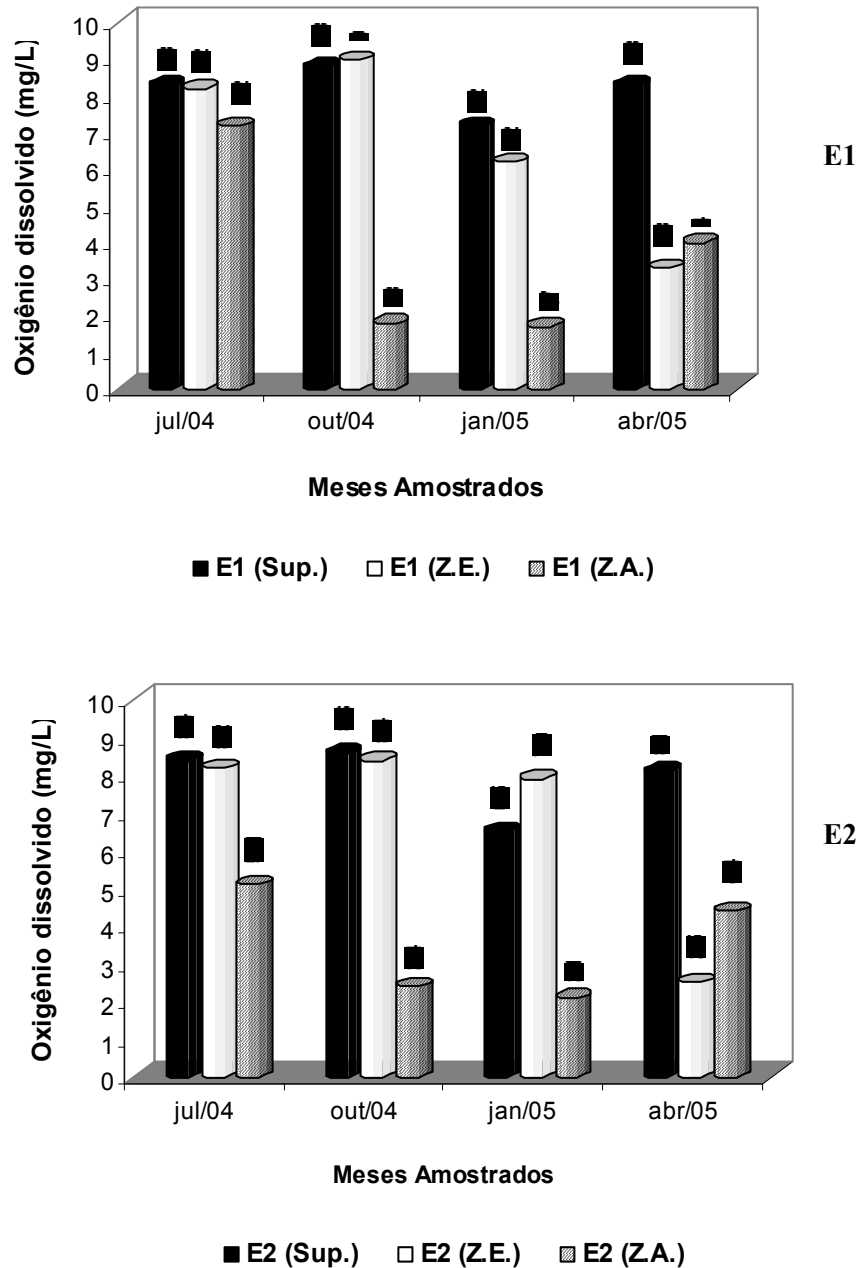


Figura 14: Variação temporal da concentração do oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

Os resultados de pH (Figura 15) evidenciaram características da água de levemente ácidas a alcalinas, com valores oscilando entre 6,26 (Z.A. – abril/05) a 9,7 (Sup. – outubro/04) para a estação 1 e variando de 6,15 (Z.A. – abril/05) e 9,73 (Sup – outubro/04) para a estação 2. Baseado nos valores médios de pH, considerando as três profundidades, foram encontrados para a estação 1 os seguintes valores: julho/04 (7,61), outubro/04 (8,73), janeiro/05 (8,07) e abril/05 (6,64) e para a estação 2: julho/04 (7,65), outubro/04 (8,75), janeiro/05 (8,36) e abril/05 (6,47). Verificou-se para as duas

estações de amostragem que no mês de abril/05 foram registrados os menores valores médios de pH e em outubro/04 os maiores valores médios de pH.

Analisando a distribuição vertical das estações amostradas, verificou-se que os menores valores de pH foram sempre registrados na profundidade da zona afótica (14m) nas duas estações para todos os meses avaliados, e os maiores valores de pH, em geral, encontrados na sub-superfície da coluna d'água.

Pôde-se verificar na Figura 16 que os resultados de alcalinidade ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) indicaram certa homogeneidade, considerando-se as estações, profundidades e meses amostrados. Observou-se que os valores de alcalinidade, de uma forma geral, foram levemente mais elevados na sub-superfície das duas estações de amostragem no período estudado. A variação de alcalinidade foi de  $9,32 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$  (Z.A. – outubro/04) a  $11 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$  (Sup., Z.E. e Z.A. – julho/04; Sup. e Z.E. - janeiro/05; Sup. – abril/05) para a estação 1 e de  $8,0 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$  (Z.E. – abril/05) a  $11 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$  (Sup. e Z.E. – julho/04. Sup. – abril/05) para a estação 2.

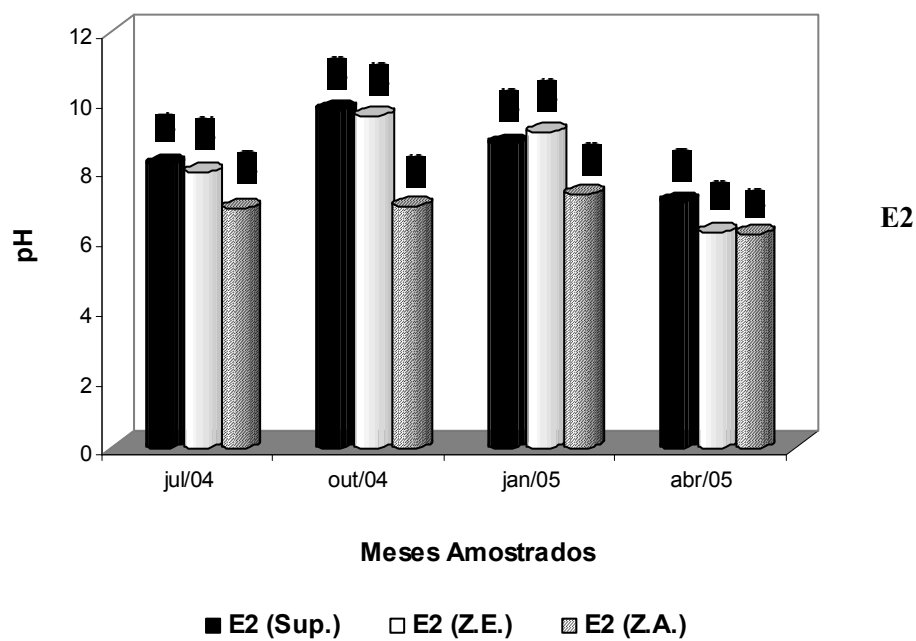
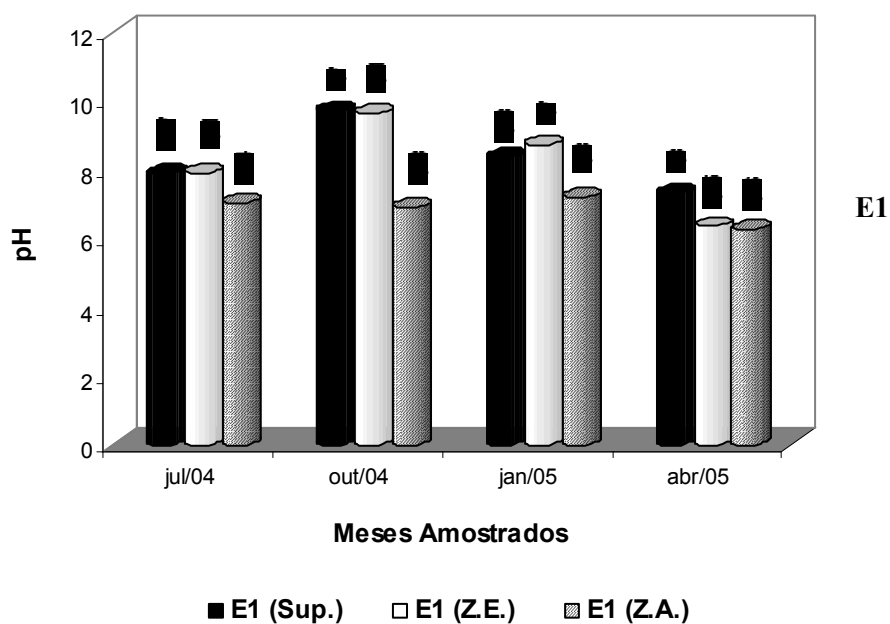


Figura 15: Variação temporal do pH nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.



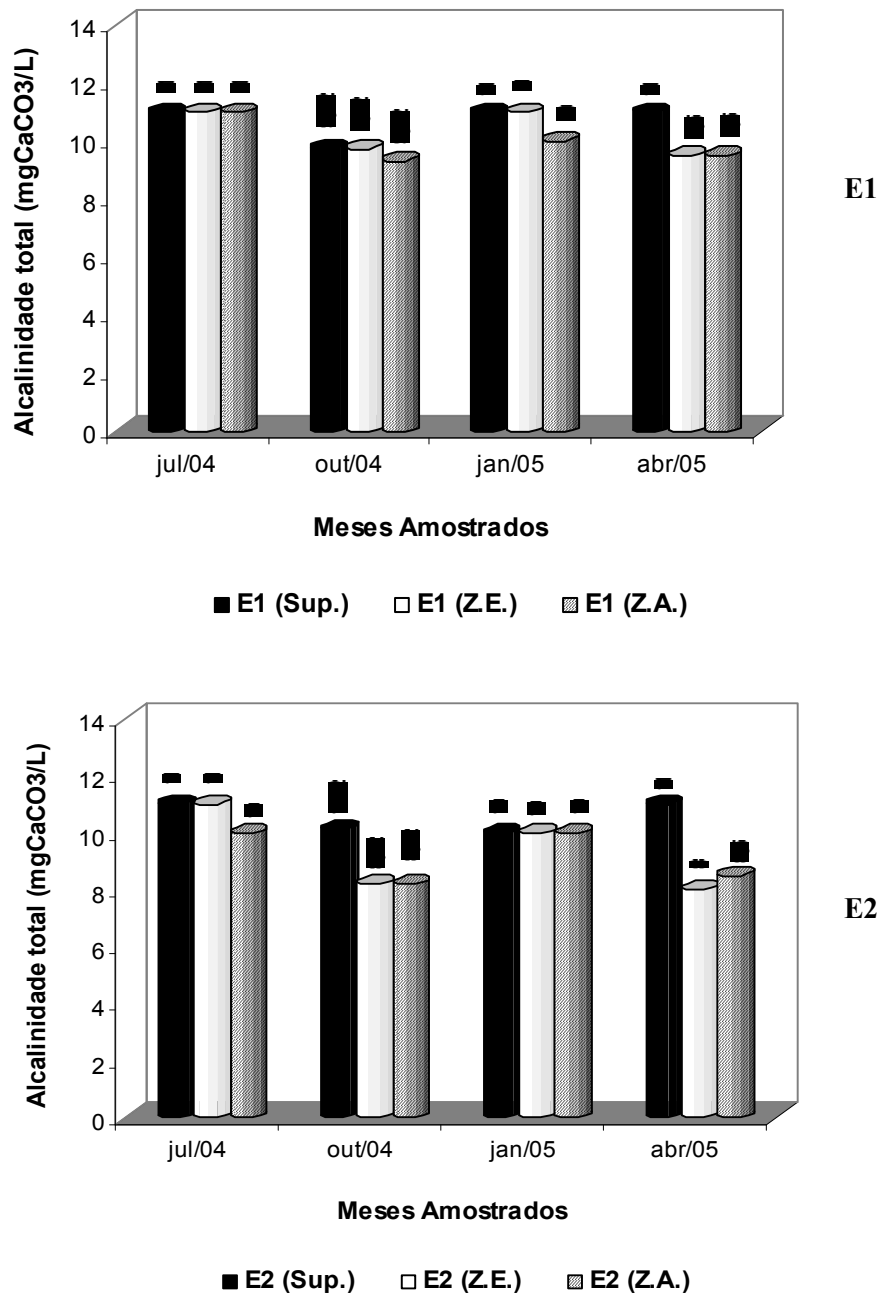


Figura 16: Variação temporal dos valores de alcalinidade ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

Os valores de nitrogênio amoniacal ( $\text{mgNH}_3\text{-N/L}$ ) apresentados na Figura 17 mostraram uma variação de  $0,07\text{ mgNH}_3\text{-N/L}$  (Z.A. – abril/05) a  $0,30\text{ mgNH}_3\text{-N/L}$  (Sup. – janeiro/05) na estação 1 e de  $0,06\text{ mgNH}_3\text{-N/L}$  (Sup. – abril/05) a  $0,30\text{ mgNH}_3\text{-N/L}$  (Z.A. – janeiro/05) para a estação 2. Considerando as três profundidades de coleta, os menores valores médios encontrados para o nitrogênio amoniacal foram

registrados abril/05 para as estações 1 (0,11 mgNH<sub>3</sub> -N/L ) e 2 (0,07 mgNH<sub>3</sub> -N/L) e os maiores valores médios encontrados no mês de janeiro/05 (E1 – 0,24 mgNH<sub>3</sub> -N/L e E2 – 0,22 mgNH<sub>3</sub> -N/L). Com relação à variação temporal, houve notável diferença dos valores de nitrogênio amoniacal entre os meses de coleta para as estações 1 e 2.

De maneira geral os valores de nitrito (Tabela 6) foram baixos e, muitas vezes estavam abaixo do limite de detecção do método (<0,01 mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N/L). O mês de outubro/05 apresentou os maiores valores de nitrito para as estações 1 e 2, registrando na zona afótica (14m) de cada estação as maiores concentrações deste nutriente (E1 – 0,06 mg/L e E2 – 0,09mg/L).

Tabela 6: Valores de concentração de nitrito (mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N/L) encontrados nas diferentes profundidades de coleta das estações 1 e 2.

Meses de coleta	Estação 1			Estação 2		
	Sup	Z.E.	Z.A.	Sup	Z.E.	Z.A.
Julho/04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Outubro/04	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	0,09
Janeiro/05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Abril/05	0,01	0,01	0,02	0,01	<0,01	<0,01

Sup – sub-superfície; Z.E. – zona eufótica; Z.A. – zona afótica

Os valores de nitrato (mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L) apresentados na Figura 18 mostraram uma variação de <0,02 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L (Sup. e Z.E. – janeiro/05) a 0,67 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L (Z.E. – abril/05) para a estação 1 e de <0,02 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L (Sup. e Z.E. – janeiro/05) a 0,72 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L (Z.A. – abril/05) para a estação 2. Considerando o período amostral, exceto a superfície e zona eufótica das estações 1 e 2 no mês de janeiro/05, os menores valores médios encontrados para o nitrato foram registrados na sub-superfície das estações 1 (E1 – 0,23 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L) e 2 (E2 – 0,25 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L) e os maiores valores médios observados na zona afótica (14m) de cada estação (E1 – 0,53 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L e E2 – 0,56 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L). No mês de janeiro/05 foram registrados valores de nitrato abaixo do limite de detecção para a superfície e zona eufótica das estações 1 e 2 (<0,02 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N/L), e no mês de abril/05 constatou-se as maiores

concentrações deste nutriente, especialmente nas profundidades da zona eufótica e zona afótica nas duas estações.

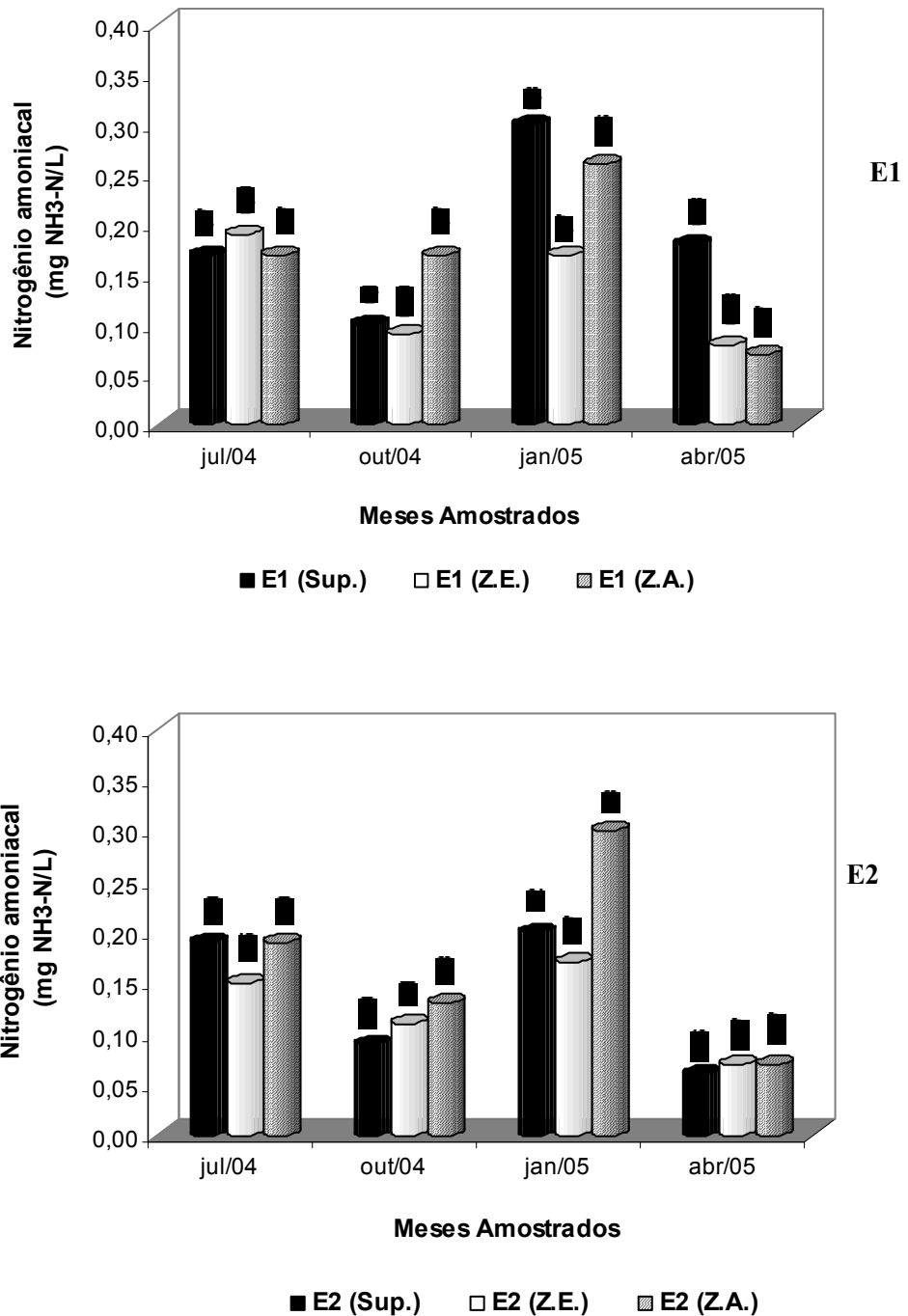


Figura 17: Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacoal ( $\text{mgNH}_3\text{-N/L}$ ) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

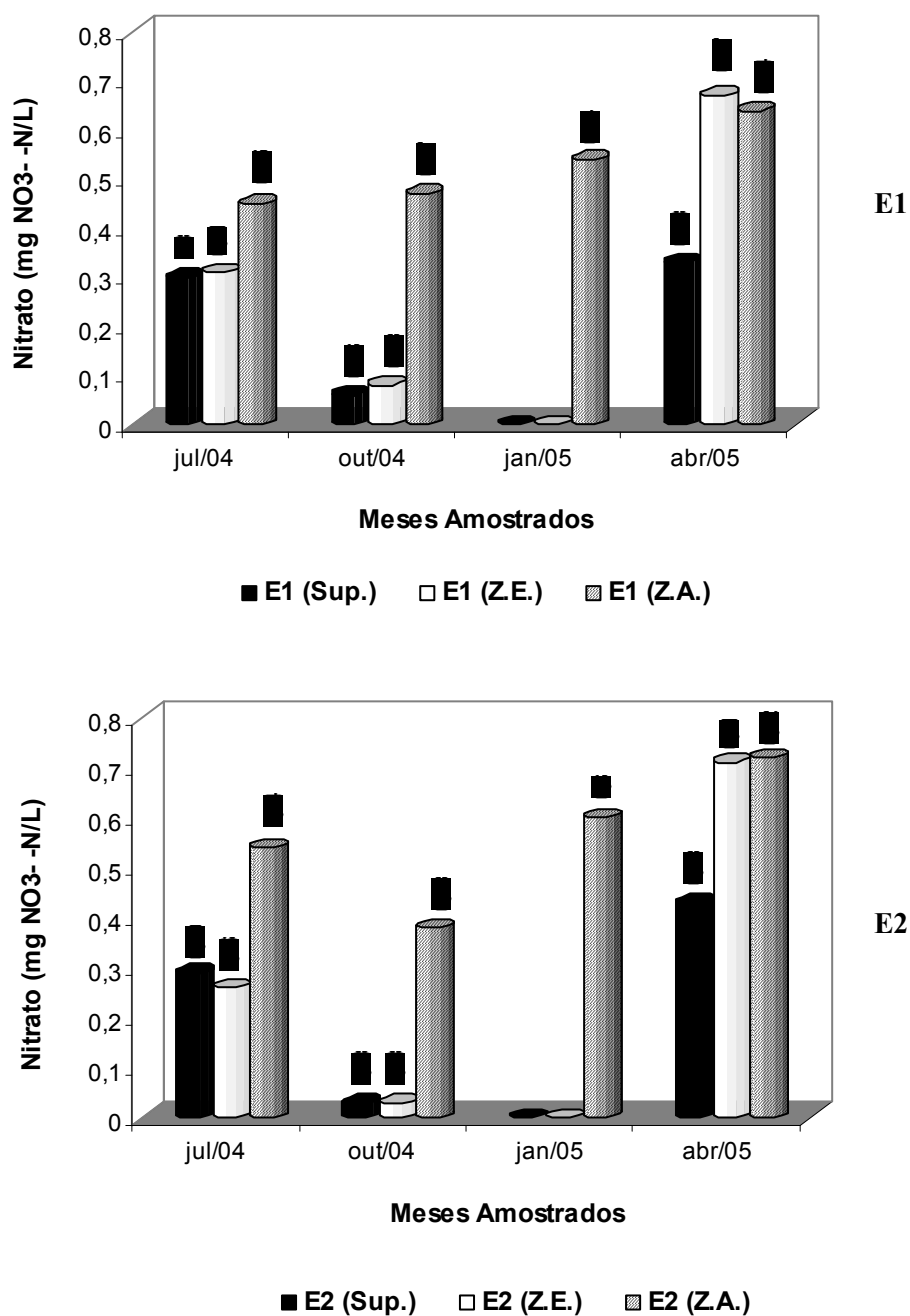


Figura 18: Variação temporal da concentração de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- \text{-N/L}$ ) nas estações E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

Em todas as amostras analisadas a concentração de ortofosfato total foi sempre abaixo do limite de detecção do método ( $<0,02 \text{ mgPO}_4^{3-} \text{- P/L}$ ).

### **5.3. Variáveis biológicas**

#### **5.3.1. Composição qualitativa da comunidade fitoplanctônica**

A Tabela 7 mostra a lista dos táxons fitoplanctônicos identificados em todas as amostras coletadas nas estações 1 e 2 durante os meses de julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05 no reservatório Rio Bonito.

Foram identificados 106 táxons nas duas estações de amostragem, entre Classes, Ordens, Gêneros, Espécies e Variedades, sendo 34 Chlorophyceae, 18 Cyanophyceae, 17 Zygnemaphyceae, 8 Bacillariophyceae, 8 Euglenophyceae, 6 Dinophyceae, 5 Cryptophyceae, 4 Chrysophyceae e 6 fitoflagelados não identificados.

Foram identificados 16 táxons exclusivos da estação 1, pertencentes a 8 Classes, sendo 5 da Classe Chlorophyceae, 3 Zygnemaphyceae, 2 Bacillariophyceae, 2 Euglenophyceae, 1 Cyanophyceae, 1 Dinophyceae, 1 Chrysophyceae e 1 fitoflagelado não identificado. Na estação 2, a comunidade fitoplanctônica esteve composta por 22 táxons exclusivos, pertencentes a 7 Classes, sendo 8 da Classe Chlorophyceae, 4 Bacillariophyceae, 4 Dinophyceae, 2 Zygnemaphyceae, 2 Cyanophyceae, 1 Euglenophyceae e 1 fitoflagelado não identificado.

Sessenta e oito (68) táxons foram comuns às duas estações de amostragem, pertencentes a 9 Classes, sendo 21 da classe Chlorophyceae, 15 Cyanophyceae, 12 Zygnemaphyceae, 5 Euglenophyceae, 5 Cryptophyceae, 3 Chrysophyceae, 2 Bacillariophyceae, 1 Dynophyceae e 4 fitoflagelados não identificados.

Tabela 7: Lista dos táxons de algas registradas nas estações de amostragem, considerando-se todas as profundidades, meses de coleta e análises quali e quantitativas.

LISTA DE TÁXONS	Estação 1	Estação 2
<b><u>BACILLARIOPHYCEAE</u></b>		
Centrales 1	x	
<i>Cocconeis</i> sp <sub>1</sub>	x	
<i>Cymbella cistula</i> (Henprich) Grun		x
<i>Eunotia</i> sp <sub>1</sub>		x
<i>Fragillaria</i> sp <sub>1</sub>	x	x
<i>Melosira</i> sp <sub>1</sub>		x
Pennales 1	x	x
Pennales 2		x
<b><u>CHLOROPHYCEAE</u></b>		
<i>Actinastrum</i> sp <sub>1</sub>	x	x
<i>Ankistrodesmus</i> sp <sub>1</sub>	x	x
<i>Carteria</i> sp <sub>1</sub>	x	
<i>Chlorella</i> sp <sub>1</sub>	x	x
Chlorococcales 1	x	
<i>Choricystis komarekii</i> Comas		x
<i>Closteriopsis longissima</i> Lemmermann		x
<i>Crucigenia irregulares</i> Wille		x
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	x	x
<i>Crucigenia</i> sp <sub>1</sub>		x
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nageli	x	x
<i>Dictyosphaerium</i> sp <sub>1</sub>	x	x
<i>Didymocystis fina</i> Komárek	x	x
<i>Golenknia radiata</i> (Chodat) Wille	x	x
<i>Golenknia</i> sp <sub>1</sub>	x	x
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirch.) Moebius		x
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	x	x
<i>Kirchneriella</i> sp <sub>1</sub>		x
<i>Koliella</i> sp <sub>1</sub>	x	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková - Legnerová	x	x
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nageli) Komárková - Legnerová		x
<i>Oedogonium</i> sp <sub>1</sub>	x	x
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillium</i> West & West	x	x
<i>Pediatrum duplex</i> var. <i>subgranulatum</i> Racib.	x	x

LISTA DE TÁXONS	Estação 1	Estação 2
<b><u>CHLOROPHYCEAE</u></b>		
<i>Scenedesmus acuminatus bernardii</i> G.M Smith	X	X
<i>Scenedesmus bijugus</i> (Turpin) Kutzing	X	X
<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chod.) Smith	X	X
<i>Scenedesmus qudricauda</i> Westti	X	X
<i>Scenedesmus</i> sp <sub>1</sub>	X	
<i>Scenedesmus</i> sp <sub>2</sub>	X	X
<i>Scenedesmus</i> sp <sub>3</sub>	X	X
<i>Selastrum</i> sp <sub>1</sub>	X	
<i>Selenastrum westii</i> G.M. Smith	X	X
<i>Tetraedrum minimum</i> (A. Braun) Hansgirg		X
<b><u>ZYGNEMAPHYCEAE</u></b>		
<i>Arthrodesmus phimus</i> Turner var. <i>phimus</i>	X	X
<i>Arthrodesmus</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Arthrodesmus</i> sp <sub>2</sub>	X	X
<i>Arthrodesmus</i> sp <sub>3</sub>	X	X
<i>Closterium</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Closterium</i> sp <sub>2</sub>	X	
<i>Cosmarium connatum</i> var. <i>minor</i> Wolle	X	X
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchn	X	
<i>Cosmarium</i> sp <sub>1</sub>		X
<i>Mougeotia</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Staurastrum smithii</i> (G.M. Smith) Teiling		X
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs	X	X
<i>Staurastrum</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Staurastrum</i> sp <sub>2</sub>	X	X
<i>Stauroidesmus validus</i> (W. & G.S. West) Thomas	X	
<i>Stauroidesmus</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Xantidium antilopeum</i> (Bréb) Kutz. (Bretagne)	X	X
<b><u>CYANOPHYCEAE</u></b>		
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann	X	X
<i>Chroococcus turgidez</i> (Kutzing) Nageli		X
Cyanophyceae 1	X	X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszinska) Seenayya & Subba Raju	X	X
<i>Geitlerinema</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Lyngbya</i> sp <sub>1</sub>	X	X

LISTA DE TÁXONS	Estação 1	Estação 2
<b><u>CYANOPHYCEAE</u></b>		
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	X	X
<i>Microcystis</i> sp <sub>1</sub>	X	
<i>Monoraphydiopsis</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Nostoc caeruleum</i> Lyngbye	X	X
<i>Oscillatoria jatorvensis</i> Vouk	X	X
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i> Schmidle	X	X
<i>Oscillatoria</i> sp <sub>1</sub>		X
<i>Phormidium inundatum</i> Kutzing		
<i>Pseudoanabaena</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Spirulina</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Synechocystis</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Synechococcus</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Wolskyella</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<b><u>DINOPHYCEAE</u></b>		
Dinoflagelado 1		X
<i>Glenodinium</i> sp <sub>1</sub>		X
<i>Gymnodinium</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Gymnodinium</i> sp <sub>2</sub>		X
<i>Peridinium</i> sp <sub>1</sub>	X	
<i>Peridinium</i> sp <sub>2</sub>		X
<b><u>EUGLENOPHYCEAE</u></b>		
<i>Euglena</i> sp <sub>1</sub>	X	
<i>Lepocinclis</i> sp <sub>1</sub>		X
<i>Phacus</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>inevoluta</i> Deflandre	X	
<i>Trachelomonas playfairii</i> Deflandre	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp <sub>2</sub>	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp <sub>3</sub>	X	X
<b><u>CRYPTOPHYCEAE</u></b>		
<i>Cryptomonas</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Cryptomonas</i> sp <sub>2</sub>	X	X
Cryptophyceae 1	X	X
Cryptophyceae 2	X	X
Cryptophyceae 3	X	X



LISTA DE TÁXONS	Estação 1	Estação 2
<b><u>CHRYSOPHYCEAE</u></b>		
Chrysophyceae 1	X	X
<i>Styloceros longissimus</i> Reverdin	X	
<i>Styloceros</i> sp <sub>1</sub>	X	X
<i>Styloceros</i> sp <sub>2</sub>	X	X
<b><u>FITOFLAGELADOS</u></b>		
Fitoflagelado 1	X	X
Fitoflagelado 2	X	X
Fitoflagelado 3	X	X
Fitoflagelado 4	X	X
Fitoflagelado 5	X	
Fitoflagelado 6		X

A Classe Chlorophyceae foi a mais representativa (Figura 19) em termos de riqueza de táxons em relação ao número total (32%), seguida das Cyanophyceae (17%), Zygnemaphyceae (16%), Bacillariophyceae (7,6%), Euglenophyceae (7,6%), Dinophyceae (5,7%), fitoflagelados não identificados (5,7%), Cryptophyceae (4,7%) e Chrysophyceae (3,7%).

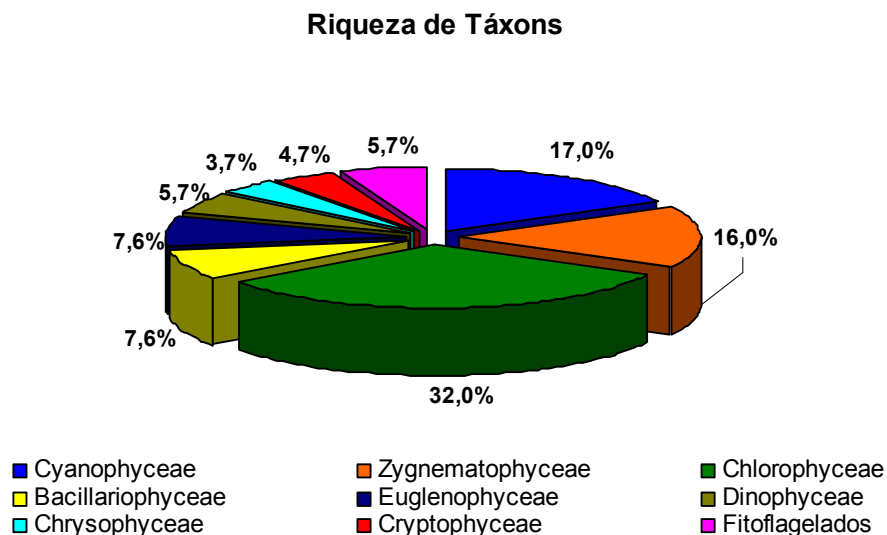


Figura 19: Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons em relação ao número total (%), identificados em todas as amostras coletadas nos meses de julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05 no reservatório Rio Bonito.

### 5.3.2. Análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica

As Figuras 20 e 21 mostram a variação temporal da densidade numérica total do fitoplâncton (células/mL) encontrada nas estações E1 e E2 e suas respectivas profundidades, sub-superfície (Sup.), zona eufótica (Z.E.) e zona afótica (Z.A. – 14m).

Considerando os períodos amostrados, verificou-se que a densidade numérica na estação 1 variou de 7.022 células/mL (Z.A. - janeiro/05) a 905.674 células/mL (Sub-superfície - julho/04). Na estação 2 a variação foi de 13.546 células/mL (Z.A. – outubro/04) a 862.487 células/mL (Sup. – julho/04).

Analisando a variação vertical da densidade fitoplanctônica nota-se que os maiores valores foram quase sempre registrados na sub-superfície da coluna d'água, exceto na terceira amostragem da estação 1 (janeiro/05), e os menores valores sempre registrados na zona afótica (14m) do reservatório, considerando-se as duas estações de amostragem e todo o período estudado.

Os maiores resultados obtidos para a densidade total do fitoplâncton, considerando as três profundidades de coleta, foram registrados no mês de julho/04 para as estações 1 e 2 e os menores resultados foram observados no mês de abril/05 para ambas estações de amostragem.

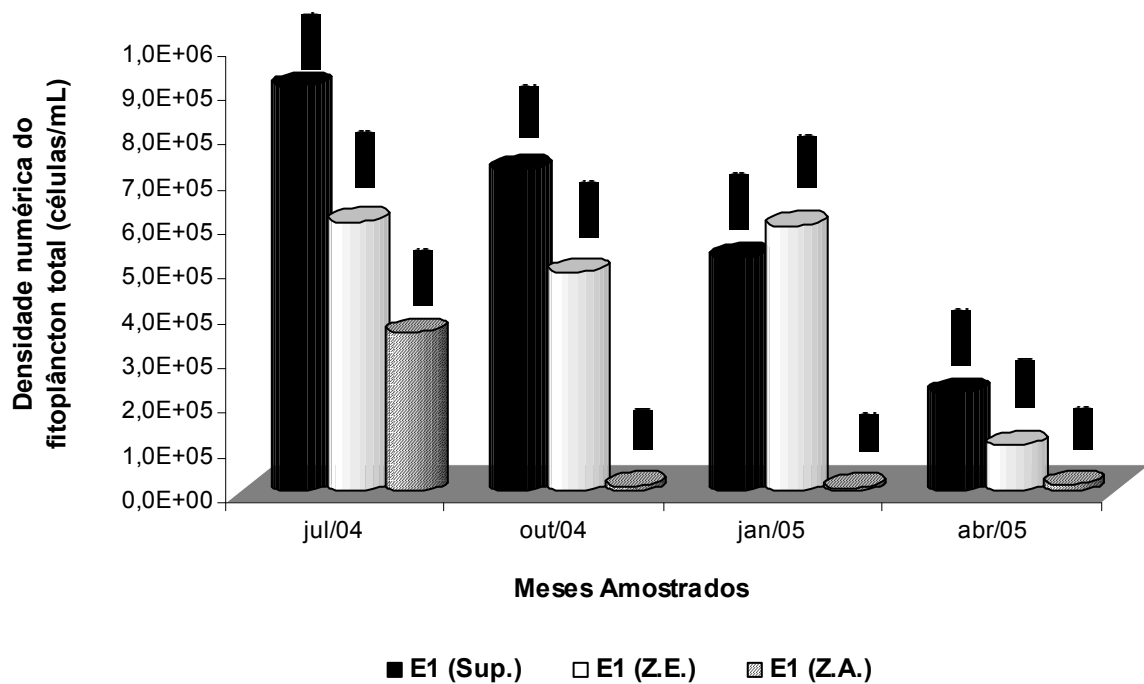


Figura 20: Variação temporal da densidade numérica total do fitoplâncton (células/mL) encontrada nas amostras coletadas na estação E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

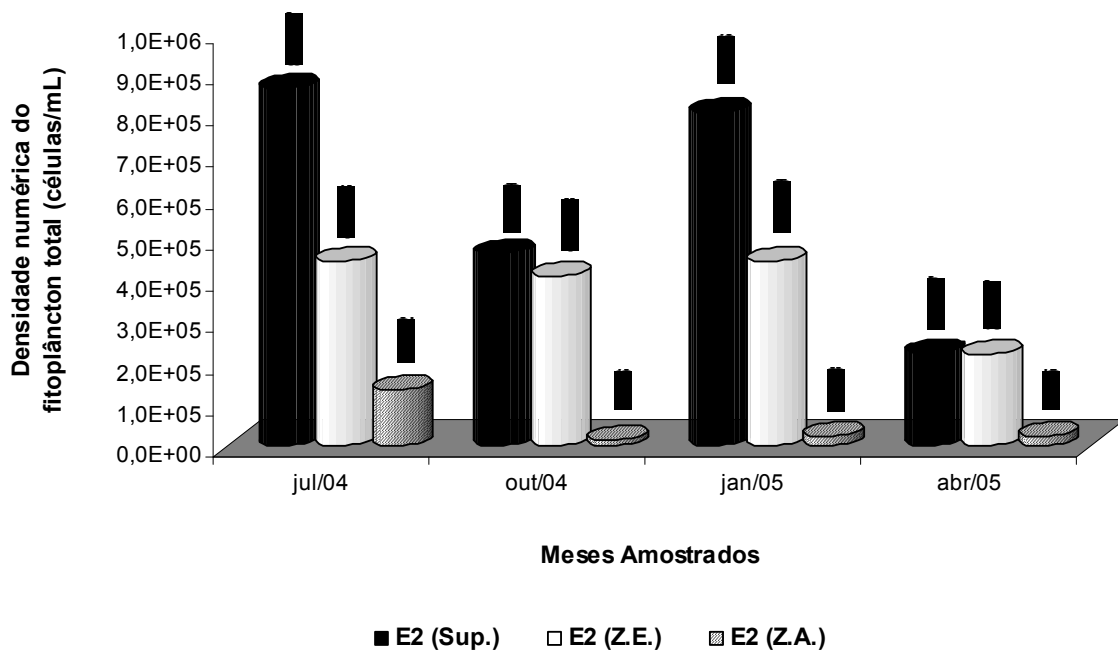


Figura 21: Variação temporal da densidade numérica total do fitoplâncton (células/mL) encontrada nas amostras coletadas na estação E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

As Figuras 22, 23, 24 e 25 mostram a contribuição quantitativa do fitoplâncton em relação às Classes, nas estações 1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e 2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) durante os meses de julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05.

Dentre as Classes fitoplanctônicas 9 foram representativas quanto ao número de células: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae e fitoflagelados. Porém, verificou-se em todo o período amostrado um domínio quantitativo da Classe Cyanophyceae nas duas estações e em todas as profundidades. A contribuição quanto à densidade numérica desta Classe, em termos percentuais, variou de 83,8% (E1 – Z.A. – outubro/04) a 99,8% (E2 – Z.E. – julho/04).

A Classe Chlorophyceae foi a segunda mais representativa, com o máximo de 14,7% do total células na zona afótica da estação 1, em outubro/04. As demais Classes foram pouco representativas para a contribuição quantitativa do fitoplâncton total.

Na estação 1 foi registrado um total de 7 táxons abundantes: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis* sp<sub>1</sub>, *Synechococcus* sp<sub>1</sub>, *Monoraphidiopsis* sp<sub>1</sub>, *Oscillatoria jatorvensis*, *Pseudoanabaena* sp<sub>1</sub> - da Classe Cyanophyceae e *Ankistrodesmus* sp<sub>1</sub> da Classe Chlorophyceae. Apenas dois táxons foram considerados dominantes, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi dominante em todas as profundidades da estação 1 (Sup., Z.E. e Z.A.) nos meses de julho/04, outubro/04 e Janeiro/05, exceto na Z.A (14m) no mês de janeiro/04; outro táxon - *Synechocystis* sp<sub>1</sub> foi dominante em todas as profundidades da estação 1 (Sup., Z.E. e Z.A.) no mês de abril/05.

A densidade da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* na estação 1 variou de 4.206 células/mL (Z.A. – 14m) em janeiro/05 a 892.505 células/mL (Sup.) em julho/04. Para a *Synechocystis* sp a densidade variou de 14.204 células/mL (Z.A. -14m) no mês de abril/05 a 183.230 células/mL (Sup.) no mesmo mês.

Na estação 2 foi registrado um total de 6 táxons abundantes: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis* sp<sub>1</sub>, *Synechococcus* sp<sub>1</sub>, *Oscillatoria jatorvensis* e *Monoraphidiopsis* sp<sub>1</sub> - da classe Cyanophyceae e *Ankistrodesmus* sp<sub>1</sub> da classe Chlorophyceae. Analisando as espécies dominantes desta estação de coleta, foram

novamente registradas as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* (exceto na Z.A (14m) no mês de janeiro/04) e *Synechocystis* sp<sub>1</sub> dominando os mesmos períodos mencionados na estação 1.

A densidade da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* na estação 2 variou de 10.124 células/mL (Z.A. – 14m) em outubro/04 a 853.565 células/mL (Sup.) em julho/04. Para a *Synechocystis* sp<sub>1</sub> a densidade variou de 17.169 células/mL (Z.A. -14m) no mês de abril/05 a 201.072 células/mL (Z.E.) no mesmo mês.

As figuras 26, 27, 28 e 29 mostram a contribuição quantitativa das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechocystis* sp<sub>1</sub> em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae, nas estações 1 (Sup., Z.E. e Z.A) e 2 (Sup., Z.E. e Z.A) durante todo período de amostragem. Analisando estas figuras pôde-se observar que houve uma substituição de espécies dominantes durante os períodos amostrados, onde inicialmente havia o predomínio da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e posteriormente o táxon *Synechocystis* sp<sub>1</sub>.

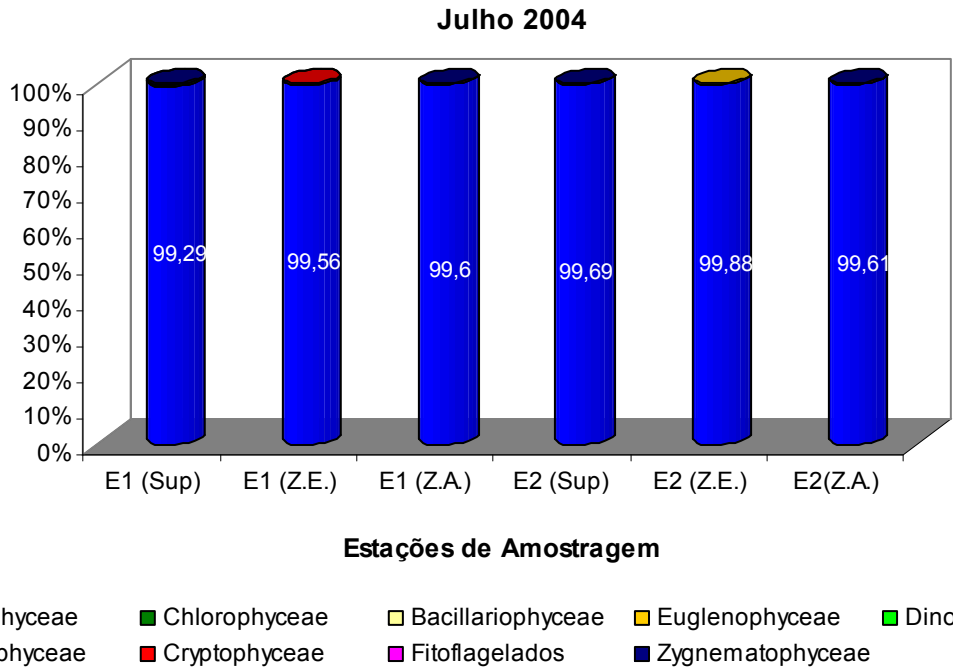


Figura 22: Contribuição das classes fitoplanctônicas, em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em julho/04.

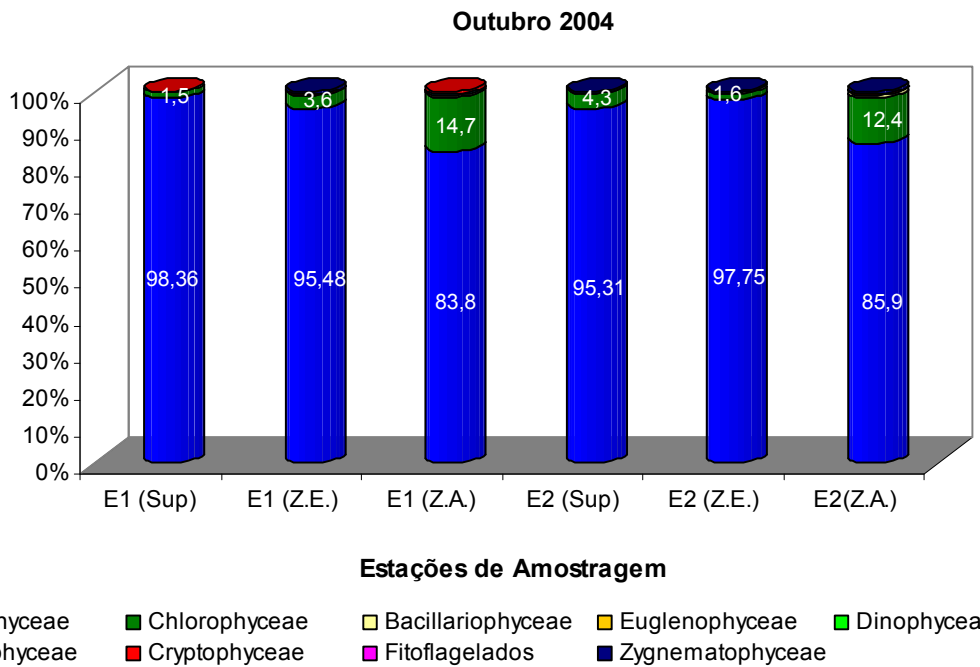


Figura 23: Contribuição das classes fitoplanctônicas, em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em outubro/04.

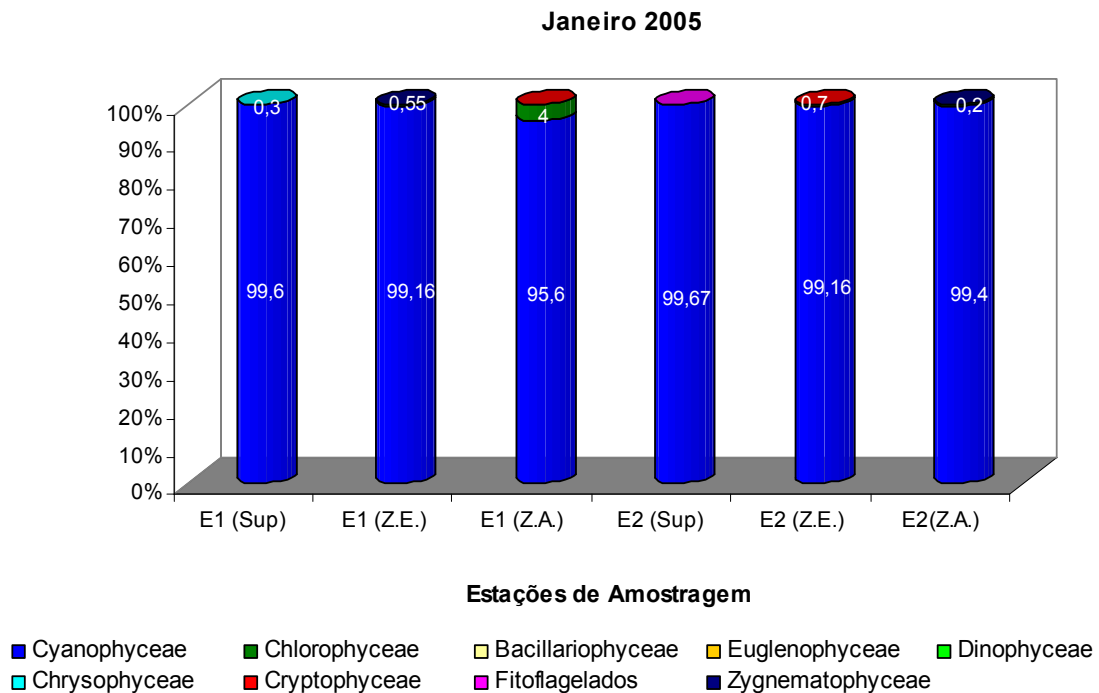


Figura 24: Contribuição das classes fitoplanctônicas, em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em janeiro/05.

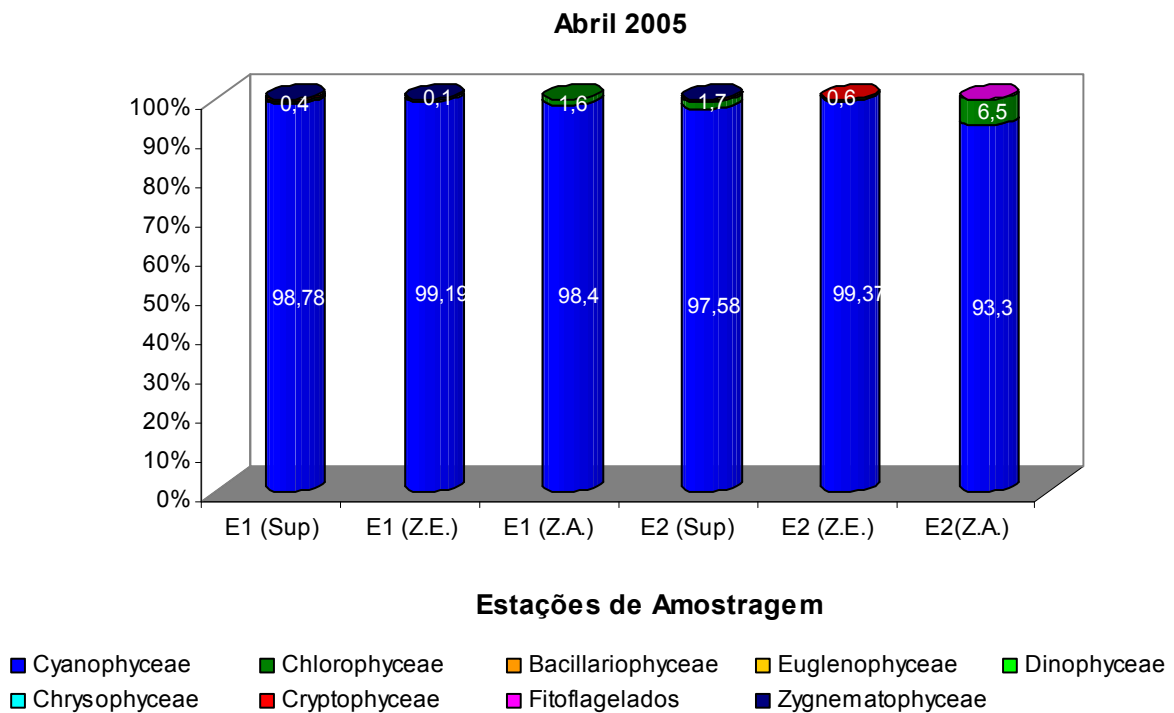


Figura 25: Contribuição das classes fitoplanctônicas, em termos de densidade total, nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em abril/05.

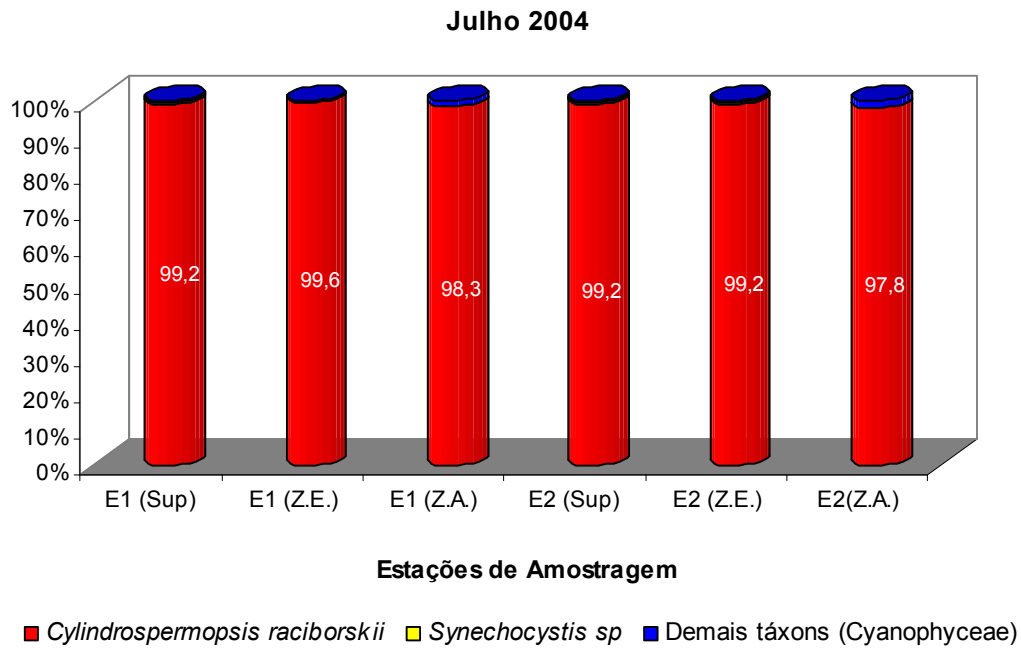


Figura 26: Contribuição quantitativa das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechocystis sp*<sub>1</sub> em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em julho/04.

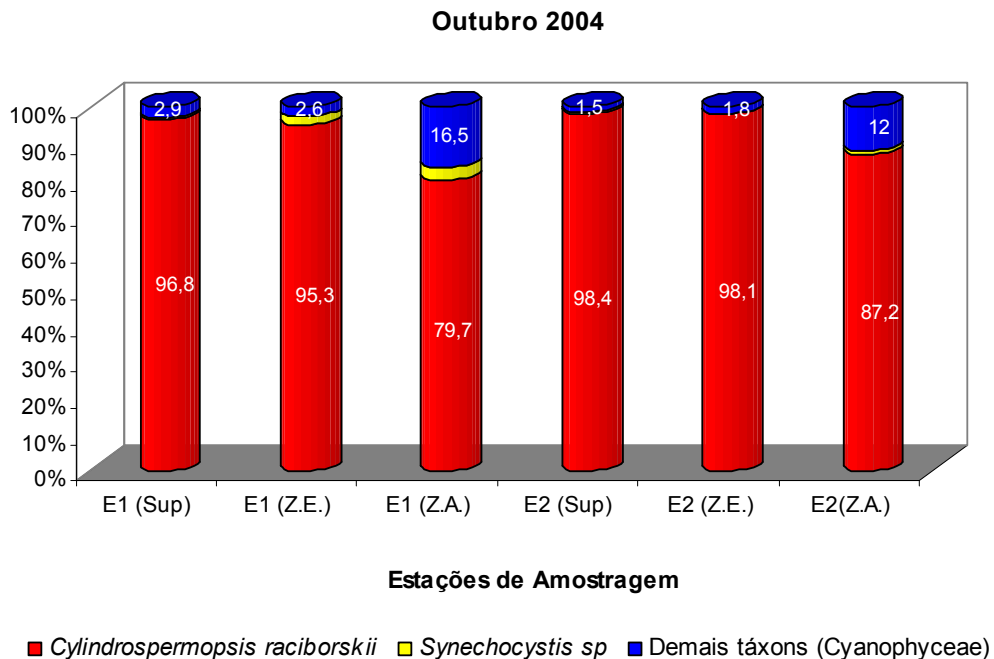
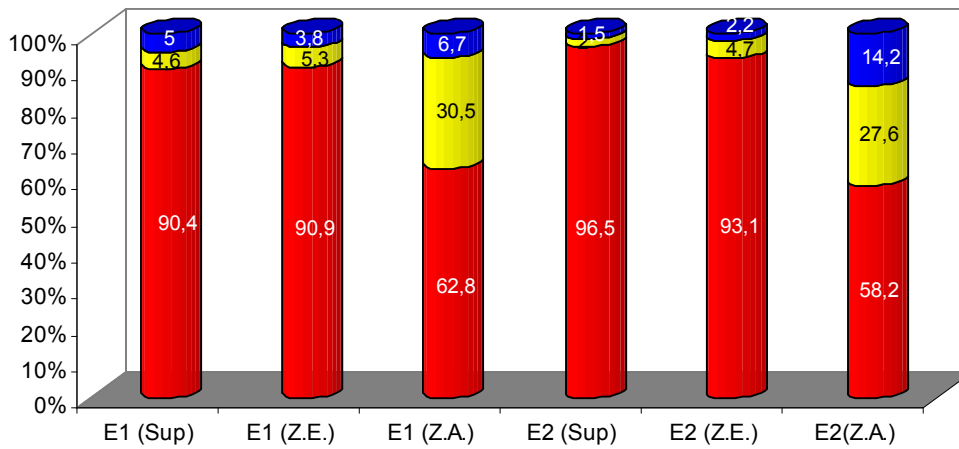


Figura 27: Contribuição quantitativa das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechocystis sp*<sub>1</sub> em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em outubro/04.



## Janeiro 2005

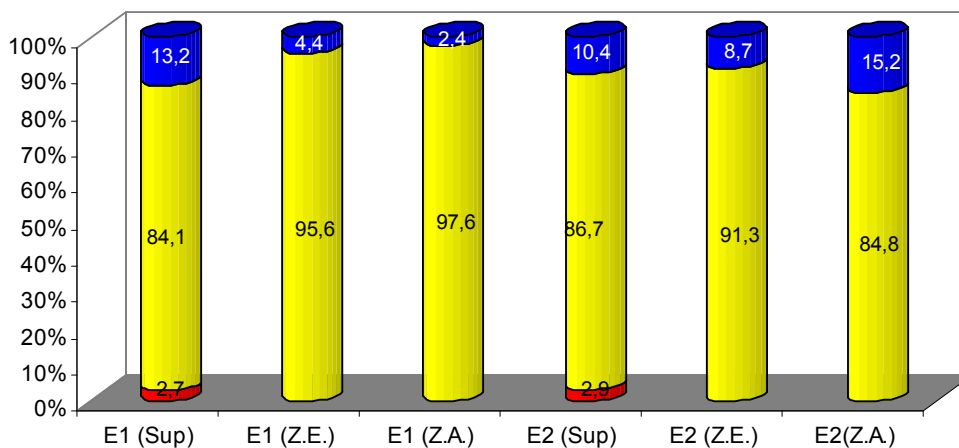


## Estações de Amostragem

■ *Cylindrospermopsis raciborskii* ■ *Synechocystis* sp ■ Demais táxons (Cyanophyceae)

Figura 28: Contribuição quantitativa das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechocystis* sp<sub>1</sub> em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em janeiro/05.

## Abril 2005



## Estações de Amostragem

■ *Cylindrospermopsis raciborskii* ■ *Synechocystis* sp ■ Demais táxons (Cyanophyceae)

Figura 29: Contribuição quantitativa das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechocystis* sp<sub>1</sub> em relação aos demais táxons da Classe Cyanophyceae nas duas estações amostrais e suas respectivas profundidades (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito em abril/05.

A Tabela 8 mostra a variação temporal da diversidade específica (bits/células) nas estações 1 e 2 e suas profundidades.

Na estação 1 a diversidade específica do fitoplâncton variou de 0,10 bits/células (Z.E. – julho/04) a 1,71 bits/células (Z.A. – outubro/04). Na estação 2, a variação da diversidade foi de 0,09 bits/células (Z.E. – julho/04) a 1,65 bits/células (Z.A. – janeiro/05).

Avaliando as diferentes profundidades de coleta (Sup., Z.E. e Z.A.), observou-se que os valores de diversidade específica, de uma forma geral, foram maiores na zona afótica (14m) das duas estações de amostragem. Analisando os períodos de coleta, os menores valores de diversidade foram registrados nos meses de julho/04 para ambas as estações amostrais.

Tabela 8: Variação temporal da diversidade específica (bits/células), nas amostras coletadas nas estações 1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e 2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

Meses de coleta	Estação 1			Estação 2		
	Sup	Z.E.	Z.A.	Sup	Z.E.	Z.A.
Julho/04	0,14	0,10	0,20	0,11	0,09	0,23
Outubro/04	0,40	0,70	1,71	0,42	0,37	1,50
Janeiro/05	0,68	0,68	1,63	0,33	0,54	1,65
Abril/05	0,99	0,36	0,30	1,01	0,58	0,96

Sup – sub-superfície; Z.E. – zona eufótica; Z.A. – zona afótica

A Tabela 9 mostra a variação temporal da equitabilidade nas estações 1 e 2 e suas profundidades, durante o período estudado. Conforme verificado para a diversidade, os valores de equitabilidade também foram baixos; os maiores valores registrados foram na zona afótica para as estações 1 e 2, exceto para o mês de julho/04. A equitabilidade variou de 0,07 (P2 – Sup. em janeiro/05) a 0,46 (P2 – Z.A. – em abril/05).

Tabela 9: Variação temporal da equitabilidade ( $J'$ ), nas amostras coletadas nas estações 1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) e 2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

Meses de coleta	Estação 1			Estação 2		
	Sup	Z.E.	Z.A.	Sup	Z.E.	Z.A.
Julho/04	0,12	0,11	0,08	0,10	0,16	0,11
Outubro/04	0,11	0,08	0,35	0,14	0,08	0,19
Janeiro/05	0,15	0,12	0,28	0,07	0,10	0,33
Abril/05	0,12	0,16	0,28	0,11	0,17	0,46

Sup – sub-superfície; Z.E. – zona eufótica; Z.A. – zona afótica

### 5.3.3. Clorofila *a* e feofitina

As Figuras 30 e 31 representam a variação temporal da concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) para as estações 1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e 2 (Sup., Z.E. e Z.A.) e as Figuras 32 e 33 representam a variação temporal da concentração de feofitina ( $\mu\text{g/L}$ ) para as mesmas estações e profundidades em todo período estudado.

Cabe salientar que as amostras de clorofila *a* e feofitina da sub-superfície, zona eufótica e zona afótica (14m) da estação 1 e a amostra de sub-superfície da estação 2 referentes ao mês de julho/04 não puderam ser realizadas devido a problemas técnicos durante o processamento da análise.

Pôde-se observar que os maiores valores de clorofila *a* foram encontrados na sub-superfície e zona eufótica das estações de amostragem durante o período amostrado, sendo o valor máximo registrado na sub-superfície da estação 1 – outubro/04 (10,69  $\mu\text{g/L}$ ). Alguns valores de clorofila *a* estiveram abaixo do limite de detecção do método: no mês de outubro/04 para a zona afótica (14m) das estações 1 e 2; em janeiro/05 para a zona afótica da estação 1 e no mês de abril/04 para a zona eufótica e afótica das estações 1 e 2.

A concentração de feofitina variou de 0,94  $\mu\text{g/L}$  (Z.A. – abril/05) a 13,14  $\mu\text{g/L}$  (Z.A. – outubro/04) para a estação 1 e de 0,35  $\mu\text{g/L}$  (Sup. – abril/05) a 18,66  $\mu\text{g/L}$  (Z.E. –

outubro/04) para a estação 2. Semelhante à clorofila *a*, as maiores concentrações de feofitina foram registradas na sub-superfície e zona eufótica das estações amostradas, exceto para a estação 1 no mês de outubro/04 (maior valor na Z.A.) e para a estação 2 no mês de abril/05 (menor valor da sub-superfície).

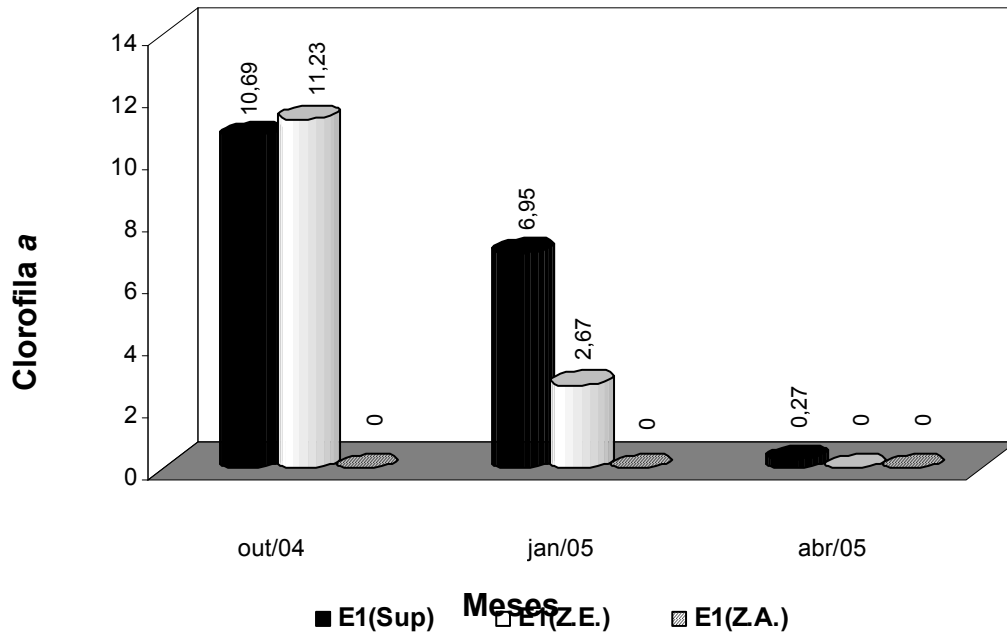


Figura 30: Variação temporal da concentração de clorofila *a* (µg/L) encontrada nas amostras coletadas na estação E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito

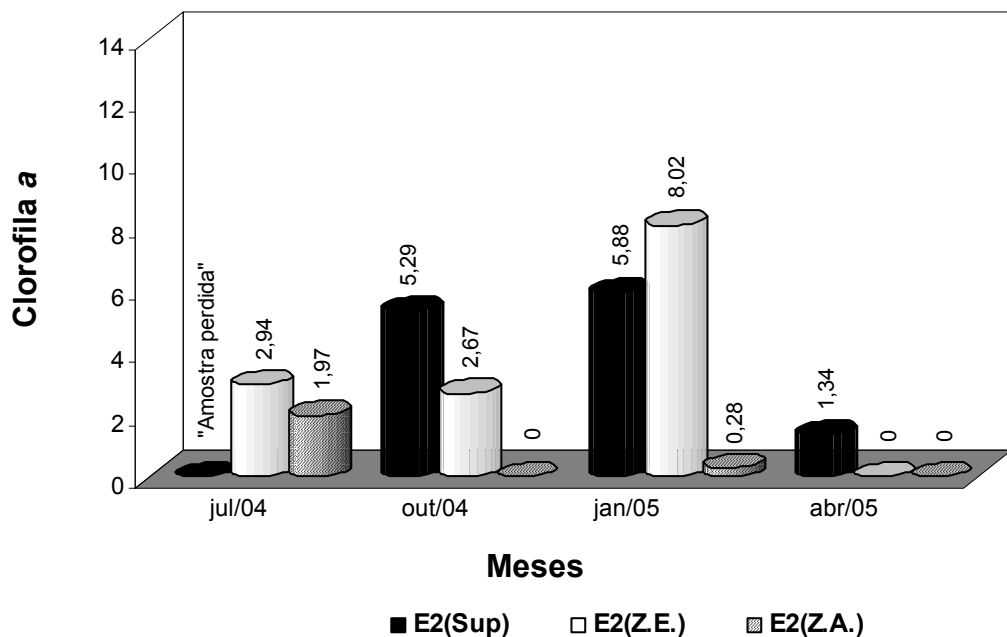


Figura 31: Variação temporal da concentração de clorofila *a* (µg/L) encontrada nas amostras coletadas na estação E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

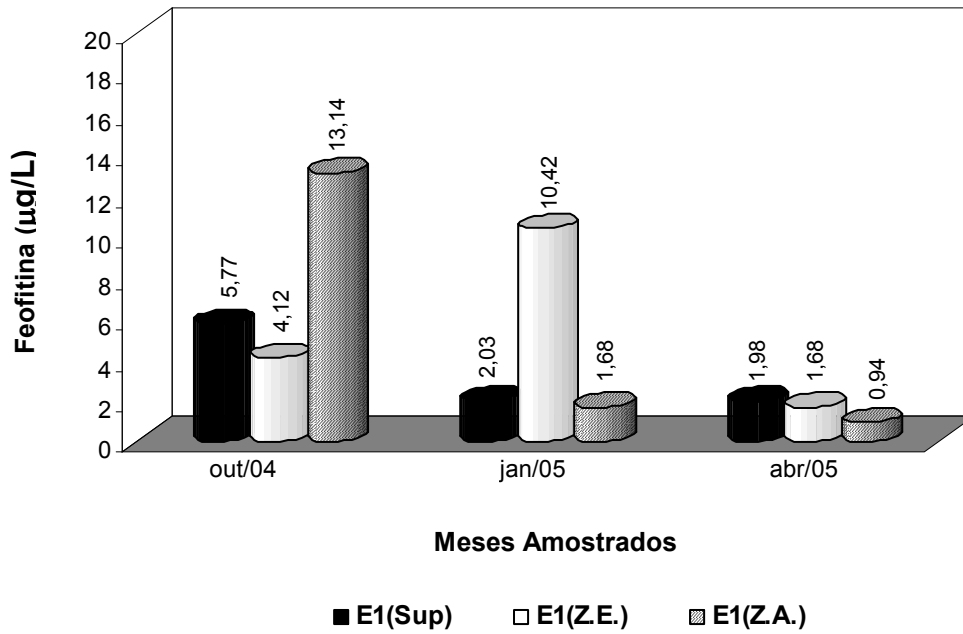


Figura 32: Variação temporal da concentração de feofitina ( $\mu\text{g/L}$ ) encontrada nas amostras coletadas na estação E1 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

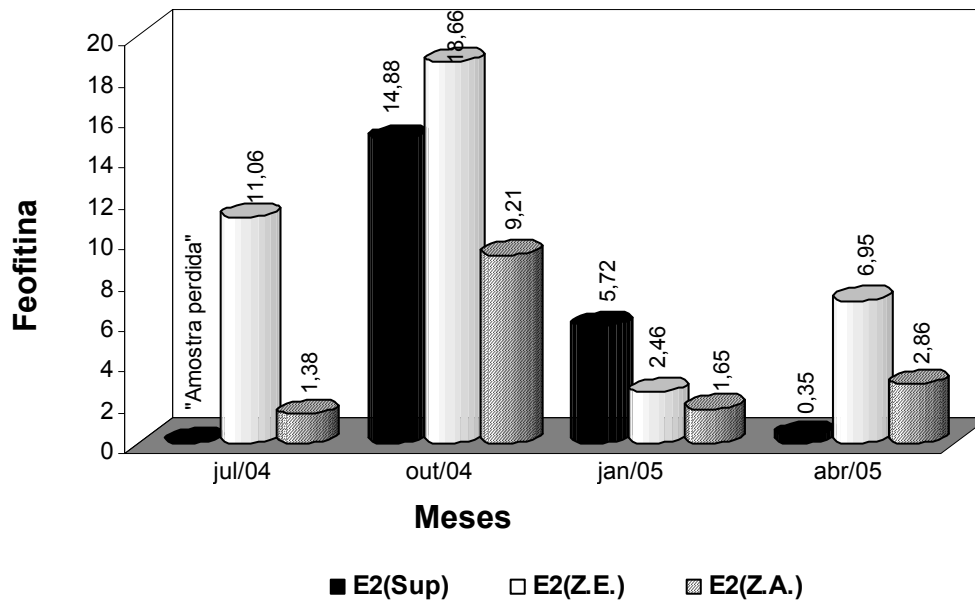


Figura 33: Variação temporal da concentração de feofitina ( $\mu\text{g/L}$ ) encontrada nas amostras coletadas na estação E2 (Sup.; Z.E. e Z.A.) do reservatório Rio Bonito.

#### 5.3.4. Análise de cianotoxinas no seston

Neste estudo, as maiores densidades numéricas da comunidade fitoplanctônica foram registradas para a Classe Cyanophyceae. O percentual de dominância deste grupo foi superior a 80% nas estações 1 (Sup., Z.E. e Z.A.) e 2 (Sup., Z.E. e Z.A.) considerando todos os períodos amostrados. Dentro deste grupo a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* dominou nos meses de julho/04, outubro/04 e janeiro/05 e a espécie *Synechocystis* sp no mês de abril/05, nas duas estações de amostragem.

Segundo Chorus e Bartram (1999), o gênero *Cylindrospermopsis* é capaz de produzir a cilindrospermopsina (hepatotoxina), bem como saxitoxina (neurotoxina). De acordo com os registros verificados na literatura o gênero *Synechocystis* é capaz de produzir microcistina (hepatotoxina). Diante destas informações realizou-se os testes para averiguação da presença destas toxinas nas amostras de seston das estações 1 e 2 do reservatório Rio Bonito.

Com as amostras de seston analisadas, não foi detectada a presença das toxinas testadas (microcistinas, cilindrospermopsinas e saxitoxinas). Para todas as áreas dos picos encontrados, nenhuma apresentou similaridade próxima ao cromatograma do padrão da microcistina-LR, cilindrospermopsina e saxitoxina. Ressalta-se que foram analisadas amostras referentes aos meses de julho/04 e abril/05, coletadas na sub-superfície da coluna d'água de ambas as estações de amostragem.

## 5.4. Análise Estatística

Os resultados da análise fatorial em componentes principais (ACP) sobre as variáveis bióticas e abióticas encontram-se na Tabela 10 e na Figura 34. A ACP foi aplicada sobre as variações da densidade numérica das nove Classes de algas, densidade numérica total do fitoplâncton, diversidade específica, riqueza de táxons, equitabilidade e sobre as variáveis limnológicas: pH, turbidez, temperatura do ar e da água, oxigênio dissolvido, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal, nitrato, transparência da água, profundidade de coleta e pluviosidade. Os dados foram normalizados e estandarizados para eliminar o efeito das diferentes unidades (Pielou, 1984).

A análise destacou três fatores principais, que juntos são responsáveis por 60,06% das variações do sistema estudado. O fator 1 explicou 32,08% das variações e correlacionou-se principalmente com a densidade numérica total do fitoplâncton, oxigênio dissolvido, a Classe Cyanophyceae e pH em contraposição ao nitrato e à profundidade de coleta. O fator 2 foi responsável por 16,34% da variabilidade dos dados e associou-se à temperatura da água, riqueza de táxons e temperatura do ar. O fator 3 foi responsável por explicar 11,64% da variabilidade e associou-se à Classe Chlorophyceae.

Tabela 10: Correlação das variáveis bióticas e abióticas com os componentes principais 1,2 e 3.

Variáveis	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Riqueza de táxons (R)	0,397396	<b>0,722809</b>	0,021379
Equitabilidade (J')	0,222381	-0,106368	-0,545982
Diversidade (H')	-0,526533	0,645267	0,071254
Chlorophyceae (Chl)	0,518946	0,199456	<b>-0,726214</b>
Zygnemaphyceae (Zyg)	0,345670	0,337468	-0,559506
Cyanophyceae (Cya)	<b>0,887027</b>	-0,236136	0,114010
Bacillariophyceae (Bac)	0,271927	0,507075	-0,255757
Dinophyceae (Din)	0,589912	-0,183006	-0,411033
Euglenophyceae (Eug)	0,618457	-0,038584	-0,023207
Chrysophyceae (Crys)	0,127683	0,655466	0,248319
Cryptophyceae (Cryp)	0,655689	0,034850	0,279802
Fitoflagelados (Fit)	0,304806	0,070366	0,513373
Densidade total do fitoplâncton (DT)	<b>0,892629</b>	-0,230069	0,099017
pH	<b>0,849351</b>	0,194973	-0,345730
Temperatura do ar (Tar)	-0,307373	<b>0,716888</b>	-0,459308
Temperatura da água (Tág)	-0,096810	<b>0,819276</b>	-0,138046
Transparência (Transp)	-0,504828	0,047097	0,238459
Oxigênio dissolvido (OD)	<b>0,888477</b>	-0,079157	-0,035776
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	<b>-0,861547</b>	-0,252343	0,133146
Nitrogênio Amoniacal (NH <sub>4</sub> )	0,100791	0,106640	0,624023
Alcalinidade (Alc)	0,537146	-0,109124	0,626002
Turbidez (Turb)	-0,558958	-0,081921	-0,302226
Profundidade de coleta (PC)	<b>-0,804047</b>	-0,137779	0,019974
Pluviosidade (Pluv)	-0,046620	0,561102	0,198846

Obs: Os valores críticos estão em negrito.



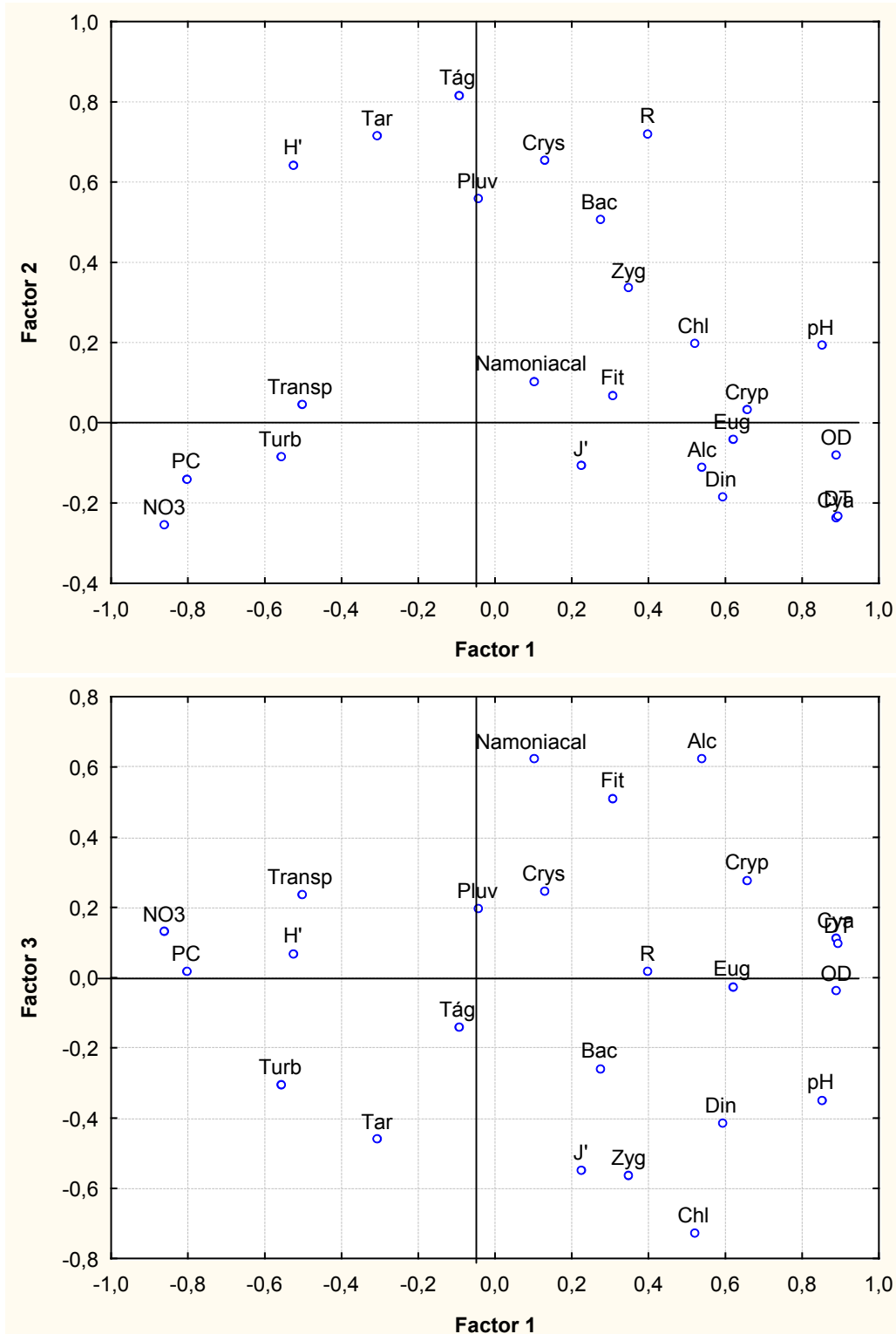


Figura 34: Análise fatorial em componentes principais aplicada sobre as variáveis bióticas e abióticas das estações amostradas no reservatório Rio Bonito, nos meses de julho/04, outubro/04, janeiro/05 e abril/05. (R: riqueza de táxons; J': índice de equitabilidade; H': índice de diversidade; Chl: Chlorophyceae, Zyg: Zygnemaphyceae; Cya: Cyanophyceae; Bac: Bacillariophyceae; Din: Dinophyceae; Eug: Euglenophyceae, Crys: Chrysophyceae; Cryp: Cryptophyceae; Fit: fitoflagelados; DT: densidade numérica total do fitoplâncton; pH: pH; Tar: temperatura do ar; Tág: temperatura da água; Transp.: transparência da água; OD: oxigênio dissolvido; NO3: nitrato; NH4: nitrogênio amoniacal; Alc.: alcalinidade; Turb.: turbidez; PC: profundidade de coleta e Pluv.: pluviosidade.

## 6. DISCUSSÃO

---

---

### 6.1. Caracterização limnológica

A dinâmica funcional de reservatórios baseia-se em um conjunto de respostas complexas, e interconectadas, resultantes de variados graus de resposta às funções de forças externas, naturais ou artificiais e que podem também variar em função da latitude, de usos múltiplos, da economia regional e das características de operação e funcionamento (TUNDISI, 2005). Esteves (1998) salienta, ainda, que o ambiente aquático está diretamente influenciado pela precipitação.

No presente estudo, o reservatório Rio Bonito mostrou que a precipitação pluviométrica teve a maior influência sobre as variações de nível d'água, pois as maiores profundidades foram registradas em janeiro e abril/05, período de maior taxa pluviométrica e as menores profundidades foram registradas no período de menor precipitação, meses de julho e outubro/04. Associado à precipitação, o controle operacional da vazão das águas do reservatório pode ter influenciado na variação de nível da represa.

Segundo Tundisi (2005) a transparência das águas está relacionada diretamente a fatores climatológicos e a quantidade de material em suspensão, principalmente plâncton e trípton (partículas sólidas suspensas). A transparência é um dos fatores de grande importância nas inter-relações entre intensidade luminosa e a fotossíntese do fitoplâncton.

A transparência da coluna d'água do reservatório Rio Bonito apresentou pequena variação temporal no meses amostrados. O que seria esperado era uma redução da transparência da água no período de maior pluviosidade, devido ao aporte de matéria orgânica dissolvida e particulada proveniente da ressuspensão de sedimento e de material alóctone dos tributários (ESTEVES, 1998). Porém, neste estudo observou-se o contrário, o que foi registrado por Delazari e Barroso (1998) no reservatório Duas Bocas e Delazari-Barroso (2000) no mesmo reservatório. Este fato provavelmente está

associado ao efeito diluidor promovido pela chuva, ressaltando que o reservatório Rio Bonito apresenta vertedouro tipo superfície, grande parte da matéria orgânica, principalmente as algas presentes no epilímnio (floração de *Cylindrospermopsis raciborskii*), podem ter sido carregadas para a região localizada à jusante do reservatório, permitindo desta forma uma maior penetração de luz na coluna d'água.

A menor transparência da água verificada nos meses de julho/04, outubro/04 e janeiro/05 pode também estar associada ao crescimento excessivo da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (numerosos tricomas). No mês de abril/05 a transparência aumentou possivelmente devido ao desaparecimento da *Cylindrospermopsis raciborskii*, quando foi registrado o domínio da cianobactéria *Synechocystis* sp, de tamanho muito reduzido.

Considerando as profundidades máximas de cada estação amostrada no reservatório Rio Bonito, em cada período de coleta, os valores encontrados para transparência foram relativamente baixos. De acordo com Bouvy et al (2003), as estações 1 e 2 do reservatório de Tapacurá, situado no nordeste brasileiro, apresentaram baixos valores de transparência (em torno de 0,5m).

A porção iluminada da coluna d'água pode variar desde de alguns centímetros até dezenas de metros, sendo que o limite inferior da zona eufótica é assumido como aquela profundidade onde a intensidade de radiação corresponde a 1% da que atinge a superfície (ESTEVES, 1998).

Neste estudo, foi registrado para a zona eufótica uma profundidade média de 2,0m para a estação 1 de amostragem (E1) e 1,8m para a estação 2 (E2), no período de menor precipitação, e uma profundidade média de 3,5m (E1 e E2) para o período de maior precipitação. Calijuri (1988) observou que em Barra Bonita, o aumento do material em suspensão na água, na época de maior precipitação, é o principal responsável pela redução da zona eufótica e leva a interferências na fisiologia e composição da comunidade fitoplanctônica. O mesmo não foi verificado neste estudo, sendo registrado aumento da profundidade da zona eufótica durante o período de maior precipitação, o que provavelmente está associado à substituição da comunidade fitoplanctônica determinada principalmente por este fator climatológico.

Segundo Branco (1986), a presença de partículas inorgânicas (silte, areias, argila) e detritos orgânicos (algas, bactérias, plâncton em geral) em suspensão, promovem um aumento da turbidez, podendo afetar a vida do ecossistema aquático de duas maneiras: dificultando a penetração da luz essencial às reações de fotossíntese e/ou a sedimentação do material em suspensão no fundo, ocasionando o assoreamento do manancial, bem como promovendo o soterramento de organismos bentônicos. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas.

Verificou-se uma variabilidade espacial (vertical) e temporal dos valores de turbidez nas duas estações de amostragem. No período de menor pluviosidade (julho e outubro/04), os valores de turbidez foram mais baixos na zona afótica (14m) para as duas estações de amostragem, e o contrário ocorreu no período de maior pluviosidade (janeiro e abril/04), quando valores de turbidez foram mais elevados para a mesma profundidade nas duas estações, exceto para a estação 1 em abril/05 (mais elevado na Z.E.). Provavelmente as chuvas tiveram uma contribuição relevante na ressuspensão dos sedimentos localizados no fundo do reservatório Rio Bonito, bem como carreamento de material alóctone para as camadas mais profundas deste corpo d`água.

Cabe salientar que no mês de abril/05 os valores de turbidez também foram elevados para a profundidade da zona eufótica (E1 e E2), revelando uma certa circulação do hipolímnio com provável ressuspensão do sedimento próxima a camada superficial (epilímnio) da coluna d`água. Porém, neste mesmo mês, os valores de turbidez verificados para a superfície do reservatório das estações 1 e 2 diminuíram. Este fato provavelmente está associado à elevada precipitação que antecedeu o mês de abril/05, que foi responsável por carrear grande parte das algas presentes na superfície deste reservatório, diminuindo assim a turbidez desta camada e, portanto aumentando a transparência da água.

Verificou-se uma relação inversa entre transparência e turbidez, ou seja, o aumento da turbidez refletiu em uma diminuição da transparência da água do reservatório Rio Bonito.

Segundo Branco (1986), a temperatura é um dos fatores limitantes à distribuição dos organismos na biota aquática, sendo considerada um fator ambiental crítico. A distribuição do calor na coluna d'água não é uniforme. A existência de fenômenos de estratificação térmica faz com que se reconheçam nos mananciais, camadas diferentes quanto as suas características físicas, químicas e conseqüentemente biológicas durante certos períodos do ano. Os fenômenos de grande circulação e de circulação parcial variam tanto em freqüência quanto em intensidade, de acordo com as características morfológicas do manancial e variações das condições climatológicas.

No reservatório Rio Bonito pôde-se observar uma relativa homogeneidade térmica em toda a coluna d'água, não apresentando portanto, grande margem de variação entre as profundidades de coleta nas duas estações e em todos os períodos amostrados, o que leva a conclusão de que sempre houve uma mistura em toda a coluna d'água. O mesmo comportamento para a temperatura no tocante à variação vertical foi verificado em outros reservatórios como no Paranoá – época seca (BRANCO; CAVALCANTI, 1999), no reservatório de Barra Bonita – período seco (CALIJURI et al., 2002) e no reservatório de Salto Grande – rio Paranapanema (NOGUEIRA et al., 2005).

Os meses de menor precipitação (julho e outubro/04) foram os que apresentaram as menores temperaturas da água, característica da estação de inverno e os meses de maior precipitação (janeiro e abril/05) as maiores temperaturas, característica da estação do verão. O menor valor médio da temperatura da água foi de 18,4°C (E2 - julho/04) e o maior valor médio 26,5 °C (E1 - janeiro/05), comportamento esperado para as regiões de clima tropical, onde as flutuações de temperatura são menos acentuadas (OLIVEIRA, 1995). Estes dados estão de acordo com a climatologia da região.

A temperatura da água é de se esperar que seja influenciada principalmente pela temperatura do ar. A variação apresentada no período estudado (Temp. ar: 16,5 a 27°C) demonstra as oscilações climáticas características de uma região tropical (SASSI; KUTNER, 1982).

Segundo Esteves (1998), dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio, é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. No epilímnio, as perdas de oxigênio são compensadas pela sua produção, através da fotossíntese ou pela difusão a partir da atmosfera. As principais perdas de oxigênio no hipolímnio, zona profunda de um lago, no início de uma estratificação térmica se devem principalmente aos processos de decomposição aeróbia e de respiração mais intensa dos organismos. Ainda segundo este autor, quando a concentração de oxigênio atinge níveis baixos (aproximadamente 4mg/L), os processos anaeróbios passam a ser mais importantes, visto que estes produzem grande quantidade de compostos redutores, que para sua oxidação também consomem grande quantidade de oxigênio.

Em lagos tropicais o perfil vertical do oxigênio é determinado, principalmente, pela alta temperatura e pelas características morfométricas do lago. Estas últimas favorecem ou dificultam a ação do vento, que tem importante papel na distribuição do oxigênio, tanto aumentando sua concentração (especialmente nas camadas superiores), como promovendo a sua distribuição no interior do ecossistema. Em consequência destes fenômenos, os lagos tropicais apresentam, na grande maioria dos casos, fortes déficits de oxigênio na região do hipolímnio (ESTEVES, 1998).

No reservatório Rio Bonito, pôde-se verificar em quase todos os períodos amostrados e para ambas as estações, exceto na estação 1 no mês de julho/04, que o oxigênio dissolvido apresentou um “perfil” clinogrado, com forte redução das concentrações na camada da zona afótica (14m), denotando hipoxia em alguns períodos. A baixa concentração do oxigênio dissolvido (OD) observada nesta profundidade (14m) das duas estações de amostragem, provavelmente está associada a menor densidade numérica da comunidade fitoplanctônica, conseqüentemente menor taxa fotossintética, somados aos acentuados processos de decomposição e respiração que normalmente ocorrem nesta profundidade da coluna d’água, caracterizando o maior consumo de oxigênio. Cabe salientar que a pequena disponibilidade deste gás na zona afótica também pode estar relacionada à profundidade desta camada, pois a difusão do oxigênio dá-se principalmente por transporte de massa.

As maiores concentrações de oxigênio dissolvido registrados na sub-superfície e zona eufótica do reservatório Rio Bonito, exceto para o mês de abril/05, podem estar intimamente associadas a maior taxa fotossintética, devido à elevada densidade numérica total da comunidade fitoplanctônica nesta profundidade em todos os períodos amostrados; essa associação entre o oxigênio dissolvido e densidade total do fitoplâncton foi evidenciada na análise fatorial em componentes principais.

No mês de abril/05, as concentrações de OD na zona eufótica das estações 1 e 2 foram menores do que as da zona afótica (14m), o que pode ser explicado pela maior quantidade de material particulado em suspensão na profundidade da zona eufótica, evidenciada pelos valores de turbidez, fator este que deve ter sido responsável pela redução da taxa fotossintética nesta profundidade de coleta.

Foi verificada também variação temporal dos valores de oxigênio dissolvido, onde os maiores valores médios foram registrados nos meses de menor taxa de precipitação e menor temperatura (julho e outubro/04) e os menores valores médios nos meses de maior precipitação e maior temperatura (janeiro e abril/05). Estes dados conferem um efeito da pluviosidade sobre a concentração do oxigênio, uma vez que este fator climatológico interferiu na densidade total do fitoplâncton.

Através das concentrações de oxigênio dissolvido registradas neste estudo, pôde-se verificar que não houve variação espacial horizontal, havendo uma similaridade entre os valores nas estações 1 e 2.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido aos seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante, podendo determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (BRANCO, 1986).

Os resultados de pH evidenciaram características da água de levemente ácidas (mínimo - 6,15) a alcalinas (máximo - 9,73), porém de uma maneira geral prevaleceu o pH alcalino. Foi constatada variação vertical e temporal no período estudado. Em todas as amostragens, os maiores valores de pH, bem como a concentração de oxigênio, foram registrados na sub-superfície e zona eufótica da coluna d'água, provavelmente, devido ao processo fotossintético, onde o fitoplâncton consome o gás carbônico livre na água, reduzindo, desta maneira, a formação do ácido carbônico e conseqüentemente aumentando o pH. Os maiores valores de pH estão associados à elevada densidade numérica do fitoplâncton, relação está confirmada através da análise de componentes principais. Os menores valores de pH encontrados nas maiores profundidades possivelmente devem-se a menor densidade numérica do fitoplâncton e as reações químicas referentes aos processos de decomposição.

Segundo Alves et al (1988), relacionaram ao processo fotossintético os valores alcalinos de pH e elevados valores de oxigênio no epilímnio para o lago Paranoá. Bouvy et al (2003) verificou no reservatório Tapacurá que os maiores valores registrados de pH coincidiram com elevados valores de oxigênio dissolvido, constatando-se os maiores valores na superfície do reservatório. Ainda segundo estes autores, o valor máximo de pH encontrado na superfície do reservatório Tapacurá foi de 8,51, valor menor que o máximo encontrado neste estudo (9,73). Henry (1990) encontrou para a represa Jurumirim (rio Paranapanema/SP) a mesma variação encontrada neste estudo, redução do pH com o aumento da profundidade.

A alcalinidade é uma medida da capacidade tampão do sistema neutralizar compostos de caráter ácido, propriedade esta devida ao conteúdo de carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos e ocasionalmente boratos, silicatos e fosfatos, ou seja, representa a capacidade de uma água resistir a variações de pH, através de certas reações de equilíbrio dos íons tamponadores dissolvidos nela (ABNT, 1973). Segundo Branco (1986), águas pouco tamponadas podem tornar-se ácidas, por enriquecimento em CO<sub>2</sub>, ou alcalinas quando é intensa a reprodução de vegetal, uma vez que estes, através da fotossíntese, absorvem grandes quantidades deste gás.

Para o reservatório Rio Bonito, os resultados de alcalinidade indicaram certa homogeneidade espaço-temporal, porém houve uma tendência dos menores valores



terem sido registrados na zona afótica (14m) e os maiores na sub-superfície de ambas as estações. Pôde-se constatar baixos valores de alcalinidade, bem como certa estabilidade destes valores durante todo o período estudado, verificando que esta variável ambiental não interferiu no sistema como um todo. O valor máximo de alcalinidade total ( $11\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) registrado neste estudo foi menor que o registrado na represa Duas Bocas ( $25\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) de acordo com Delazari-Barroso (2000), porém o valor mínimo encontrado para no reservatório Rio Bonito foi de  $8,0\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ , maior que o mínimo verificado para o reservatório Duas Bocas ( $2,5\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ), segundo a mesma autora. Confere-se desta forma que a variação dos valores de alcalinidade registradas no reservatório em estudo foi pequena.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos e esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa (ESTEVES, 1988). Fósforo e nitrogênio são os nutrientes que mais frequentemente limitam os autótrofos em ecossistemas marinhos e de água doce (DOWNING, 1997).

As concentrações destes nutrientes estão intimamente vinculadas a eutrofização artificial das águas continentais, determinada principalmente pelo aumento da industrialização, uso de fertilizantes químicos na agricultura, produção de compostos polifosfatados e despejo de esgotos domésticos (BRANCO, 1986). Pode-se associar o tempo da poluição com as formas de nitrogênio encontradas, ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas (nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal) significa que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes ([www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br)).

A eutrofização artificial é um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição. Uma das conseqüências mais danosas do processo de eutrofização em mananciais superficiais tem sido o aumento da

ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias com conseqüente incorporação de cianotoxinas nos diferentes níveis da cadeia trófica (MARINHO et al., 2005).

Segundo Reynolds (1984) o nitrogênio amoniacal é a fonte mais energética de nitrogênio inorgânico, sendo preferencialmente assimilada pelo fitoplâncton, mesmo quando o nitrato também está disponível, devido ao baixo gasto energético para esta assimilação. No Brasil, alguns dados mostram a limitação do fitoplâncton lacustre por nitrogênio (ZARET et al., 1981; HENRY et al., 1985a).

Pôde-se observar em geral, uma tendência dos menores valores de nitrogênio amoniacal na zona eufótica das estações amostradas, o que pode significar um maior consumo deste nutriente dissolvido pela comunidade fitoplanctônica nesta profundidade, uma vez que na superfície, além do nutriente disponível em solução na água, há nitrogênio atmosférico que algumas espécies de algas são capazes de fixar, que é o caso da *Cylindrospermopsis raciborskii*, espécie dominante na maior parte do período estudado. Estes baixos valores de nitrogênio amoniacal podem também estar associados às elevadas concentrações de oxigênio dissolvido nesta camada, direcionando assim as reações do ciclo do nitrogênio, tendendo a formar nitrato (processo de nitrificação).

Os teores mais elevados de nitrogênio amoniacal foram encontrados no mês de janeiro/05, período de maior precipitação, o que provavelmente levou à ocorrência de grande fluxo de escoamento superficial, rumo ao reservatório, transportando grande quantidade deste nutriente. Pinto-Coelho et al (2005) encontraram valor máximo de nitrogênio amoniacal de 0,08mg/L para o reservatório São Simão (MG/GO), que comparado ao valor máximo encontrado neste estudo (0,3 mg/L) foi baixo.

O nitrito é a forma nitrogenada extremamente instável e normalmente passa a amônia ou a nitrato, conforme a disponibilidade de oxigênio dissolvido. O fitoplâncton geralmente assimila nitrito em caso de escassez do nitrogênio amoniacal e nitrato; neste caso o nitrito é reduzido, no interior da célula a amônio por meio da enzima redutase (McCARTHY; GOLDMAN, 1979). Os valores de nitrito praticamente não apresentaram variação espaço-temporal e foram baixos durante o período estudado,

confirmando a instabilidade deste composto e a conseqüente formação de nitrato (via nitrificação) ou nitrogênio amoniacal (via desnitrificação).

As concentrações de nitrato apresentaram variação espacial (vertical) e temporal. Os valores deste nutriente apresentaram uma associação inversa à densidade numérica total do fitoplâncton e as suas maiores concentrações foram verificadas na zona afótica, estas associações foram evidenciadas na análise fatorial em componentes principais (ACP). De uma forma geral, as maiores concentrações de nitrato foram registradas em abril/05, mês que sucedeu a elevada taxa de precipitação, o que pode ter contribuído para o carreamento de material alóctone (como o nitrato) para dentro do reservatório. Cabe ressaltar que neste período também foi evidenciado uma substituição de espécie da comunidade fitoplanctônica, bem como a diminuição da densidade total das algas, caracterizando o menor consumo deste nutriente.

Segundo Barbosa (1981) a distribuição de nitrato na coluna d'água em lagos tropicais é fortemente influenciada pela atividade de bactérias nitrificantes e desnitrificante que atuam simultaneamente na coluna d'água. Nestes lagos, a concentração e distribuição de nitrato parecem estar diretamente relacionadas com o grau de oxigenação da coluna d'água. Apesar do nitrogênio amoniacal ser muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável, sua concentração é geralmente baixa nas camadas onde se encontra o fitoplâncton, visto que, há maior disponibilidade de oxigênio dissolvido nestas camadas (processo fotossintético) e ocorre portanto uma tendência à produção de nitrato. Neste estudo pôde-se constatar uma associação positiva entre as concentrações de oxigênio dissolvido e densidade numérica total da comunidade fitoplanctônica em contraposição às concentrações encontradas o nitrato.

O fósforo é um importante componente dos sistemas biológicos, especialmente dos núcleos-proteínas além de estar ligado ao metabolismo respiratório e fotossintético e a estruturação da membrana celular (BRANCO, 1986).

Neste estudo foram avaliadas apenas as concentrações de ortofosfato total, as quais estiveram sempre abaixo do limite de detecção. Este fato pode estar relacionado com o elevado limite de detecção do método utilizado para avaliação deste nutriente, ou associado à baixa quantidade de ortofosfato total disponível na coluna d'água devido

ao consumo deste nutriente pela elevada quantidade do fitoplâncton total presente. Ceballos et al (1998) estudando as algas como bioindicadores do nível trófico de ecossistemas lênticos do semi-árido paraibano, verificou em dois açudes oligomesotróficos (açudes de Boqueirão e de Lagoa de Roça) que os baixos valores de ortofosfato encontrados podem ter como causa sua rápida assimilação na biomassa algas e/ou seu seqüestro no sedimento após precipitação química. Segundo Bicudo et al (1999), muitas espécies do fitoplâncton assimilam compostos de fósforo em acesso e assim podem continuar reproduzindo-se, embora no meio o nutriente esteja esgotado.

Considerando as variáveis limnológicas estudadas verificou-se que no reservatório Rio Bonito praticamente não houve variação horizontal entre as estações 1 e 2, evidenciando comportamento semelhante durante todo período estudado. Porém, pôde-se observar uma marcante variação vertical para quase todas as variáveis abióticas avaliadas, exceto para o nitrito e ortofosfato que apresentaram muitos dos resultados abaixo do limite de detecção do método. No tocante à variação temporal, a pluviosidade mostrou-se grande influenciadora das alterações relacionadas aos fatores abióticos, ao longo de todo o período estudado.

## **6.2. Comunidade fitoplanctônica**

De acordo com a análise da composição qualitativa do fitoplâncton, a Classe Chlorophyceae (32%) teve uma maior representatividade nas duas estações de amostragem, seguidas das Cyanophyceae (17%) e Zygnemaphyceae (16%). As demais classes fitoplanctônicas somaram juntas 35%. De acordo com Bicudo et al (1999), a Classe Chlorophyceae constitui o grupo de maior riqueza de espécies na maioria dos lagos brasileiros. Calijuri et al (2002) estudando as variações temporais da estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório eutrófico de Barra Bonita (SP) verificou que a Classe Chlorophyceae apresentou o maior número de táxons (53) num total de 131 táxons registrados durante o período estudado, mesmo fato verificado por Sant`Anna et al (1997) ao avaliar a variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças (SP), onde esta Classe representou 51% do número total de táxons identificados.

As Chlorophyceae possuem aproximadamente 8000 espécies conhecidas sendo que 90% são de ambientes lacustres (FOTT, 1971). A grande maioria habita preferencialmente lagos mesotróficos ou eutróficos e são cosmopolitas.

A segunda Classe com maior número de táxons encontrada na composição florística no reservatório Rio Bonito foi a das Cyanophyceae. Este grupo possui cerca de 150 gêneros e aproximadamente 2000 espécies, sendo que a maior parte destas é de água doce (FOTT, 1971). Segundo Paerl (1988), as cianobactérias são capazes de colonizar ambientes inóspitos como crateras vulcânicas, fontes termais, lagos alpinos e boreais, e lagos e rios altamente poluídos com substâncias orgânicas e inorgânicas. O crescimento destes microrganismos é acentuado quando encontra condições eutróficas no ecossistema aquático. São inúmeros os registros de floração de cianobactérias, que muitas vezes são tóxicas, em ambientes dulcícolas (BRASIL – MS, 2003).

Cordeiro Netto e Dutra Filho (1981) constataram para o lago Paranoá (Brasília) que uma das conseqüências mais graves do acelerado processo de eutrofização deste corpo d' água são as freqüentes florações de algas, entre estas a cianobactéria *Anabaenopsis raciborskii*. Yunes et al (2005), registraram florações de *Cylindrospermopsis* no reservatório de Alagados (Ponta Grossa – PR), promovendo grandes dificuldades ao tratamento nas Estações de Tratamento de Água da SANEPAR. Cerca de 50% de todas as florações de cianobactérias testadas em diferentes países mostraram-se tóxicas em bioensaios (CARMICHAEL; GORHAM, 1981; SIVONEN et al., 1990; WATANABE et al., 1991, COSTA; AZEVEDO, 1994).

A terceira Classe com o maior número de táxons encontrada na comunidade fitoplanctônica do reservatório Rio Bonito foi a das Zygnemaphyceae. Os organismos desta Classe habitam somente ambientes de água doce e raramente salobro. Poucos gêneros são exclusivamente planctônicos (BROOK, 1959).

Na análise quantitativa, os valores de densidade total do fitoplâncton entre as profundidades de coleta foram bastante diferentes, denotando assim, estratificação vertical das populações. De maneira geral, a densidade total do fitoplâncton foi

bastante elevada em todo o período de estudo. A Classe das Cyanophyceae teve maior representatividade numérica nas duas estações de amostragem, suas profundidades e em todo o período estudado. A densidade numérica desta classe, em termos percentuais, variou de 83,8% a 99,9%. Bouvy et al (2000) estudando a ocorrência de *Cylindrospermopsis* em 39 reservatórios tropicais brasileiros constatou que em termos de abundância e biomassa, as cianobactérias dominaram na comunidade fitoplanctônica, representando em média 63,5% do número de algas, número este que foi inferior ao encontrado neste estudo.

De acordo com Palmer (1969) e Payne (1986), nos trópicos é comum uma forte contribuição das cianobactérias à biomassa, sendo estimuladas pela temperatura e pH elevados, intensa radiação solar, abundância de matéria orgânica em decomposição e conseqüentes altos teores de nutrientes e CO<sub>2</sub>, além dos longos períodos de retenção da água nos reservatórios.

Os baixos valores de diversidade específica e equitabilidade registrados estão relacionados com a ocorrência de 2 táxons dominantes, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechocystis* sp. O valor máximo verificado para a densidade numérica da *Cylindrospermopsis raciborskii* (892.505 células/mL) pode ser considerado elevado quando comparado ao valor máximo encontrado por Tucci e Sant`Anna (2003) em um reservatório eutrófico de São Paulo, que foi de 210.450 células/mL. Pela análise fatorial de componentes principais, a Classe Cyanophyceae foi a que apresentou maior associação positiva com a densidade total do fitoplâncton, ou seja, foi a Classe mais representativa para a composição quantitativa do fitoplâncton total

Supondo que a água do reservatório Rio Bonito fosse diretamente captada para abastecimento público, teríamos um grave problema instalado, visto que a densidade de cianobactérias encontrada na sub-superfície e zona eufótica neste ecossistema durante o estudo foi extremamente superior a 20.000 células/mL, sendo necessário uma freqüência semanal de coleta e realização de testes de toxicidade na água bruta, através de bioensaios em camundongos, e/ou teste de toxicidade para microcistina na água tratada destinada ao abastecimento (BRASIL – MS, 2004).

A dominância das cianobactérias pode ser explicada com base em algumas estratégias adaptativas que estes microrganismos apresentam. Assim, a presença de pseudovacúolos permite que as células regulem a sua flutuação em resposta à disponibilidade de luz e nutrientes (KLEMER; KONOPKA, 1989). Este mecanismo possibilita a manutenção das cianobactérias na superfície da coluna d'água, de forma muito mais eficiente que outros grupos fitoplanctônicos. Outra vantagem competitiva das cianobactérias refere-se à sua capacidade de também assimilar o bicarbonato quando o CO<sub>2</sub> se encontra em baixas concentrações (KLEMER; KONOPKA, 1989). Algumas espécies têm a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico através de estruturas especializadas denominadas heterocitos, bem como produzir células diferenciadas, chamadas acinetos, que funcionam como um esporo de resistência. Em virtude de tais estratégias, as cianobactérias dominam a superfície da coluna d'água de tal modo que formam florações constituindo sombreamento limitante ao desenvolvimento de outros microrganismos fitoplanctônicos (KLEMER; KONOPKA, 1989).

Dentre as cianobactérias, as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* têm sido cada vez mais freqüentes em reservatórios brasileiros, o que torna esta espécie uma dos mais importantes componentes das comunidades fitoplanctônicas (BRANCO; CAVALCANTI, 1999; BOUVY et al., 1999; BOUVY et al., 2000; HUSZAR et al., 2000). Sua alta competitividade em ambientes eutrofizados, aliada à capacidade de formar florações e produzir toxinas, fazem desta espécie uma das cianobactérias mais estudadas tanto do ponto de vista ecológico como de saúde pública.

Padisák (1997) mencionou que o sucesso ecológico de *Cylindrospermopsis raciborskii* está diretamente relacionado aos seguintes fatores: capacidade de migração na coluna d'água, tolerância à baixa luminosidade, habilidade em utilizar fontes internas de fósforo e amônio, capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, resistência à herbivoria e alta capacidade de dispersão (acinetos) e sobrevivência em condições levemente salinas. Komárková et al (1999) estudando a morfologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* na Lagoa Peri, localizada no Estado de Santa Catarina, verificou que esta espécie apresenta uma elevada plasticidade, sendo capaz de invadir não somente águas eutrofizadas, como também águas pobres em nutrientes. Estes mesmos autores observaram a presença de filamentos anômalos de

*Cylindrospermopsis raciborskii* durante o período de menor temperatura, abaixo de 20°C). Este fato também foi detectado neste estudo, onde no mês de julho/04, mês que apresentou as menores temperaturas da água (mínimo - 18°C e máximo de 20,2°C), praticamente todos os tricomas visualizados apresentaram uma morfologia anômala, bastante retorcida.

Mudanças na composição das comunidades fitoplanctônicas podem ser consideradas como um reflexo de estratégia populacional, de acordo com Huszar et al (1998). Segundo Harris (1980) a mudança na comunidade fitoplanctônica (diversidade, dominância e biomassa) são dirigidas por perturbações causadas pela turbulência e variedades ambientais.

Na última coleta, realizada no mês de abril/05, a floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* que predominou nos três períodos anteriores, já não estava mais presente. A *Cylindrospermopsis raciborskii* foi substituída pela *Synechocystis* sp (picoplâncton) que apresentou densidade numérica variando entre 14.204 células/mL na zona afótica da estação 1 no mês de abril/05 e 201.072 células/mL na zona eufótica da estação 2 do mesmo mês. A presença de células muito pequenas de cianobactéria (tamanho médio 0,2 - 2µm) tem sido reconhecida como uma fonte potencialmente significativa de produção primária em vários ambientes de água doce e marinho. Estas cianobactérias constituem um componente da comunidade fitoplanctônica de ecossistemas pelágicos.

Este evento de substituição de espécie dominante, verificado no mês de abril/05, pode estar associado à precipitação, a qual esteve bastante elevada nos meses que antecederam a esta mudança na composição da comunidade fitoplanctônica. Segundo Giani e Figueiredo (1999), a chuva exerce forte influência na composição das espécies fitoplanctônicas e na biomassa total, atua como um fator diluidor e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação das comunidades aquáticas. Estes autores, estudando a recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton no reservatório da Pampulha (MG) constataram a influência da mesma variável climatológica como desencadeadora da sazonalidade da composição da comunidade fitoplanctônica.

As maiores densidades totais da comunidade fitoplanctônica foram registradas na sub-superfície e zona eufótica das duas estações de amostragem do reservatório Rio



Bonito. De acordo com o teste de análise fatorial em componentes principais, valores de pH e oxigênio dissolvido foram as variáveis ambientais mais associadas à densidade numérica total do fitoplâncton (taxa fotossintética) em contrapartida à profundidade de coleta e as concentrações de nitrato, que estiveram negativamente associadas à dominância da comunidade fitoplanctônica. A ordenação feita pela análise de componentes principais mostra a posição de cada Classe do fitoplâncton em relação às variáveis abióticas capazes de influenciá-las.

Segundo Ruttner (1943), os principais fatores que podem influenciar na distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica são: a densidade específica dos organismos, composição química do meio, herbivoria, turbulência da água, taxa de renovação da água, radiação solar e temperatura da água. A respeito da herbivoria, sua ação não se restringe somente à redução da população fitoplanctônica, mas também às profundas alterações na composição das comunidades. Isto porque, através da herbivoria, o zooplâncton e outros animais herbívoros aquáticos selecionam algas, ocorrendo uma pressão seletiva.

Para estimar a biomassa fitoplanctônica e minimizar dificuldades de interpretação encontradas na análise quantitativa, inúmeros métodos foram desenvolvidos, dentre eles o método para quantificação através de pigmentos, clorofila *a* e feofitina (ESTEVES, 1998). Embora o conteúdo de pigmentos varie de acordo com o estado fisiológico dos organismos, a clorofila *a* é extremamente usada e aceita para estimar a biomassa algal (CHORUS; BARTRAM, 1999). Sawyer (1994) comenta que além de ser um método fácil para medir o estado de eutrofização, as medidas de clorofila *a* estão diretamente relacionadas com a densidade numérica do fitoplâncton presente.

No reservatório Rio Bonito, as concentrações de clorofila *a* em geral foram baixas, apresentando valores não detectáveis em algumas amostragens e o valor máximo de 10,69 µg/L (E1 – Sup. em outubro/04). Os maiores valores de clorofila *a* foram registrados na sub-superfície e zona eufótica das duas estações de amostragem, durante o período de estudo, coincidindo com as maiores densidades numéricas totais da comunidade fitoplanctônica. Em abril/05, mês que sucedeu à elevada taxa de pluviosidade, pôde-se constatar menor densidade do fitoplâncton total, bem como a concentração de clorofila *a*. Bouvy et al (2003) estudando o reservatório Tapacurá

verificou uma gradual diminuição da clorofila *a*, quando o volume de água do reservatório foi elevado, no período de junho de 1999 a maio de 2000. Para este mesmo reservatório, o valor máximo de clorofila *a* encontrado foi de 104,3 µg/L (superfície), que comparado à concentração máxima registrada neste estudo (10,69 µg/L), é muito superior.

As menores concentrações de clorofila *a* para o mês de abril/05 estão associadas à menor densidade do fitoplâncton, principalmente porque neste período houve um processo de mudança de espécie dominante, onde a *Cylindrospermopsis raciborskii* (tricomatas com ± 80µm de comprimento e largura de 2,0 µm), foi substituída pela *Synechocystis* sp (diâmetro da célula ± 2,0 µm).

A feofitina é um dos produtos de degradação da clorofila *a*, que aumenta à medida que ocorre a senescência da comunidade fitoplanctônica. Alguns valores encontrados para feofitina foram superiores aos de clorofila *a*, significando um possível estágio de senescência do *bloom* de *Cylindrospermopsis raciborskii* presente no reservatório durante os meses de junho/04, outubro/04 e janeiro/05. A máxima concentração de feofitina registrada foi 18,66 µg/L, superior à máxima concentração de clorofila *a* (10,69 µg/L).

Chellappa e Costa (2003) estudando o reservatório eutrofizado Gargalheiras, localizado no Rio Grande do Norte verificou que no período seco o valor de feofitina oscilou entre 21,5 a 450,4 µg/L, sendo que os valores mínimos foram observados a 8m de profundidade. Comparado à concentração máxima registrada neste estudo (18,66 µg/L), aqueles são muito superiores.

### 6.3. Cianobactérias e cianotoxinas

De acordo com os resultados dos testes de toxicidade para microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxina realizadas com amostras de seston, pôde-se verificar que nenhuma destas toxinas foi detectada. Ressalta-se que estes resultados foram específicos para a sub-superfície das estações 1 e 2 nos meses de julho/04 e abril/05, não significando que as cianobactérias em períodos anteriores não tenham produzido cianotoxinas ou que venham produzi-las no futuro, ou até mesmo que tenham produzido em outras profundidades da coluna d'água. Vale salientar também que a biomassa de seston utilizada para a extração talvez não tenha sido suficiente para apresentar uma concentração destas cianotoxinas superior ao limite de detecção do método de análise por HPLC.

Alterações nas concentrações de toxinas verificadas em diferentes florações de cianobactérias podem estar associadas provavelmente a alterações na composição de cepas e espécies, com várias toxinas e toxicidades, bem como a regulação da biosíntese em cepas específicas sob certas condições ambientais (KAEBERNICK et al., 2000).

Segundo Paerl e Millie (1996), a produção de cianotoxinas pode simplesmente ser um mecanismo de produção excessiva de metabólitos durante períodos de estresse ambiental e pode ser metabolicamente vinculada à produção de outros metabólitos secundários que geram mau cheiro (geosmina) e gosto ruim (2-metilsaboneol) na água. Em determinadas circunstâncias, quando as condições ambientais promovem uma elevada vantagem competitiva de um táxon sobre o outro, pode ocorrer um desencadeamento da produção de metabólitos secundários que irão atuar como um mecanismo de controle para superar as desvantagens em relação ao outro (VINING, 1992).

O reservatório Rio Bonito apesar de não ter sido construído com o propósito de abastecimento público de água, o rio Santa Maria da Vitória é utilizado para este fim na região da Grande Vitória. Este reservatório é um perigo iminente, pois a floração de cianobactérias presente neste ecossistema pode ser considerada um inóculo destes

microrganismos para as águas à jusante do reservatório, que conseqüentemente irá repercutir problemas às estações de tratamento de água e a saúde pública, caso seja diagnosticada a toxicidade das cianobactérias. Cabe destacar que o reservatório Rio Bonito é utilizado para pesca artesanal, bem como para irrigação. Devido à presença permanente de florações de cianobactérias no reservatório Rio Bonito, e visto que os resultados obtidos neste estudo não conferem segurança total quanto ausência de produção de cianotoxinas, devido à realização de somente duas coletas na sub-superfície do reservatório (E1 e E2), é de fundamental importância o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas neste ecossistema aquático, bem como na água tratada destinada ao abastecimento público, quando a densidade de cianobactérias na água bruta ultrapassar 20.000 células/mL.

Cabe ressaltar que os centros de hemodiálise precisam monitorar as cianotoxinas das águas fornecidas por Companhias de Saneamento. O controle rigoroso do sistema de tratamento de água nas clínicas de hemodiálise deve necessariamente ser seguido (AZEVEDO et al., 2002), conforme a Portaria N°82/2000 do Ministério da Saúde.

#### **6.4. Análise Estatística**

Os resultados da análise fatorial em componentes principais (ACP) mostraram que as diversas variáveis analisadas neste estudo estão associadas a três fatores principais. Ao longo do primeiro eixo vê-se a distribuição de algumas das principais variáveis bióticas e abióticas das águas do reservatório Rio Bonito em condições distintas: uma favorecendo a diminuição dos valores de nitrato, turbidez e transparência e a outra favorecendo a elevação dos valores pH e oxigênio dissolvido, bem como a densidade do fitoplâncton total, e as densidades das Classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae. Dois grupos representados por variáveis bióticas e abióticas estão em posições opostas, e foram pouco influenciados pelos fatores 1 e 3: de um lado os fitoflagelados, alcalinidade e nitrogênio amoniacal e do outro as Zygnemaphyceae e a equitabilidade. Um outro grupo foi pouco influenciado pelo fator 2, compreendendo as Chrysophyceae, Bacillariophyceae e a pluviosidade.

Alguns instrumentos matemáticos como a análise fatorial em componentes principais pode ser de grande utilidade para ajudar a explicar, ou pelo menos confirmar as relações entre variáveis bióticas e abióticas. Para isto, a interpretação dos resultados, ao invés de seguir uma rigidez meramente matemática, deve considerar o quadro geral dos resultados que comumente são obtidos em um estudo limnológico (Dias Jr., 1990). A ordenação feita pela ACP mostra a posição de cada Classe fitoplanctônica em relação as variáveis ambientais que são capazes de influenciá-las. Esta análise confirmou aspectos importantes como à relação da densidade do fitoplâncton total, das Cyanophyceae e Chlorophyceae com o aumento do oxigênio dissolvido, pH, temperaturas da água e do ar, assim como a colocação destas variáveis em contraposição ao nitrato e à profundidade de coleta.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

---

---

A partir da edição da Portaria N° 1.469/2000 pelo Ministério da Saúde em dezembro de 2000 (BRASIL – MS, 2000), todos os órgãos produtores de água no Brasil, passaram a ter alguns novos parâmetros de controle de qualidade de água potável. Dentre esses parâmetros, a análise de cianobactérias e toxinas produzidas por algumas espécies, passaria a ser obrigatória, três anos a partir da edição da citada lei. Diante disso, algumas companhias produtoras de água tiveram que se adequar à nova demanda em realizar a análise de fitoplâncton e a determinação de cianotoxinas. No ano da referida Portaria, poucas companhias produtoras de água potável realizavam essas determinações, mesmo porque, a legislação anterior (Portaria N° 36 de Janeiro de 1990) não as exigia (JARDIM; VIANA, 2003). A Portaria N° 1.469/2000 foi revogada e substituída pela N° 518/2004 (BRASIL – MS, 2004), que consta as mesmas exigências para cianobactérias e cianotoxinas.

A presença de florações de cianobactérias nocivas, como *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, em águas de abastecimento público caracteriza sérios problemas às estações de tratamento. Essas florações configuram uma situação de risco à saúde pública em decorrência da produção de compostos neurotóxicos, hepatotóxicos ou irritantes à pele. Além disso, as florações causam entupimento de filtros e alteração no odor e no sabor da água tratada pela produção de compostos como geosmina e o 2-metil-isoborneol, que causam na água odor e sabor de ranço ou lodo. Atualmente, *Cylindrospermopsis raciborskii*, produtoras de neurotoxinas, são um problema crescente em toda a região sul do país, produzindo florações que ultrapassam  $10^6$  células/mL (YUNES et al apud ROLAND et al., 2005). Florações da cianobactéria *Microcystis* têm sido registradas na lagoa dos Patos desde 1987 (YUNES et al., 1996).

## **7.1. Alternativa de controle de florações de cianobactérias para o reservatório rio Bonito**

Diferentes métodos de controle de florações de cianobactérias vêm sendo avaliados por inúmeros especialistas do mundo inteiro. O gerenciamento e controle de cianobactérias nos corpos d'água podem ser realizados através de medidas preventivas e corretivas.

É importante ressaltar que o reservatório rio Bonito, localizado no rio Santa Maria da Vitória, foi construído com a finalidade de geração de energia elétrica, bem como para controlar possíveis cheias ocorridas neste manancial. Porém, o rio Santa Maria da Vitória é utilizado para captação de água para abastecimento público, e a floração de cianobactérias presente neste reservatório pode ser considerada um inóculo destes microrganismos para as águas à jusante do reservatório, que conseqüentemente irá repercutir problemas às estações de tratamento de água.

### **7.1.1. Medidas preventivas**

A prevenção de florações de cianobactérias é a abordagem mais racional adotada pelos responsáveis pelo uso de um manancial, e inclui informações sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático. Se o corpo d'água usado para o abastecimento é um reservatório, vários fatores vão predispor a ocorrência de florações, incluindo o número de afluentes, o uso da terra da bacia de drenagem, a profundidade do reservatório, a existência ou não da estratificação térmica e o tempo de residência da água (BRASIL – MS, 2003).

Para recuperar um corpo d'água eutrofizado, medidas de controle de fontes alóctones de nutrientes devem ser complementadas por medidas de controle de fontes autóctones de nutrientes e cianobactérias, ou seja, ações que envolvem o tratamento do próprio corpo d'água. O controle de fontes pontuais de nutrientes é mais facilmente implementado que o controle de fontes difusas. A liberação de fósforo pelo sedimento de lagos e reservatórios frequentemente cria um problema adicional, mesmo quando a carga externa já tenha sido bastante reduzida.

O gerenciamento, conservação e recuperação desses sistemas é, portanto, de importância fundamental com reflexos na economia, na área social e nos usos dos sistemas aquáticos. Este gerenciamento é muito complexo, dependendo de uma forte base de dados e de desenvolvimento de mecanismos de transferência do conhecimento científico básico para a aplicação. Como há grandes diferenças geomorfológicas, ecológicas e antropológicas nas várias latitudes no Brasil, esta ação torna-se evidentemente mais complexa, pois depende de uma base local ou regional de dados e informações científicas compatíveis, com os sistemas regionais.

Estratégias de manejo ambiental somente terão sucesso com ações integradas entre cientistas, instituições administrativas, governamentais e políticas, empreendimentos privados e associações civis. De um lado, a informação científica deve ser coletada, medida, avaliada e usada para o desenvolvimento de estratégias e práticas baseadas em estudos nos locais e, de outro lado, um programa geral e de longo prazo também deverá ser desenvolvido no nível mais alto da administração encarregada do manejo do lago, de modo que os recursos necessários possam ser mobilizados para priorizar atividades que contribua coletivamente para a conservação dos ecossistemas lacustres (NAKAMURA, 1995).

Dentre os inúmeros métodos de recuperação de lagos e controle de florações de cianobactérias, foram selecionados dois métodos físicos que mais se enquadrariam para recuperação do reservatório rio Bonito, levando em consideração à sua dimensão, uso e custo para implantação. Os métodos alternativos seriam: circulação artificial das águas do reservatório e redução do tempo de residência da água no reservatório.

- Circulação artificial das águas do reservatório rio Bonito

Trata-se de uma técnica de controle de biomassa algas que vem sendo aplicada desde 1950 (YOO et al., 1995). A circulação total pode ser obtida através de vários meios mecânicos, como bombas, jatos e bolhas de ar. O objetivo deste método é promover a mistura contínua das camadas, desde a superfície até o fundo, de forma que a mistura artificial aumente a profundidade da camada do epilímnio e



consequentemente reduzindo a capacidade de crescimento determinada pela luz, e provavelmente diminuindo a concentração da biomassa de cianobactérias.

- Redução do tempo de residência da água no reservatório

O aumento do fluxo de água, visando reduzir o seu tempo de residência, tem efeitos na redução da biomassa de algas. A baixa vazão é considerada como um fator estimulador para o crescimento de cianobactérias nos rios (JONES, 1994). O sucesso do manejo da vazão é que o aumento da vazão e da turbulência não favorece o desenvolvimento das cianobactérias, que é garantido pela vazão contínua sustentada pelo rio. O controle e fluxo de água que entra no lago deve ser preciso, visando minimizar os efeitos negativos do excesso de biomassa de algas à jusante.

#### **7.1. 2. Medidas corretivas – Remoção nos processos de tratamento de água**

A presença de algas e cianobactérias na água bruta aduzida às estações de tratamento pode causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento tais como: dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e aumento da necessidade de produtos para desinfecção (EDZWALD; WINGLER, 1990; DI BERNARDO, 1995).

Como conseqüência desses problemas operacionais, verifica-se que geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada associados à presença de algas, cianobactérias e seus subprodutos.

Algumas algas e seus subprodutos podem produzir odores desagradáveis e gerar sabores indesejáveis à água, sendo necessário, em algumas situações, introduzir filtros de carvão ativado na seqüência do tratamento, para remoção de odor e sabor, encarecendo o custo do tratamento da água (HAYES; GREENE, 1984). Segundo Branco (1986) e Lalezary et al (1986), no caso do sabor e odor causados por microalgas, os processos de oxidação pelo cloro e adsorção pelo carvão ativado são bastante eficientes.

Entre as medidas de controle interno do manancial, umas das mais utilizadas em todo o mundo, e também no Brasil, é a aplicação de algicidas, principalmente sulfato de cobre. Porém, no Brasil a atual Portaria N°518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL – MS, 2004), veda o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias em mananciais para abastecimento de água, assim como qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células de cianobactérias, quando a densidade exceder 20.000 células/mL.

A contaminação da água que alimenta a estação de tratamento pode ser consideravelmente reduzida alocando-se o ponto de captação longe de zonas protegidas e de baixa circulação, onde a espuma formada pelas algas tende a se acumular. A seleção apropriada da profundidade da tomada d'água, por sua vez, pode evitar a captação de água no ponto de máxima densidade de células de cianobactérias. Essa seleção deve considerar o horário de máxima acumulação superficial das células e a amplitude do movimento vertical das cianobactérias devido às mudanças na sua capacidade de flutuação decorrentes da intensidade de luz e da fotossíntese. Outra alternativa para manter a floração de cianobactérias longe da estrutura de captação de água bruta é o uso de barreiras físicas similares à usadas para conter derramamentos de óleo.

Para solucionar o problema de elevado número de cianobactérias no ponto de captação de uma das ETAs da COPASA, foi instalado no local da captação um sistema de aeração composto por uma bomba compressora e um mangote. Esse método é citado como um meio físico para controlar florações de cianobactérias em águas de abastecimento. O objetivo primário da aeração é suprir o local com oxigênio para impedir o desenvolvimento de condições anaeróbicas e a conseqüente liberação de fósforo do sedimento. Embora a aeração sirva para evitar florações, esse processo não remove células de cianobactérias e também não é efetivo para a remoção de toxinas solúveis (MARINHO et al apud ROLAND et al., 2005).

As cianotoxinas encontram-se predominantemente no interior das células viáveis das cianobactérias tóxicas, sob condições normais, apenas uma pequena proporção dessas toxinas é liberada pelas células viáveis para a água. Quando ocorre lise celular, seja pela fase de senescência atingida pela cianobactéria ou pela ruptura das

células em função da ação de agentes químicos como o sulfato de cobre e oxidantes, a toxina intracelular é liberada para a coluna d'água (YOO et al., 1995). Considerando estas informações, os processos e seqüências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e de não promover a lise dessas células, assim como pela capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas.

Uma das opções que a literatura vem indicando como a mais recomendada para a remoção de microalgas é a flotação por ar dissolvido, seguida de filtração rápida (HYDE et al., 1977; EDZWALD; WINGLER, 1990). Esse processo, pela característica do seu pré-tratamento (coagulação-floculação), é também muito eficiente na remoção da matéria orgânica dissolvida (GEHR et al., 1993). O sistema de flotação consiste na utilização de ar dissolvido com pressurização da circulação. Neste método, o ar é introduzido na água bruta no flotador, propiciando a formação de bolhas que agregam-se às partículas orgânicas, separando-as da água que é em seguida filtrada. Segundo Di Bernardi (1995), o sistema de flotação é bastante eficiente na remoção de células algais e material particulado em suspensão, mas a eficiência na remoção está diretamente relacionada com o tempo de floculação. De acordo com Fernandes et al (no prelo) foi verificada elevada eficiência de remoção de cianobactérias utilizando sistema de flotação por ar dissolvido numa ETA piloto localizada no reservatório Duas Bocas (ES).

De acordo com Hart et al (1998) vários estudos têm mostrado que os processos convencionais de tratamento (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) não são efetivos na remoção da fração dissolvida das cianotoxinas. Hrudey et al (1999), através de investigações laboratoriais em escala piloto tem demonstrado que toxinas dissolvidas podem ser removidas de forma eficiente sob condições normais utilizadas no tratamento da água (Tabela 11) por carvão granulado ativo, ozônio, permanganato de potássio e cloro (apenas microcistina).

Os trabalhos de Falconer et al (1989) e de Himberg et al (1989) avaliam a remoção de toxinas por carvão ativado, em pó e granular. Os resultados obtidos sugerem que o carvão ativado é capaz de remover cianotoxinas sozinho ou de forma combinada com o tratamento convencional.

Segundo vários autores (KEIJOLA et al., 1988; HIMBERG et al., 1989; HART et al., 1998) o processo de oxidação consistentemente mais eficaz na destruição de microcistinas, tanto intra quanto extracelular é a ozonização. Esse processo pode levar rapidamente à completa destruição da microcistina, da nodularina e da anatoxina-a. A pós-oxidação é o mais efetivo na remoção de cianotoxinas, pois é realizada após a remoção das células viáveis de cianobactérias. Estudos realizados na Austrália mostraram que o ozônio é eficaz na remoção de cilindrospermopsina (BRASIL - MS, 2003). Em relação aos oxidantes de forma geral, é importante destacar que a seleção do ponto de aplicação (pré ou pós-oxidação) tem impactos na efetividade de remoção de toxinas intra e extracelular. A pré-oxidação pode causar a lise celular, liberando toxinas para a água. O uso de oxidantes antes da remoção das células saudáveis deve ser analisado com muita precaução.

Hart et al (1998) reportam que a radiação ultravioleta e o peróxido de hidrogênio não são efetivos na remoção de toxinas, ao passo que o permanganato de potássio apresenta grande potencial na remoção de toxinas dissolvidas.

Tabela 11: Desempenho do tratamento da água para remoção de microcistinas

Técnica de Tratamento	Expectativa de remoção		Comentários
	Células viáveis	Toxina extracelular	
Coagulação/sedimentação/flotação por ar dissolvido	> 80%	< 10%	Remove apenas a toxina contida na células
Precipitação/sedimentação	> 90%	< 10%	Remove apenas a toxina contida na células
Filtração rápida	> 60%	< 10%	Remove apenas a toxina contida na células
Filtração lenta em areia	~99%	Provavelmente significativa	A eficiência para microcistina dissolvida depende do biofilme e do comprimento do filtro
Coagulação/sedimentação/filtração combinadas	> 90%	< 10%	Remove apenas a toxina contida na células
Flotação por ar dissolvido	> 90%	Não avaliada	Remove apenas a toxina contida na células
Adsorção (PAC)	Insignificante	> 85%	Para doses adequadas (> 20mg/L), a competição COD reduz a capacidade
Adsorção (GAC)	> 60%	> 80%	A competição COD reduz a capacidade e acelera a quebra, remove as células
Carvão ativado granular biológico	> 60%	> 90%	A atividade biológica aumenta a eficiência de remoção
Pré – ozonização	Aumenta coagulação	Aumento potencial	Utilizada em dosagens baixas, risco de liberar a toxina
Pré – cloração	Aumenta a coagulação	Causa lise e libera metabólitos	Aplicável para cianobactérias tóxicas apenas se o tratamento subsequente remover as toxinas dissolvidas
Ozonização (pós-clarificação)	-	> 98%	Rápido e eficiente para toxinas dissolvidas
Cloro livre (pós-filtração)	-	> 80%	Efetivo > 0,5mg/L após 30 minutos a pH < 8 e baixo COD
Cloramina	-	Insignificante	ineficiente

Técnica de Tratamento	Expectativa de remoção		Comentários
	Células viáveis	Toxina extracelular	
Dióxido de cloro	-	Insignificante	Não efetivo com doses usadas em tratamento de água para abastecimento
Permanganato de potássio	-	95%	Efetivo sobre toxina solúvel, mas apenas na ausência de células completas
Peróxido de hidrogênio	-	Insignificante	Não efetivo
Radiação UV	-	Insignificante	Capaz de degradar microcistina-LR e anatoxina-a, mas apenas em doses impraticavelmente elevadas
Processos de membranas	> 99%	Incerto	Depende do tipo de membrana

Grudey et al., 1999.

## 8. CONCLUSÕES

---

---

- ◆ Considerando a variação temporal, os dados pluviométricos conferiram duas épocas climatológicas, uma de menor taxa de precipitação (seco – julho e outubro/04) e outra de maior taxa de precipitação (chuvoso – janeiro e abril/05). A pluviosidade mostrou-se influenciadora das variações relacionadas aos seguintes fatores abióticos ao longo do período de amostragem: transparência, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal e nitrato, bem como a variação de nível do reservatório.
- ◆ No reservatório Rio Bonito houve pouca variação horizontal em relação as variáveis abióticas, evidenciando comportamento semelhante entre as estações 1 e 2 durante todo período estudado. Porém, para as variáveis bióticas, densidade total do fitoplâncton, clorofila *a* e feofitina, constatou-se uma pequena variação entre as duas estações de amostragem.
- ◆ A análise da composição qualitativa da comunidade fitoplanctônica permitiu a identificação de 106 táxons nas duas estações de amostragem, verificando exclusividade de 16 táxons para a estação 1 e 22 táxons para a estação 2 e 68 táxons comuns às duas estações. A Classe Chlorophyceae foi a mais representativa em termos de riqueza de táxons.
- ◆ No reservatório rio Bonito, durante todo o período estudado, houve uma nítida variação espacial vertical para quase todas as variáveis abióticas, exceto alcalinidade, que apresentou uma variação discreta dos seus valores, bem como para o nitrito e ortofosfato que apresentaram muitos dos resultados abaixo do limite de detecção.
- ◆ A densidade numérica total do fitoplâncton apresentou-se extremamente elevada, semelhante ao encontrado em reservatórios eutrofizados. A variação vertical da densidade numérica total da comunidade fitoplanctônica mostrou-se nítida nas duas estações de amostragem durante todo o período estudado e os valores mais

elevados foram, na sua maioria registrados na sub-superfície. A pluviosidade influenciou negativamente para a densidade numérica total do fitoplâncton.

- ◆ Embora 9 Classes de algas tenham sido representativas quanto ao número de células (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae e fitoflagelados), houve um domínio quantitativo da Classe Cyanophyceae nas duas estações e em todas as profundidades durante todo o período estudado.
- ◆ Foram dominantes as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* nos meses de julho/04, outubro/04 e janeiro/05 (exceto na Z.A – E1 e E2 no mês de janeiro/04) e *Synechocystis* sp no mês de abril/05 nas duas estações de amostragem. Foram abundantes as espécies: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis* sp, *Synechococcus* sp, *Monoraphidiopsis* sp, *Oscillatoria jatorvensis*, *Pseudoanabaena* sp - da Classe Cyanophyceae e *Ankistrodesmus* sp da Classe Chlorophyceae. Estes resultados significam perigo iminente à população que utiliza o rio Santa Maria da Vitória como manancial de abastecimento, pois as cianobactérias supracitadas são potencialmente produtoras de toxinas.
- ◆ A variação temporal da comunidade fitoplanctônica demonstrou uma substituição da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* pela de *Synechocystis* sp, possivelmente devido à influência da precipitação, o que pode ser evidenciado nas duas estações de amostragem durante o decorrer do período estudado.
- ◆ A diversidade e equitabilidade foram sempre baixas devido à ocorrência de espécies dominantes no reservatório rio Bonito durante todo o período estudado.
- ◆ Nas amostras analisadas (julho/04 e abril/05) não foram registradas toxinas (microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina) na superfície das duas estações de amostragem, apesar da elevada densidade numérica de cianobactérias registrada. Provavelmente a biomassa de seston utilizada para extração não tenha sido suficiente para apresentar uma concentração destas cianotoxinas superior ao limite de detecção do método de análise por HPLC.



- ◆ A ordenação feita pela ACP mostrou a posição de cada Classe fitoplanctônica em relação as variáveis ambientais que são capazes de influenciá-las. Esta análise confirmou aspectos importantes como à relação da densidade do fitoplâncton total, das Cyanophyceae e Chlorophyceae com o aumento do oxigênio dissolvido, pH, temperaturas da água e do ar, assim como a colocação destas variáveis em contraposição ao nitrato e à profundidade de coleta.

## 9. RECOMENDAÇÕES

---

- ◆ Monitoramento freqüente de cianobactérias e cianotoxinas neste ecossistema aquático, considerando um maior número de estações de amostragem e profundidades, visto que este reservatório é considerado um perigo iminente, pois as florações de cianobactérias presentes neste ecossistema podem ser consideradas inóculo destes microrganismos para as águas à jusante do reservatório que são utilizadas para abastecimento público.
- ◆ Realização de isolamento de cepas de cianobactérias provenientes de amostras do reservatório Rio Bonito coletadas em diferentes períodos, para realização de cultivo e posterior quantificação de toxinas (microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina), considerando que concentrações de toxinas verificadas em diferentes florações de cianobactérias podem estar associadas provavelmente a alterações na composição de cepas e espécies.
- ◆ A partir de cepas isoladas de cianobactérias, realizar experimentos em laboratório, com o objetivo de simular condições ambientais adversas para o desenvolvimento destes microrganismos de forma a verificar as respostas fisiológicas correspondentes, principalmente no que diz respeito a produção de cianotoxinas.
- ◆ Análise de nutrientes, principalmente a série nitrogenada e fósforo total na coluna d'água à montante do reservatório, para averiguar possíveis pontos de poluição, que são responsáveis pelo enriquecimento adicional do reservatório.
- ◆ Controle das florações de cianobactérias no reservatório, através de medidas preventivas, propondo como métodos alternativos a circulação artificial das águas do reservatório e a redução do tempo de residência da água no reservatório.

## 10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

---

ALVES, V. R. E.; CAVALCANTI, C. G. B.; MATTOS, S. P. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Bras**, v. 2, p. 199 – 218, 1988.

AMEAÇAS à água, **Rede das Águas**. 2005. Disponível em: <[www.rededasaguas.org.br/quest/quest\\_01.asp](http://www.rededasaguas.org.br/quest/quest_01.asp)>. Acesso em: 16 nov. 2005.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 1998.

ANDRADE, L. F.; BRUNKOW, R. F.; XAVIER, C. F.; DOMINGUES, L. L. Fitoplâncton e características físico-químicas do reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil. In: TUNDISI, J. G. (ed.). **Limnologia e manejo das represa**. EESC -USP/CRHEA/ACESP, 1988).

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Poluição das Águas**, 22 p - (FB 145), ACIESP. Rio de Janeiro, 1973.

AZEVEDO, S. M. F. O. Effects of toxic cyanobacteria on environmental quality and human health in Brazil. In: **4º International Conference on Toxic Cyanobacteria**, Beaufort, NC. USA, 1998.

AZEVEDO, S. M. F. O. **Cianobactérias tóxicas: causas ecológicas e consequências para a saúde pública**. Apostila: Curso de especialização em Limnologia, gerenciamento de recursos hídricos e aqüicultura – IBCCF – UFRJ, 2002.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 181-182. p. 441-446, 2002.

BARBOSA, F. A. R. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca – Parque Florestal do Rio Doce – MG – Brasil**. 1981. 206p. Tese - DCB/UFSCar. São Carlos, 1981.

BARTRAM, J.; CARMICHAEL, W. W.; CHORUS, I.; JONES, G.; SKULBERG, O. M. Introduction. In: CHORUS, I. & J. BARTRAM (Ed.) – **Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring and management**. World Health Organization, London and New York, p. 1-14, 1999.

BICUDO, C. E. M.; RAMÍREZ R., J. J.; TUCCI, A.; BICUDO, D. C. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambientes eutrofizados: O Lago das Garças, São Paulo. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, p. 449-508, 1999.

BICUDO, C. E. DE M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)**. São Carlos: RIMA, 489 p, 2005.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. & MOLICA, R. 2003. Cianobactéria Invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Biotecnologia: Ciência e Desenvolvimento**, 30:82-90, 2003.

BOURRELY, P. **Lês Algues d'eau douce: Initiation a la Systématique Tome III: Les algues blues et rouges**. Paris. Ed. N. Boubée. 1970.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 1: les algues vertes**. Paris, Éditions N. Boubée. v. 1, 1972.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 2: les algues jaunes et brunes**. Paris: Éditions N. Boubée, 517p., 1981.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M & BEKER, B. Dynamics of toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial ecology**, v. 20, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (cianobacteria) in 39 brasilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial ecology**, v. 23, p. 13 – 27, 2000.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. JR.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, S. M. F. O. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 493, p. 115-130, 2003.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB, 1986.

BRANCO, C. W. C.; SENNA, A. Factors influencing the the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algological Studies**, v. 75, p. 85-96, 1994.

BRANCO, C. W. C.; CAVALCANTI, C.G.B. A ecologia das comunidades planctônicas no Lagoa Paranoá. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, p. 573 – 596, 1999.

BRASIL. Ministério da Saúde – MS. **Portaria nº1.469, de 29 de dezembro de 2000 do Ministério da Saúde**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, outubro, 2001.

BRASIL. Ministério da Saúde – MS. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde. FUNASA, 1ª edição, 56 f., 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde – MS. **Portaria nº518, de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, março, 2004.

BROOK, A. J. De Brébisson's determinations of *Staurastrum paradoxum* Meyen and *S. gracile* Ralfs. **Nova Hedwigia**, 1(2): 163-165, 1959.

CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. 1988. 293 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, São Carlos, 1988.

CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 7, p. 617- 634, 2002.

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins, **Journal of Applied Bacteriology**, v.72, p. 445-459, 1992.

CARMICHAEL, W. W. The cyanotoxins. **Advances in Botanical Research**, v. 270, n. 1, p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL W. W.;GORHAM P. R. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. In: CARMICHAEL W. W. (Ed.) **The Water Environment: Algae Toxins and Health**, Plenum, New York., p. 161-172, 1981.

CARMICHAEL, W. W; AZEVEDO, S. M. F. O.; AN, J. S.; MOLICA, R, JR.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S.; RINEHART, K. I.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspective**, v. 109, n.7, 2001.

CEBALLOS, B. S. O.; DINIZ, C. R.; KONIG, A. Algas como bioindicadores do nível trófico de ecossistemas lênticos do semi-árido paraibano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Paraíba, v. 3, n. 3, p. 137-145, 1998.

CESAN - **Monitoramento de Variáveis Limnológicas ao longo do percurso do rio Santa Maria da Vitória /ES**. Relatório preliminar. CESAN, Vila Velha, 2005.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. Dominant and co-existing espécies of cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte state, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. S3 – S10, 2003.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. London and New York, 416p., 1999.

COLE, G. **Textbook of limnology**. 2ª ed. Saint Lois: The C.V.Mosby, 283p., 1994.

CORDEIRO NETTO, O. M.; DUTRA, D. O aporte de fósforo ao Lago Paranoá (Brasília). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Fortaleza, Ceará. **Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Fortaleza. p.19, 20-25 dez, 1981.

COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. **Iheringia**, Porto Alegre, n. 45, p. 69-74, 1994.

CSMJ. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. 1995. **Volume I – Ecossistemas aquáticos interiores e recursos hídricos**. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CSMJ. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. 1995. **Volume II – Clima, Geologia, Relevo e Solos**. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CSMJ. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. 1995. **Volume III – Biodiversidade, Região Estuarina e Espaços Territoriais Protegidos**. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CSMJ. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. 1995. **Volume IV – Estrutura Econômica e Organização Sócio-Cultural e Política**. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

DEBERDT, Gina Luísa Boemer. **Estudo de cianobactérias em reservatório com elevado grau de trofia (Reservatório de Salto Grande – Americana – SP)**. 2002. 207f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

DELEZARI, A; BARROSO, G. F. Variáveis físico-químicas do reservatório da Reserva Biológica de Duas Bocas: estudo preliminar. **Cadernos de Pesquisa da Universidade Federal do Espírito Santo**, Vitória. v.8, p. 81-92, 1998.

DELAZARI-BARROSO, A. **Comunidade fitoplanctônica do reservatório Duas Bocas (Reserva Biológica de Duas Bocas) - ES: variação vertical e temporal em duas épocas distintas**. 2000. 170 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

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

DIAS JR, C. **Ciclo anual do fitoplâncton e algumas variáveis ambientais na Lagoa do Infernã (SP)**. 1990. 180f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 1990.

DOMINGOS, P.; RUBIM, K. T.; MOLICA, R. J. R.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a Northeast Brazilian drinking water supply. **Environmental Toxicology**, v. 14, p. 31-35, 1999.

DOWNING, J.A. Marine nitrogen: Phosphorus stoichiometry and the global N:P cycle. **Biogeochemistry**, 37: 237–252, 1997.

EDWARDS, C.; BEATTIE, K.; SCRIMGEOUR, C.M.; CODD, G. A. Identifications of anatoxin-a in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings Loch Insh, Scotland. **Toxicon**, v. 30, n. 10, p.1165 -1175, 1992.

EDZWALD, J. K.; WINGLER, B. J. Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. **Journal Water SRT-Aqua**, v.39, n. 1, p. 24-35, 1990.

ERIKSSON, J. E.; GRONBERG, L.; NYGARD, S.; SLOTTE, J. P.; MERILUOTO, J. A. O. Hepatocellular uptake of  $^3\text{H}$ -dihydromicrocystin-LR, a cyclic peptide toxin. **Bioch.Biophys.Acta.** v.1025, p. 60-66, 1990.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 575p., 1998.

FALCONER, I.R.; YEUNG, D.S.K. Cytoskeletal changes in hepatocytes induced by *Microcystis* toxins and their relation to hyperphosphorylation of cell proteins. **Chem. Biol. Inter.** v. 81, p. 181-196, 1992.

FALCONER, I. R. Health implications of cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In STEFFENSEN, D. A.; NICHOLSON, B. C. (eds.). **Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management – Proceedings of an International Workshop.** Adelaide, 1994.

FALCONER, I. R. Algal toxins and human health. In: HRUBEC, J. (ed.). **The Handbook of Environmental Chemistry**, vol.5, Part C, Quality and Treatment of Drinking Water to II. Springer Berlin, p. 53-82, 1998,

FERNANDES, V. O.; PEREIRA, T. A.; SOUZA, B. D.; SILVA, J. P. A.; KALE, E.; GORZA, N. (no prelo). Potencial de florações de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (reservatório Duas Bocas). FUNASA, DF.

FOTT, B. Algenkunde. 2nd Ed. **Web Fisher.** Jena, 1971.

FUJIKI, H.; SUEOKA, E.; SUGANUMA, M. Carcinogenesis of microcystins. In: WATANABE, M. F.; HARADA, K.; CARMICHAEL, W. W.; FUJIKI, H. (eds.). **Toxic Microcystis.** CRC Press, Boca Raton, New York, London, Tokyo, p. 203-232, 1996.

GEHR, R.; SWARTZ, C.; OFFRINGA, G. Removal of Trihalomethane precursors from eutrophic water by dissolved air flotation. *Water Research*, v.27, n.1, p. 41-49, 1993.

GIANI, A.; FIGUEIREDO, C. C. Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton num reservatório eutrófico (Reservatório de Pampulha, MG). In: **Ecologia de reservatórios: estruturas, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, p. 531-550, 1999.

GIBSON, C.E.; SMITH, R.V. Freshwater plankton. In: CARR, N.G.; WHITTON, B.A. (eds). **The Biology of Cyanobacteria.** Boston: Alden Press Oxford, p. 463-490, 1982.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters.** 2ª ed. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 213 p. IBP Handbook, n. 8, 1978.

HARRIS, G. P. Spatial and temporal scales in phytoplankton ecology. Mechanisms, methods, models and management. **Can. F. Fish. Aq. Sci.**, v. 37, p. 877-900, 1980.

HART, J.; FAWELL, J.K.; CROLL, B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. **Water Supply.** V. 16, n. 1 e 2, p. 611-616, 1998.

HAYES, C. R.; GREENE, L. A. The evaluation of eutrofication impact in public water supply reservoirs in East Anglia. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 42-51, 1984.

HENRY, R.; HINO, K.; TUNDISI, J.G.; RIBEIRO, J. S. B. Responses of phytoplankton in Lake Jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those of the River Solimões (Amazon, Brazil). **Arch. Hydrobiol.**, v.103, n.4, p. 443-477, 1985a.

HENRY, R. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa Jurumirim (rio Paranapanema, SP) ? **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 4, p. 883-892, 1990.

HENRY, R.; SANTOS, A. A. N.; CAMARGO, Y. R. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua exportação na represa Jurumirim. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, p. 687-710, 1999.

HIMBERG, K.; KEIJOLA, A. M.; HIISVIRTA, L.; PYYSALO, H.; SIVONEN, K. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study. **Water Research**, v. 23, n. 8, p. 979-984, 1989.

HOOSER, S. B.; BEASLEY, V. R.; WAITE, L. L.; KUHLENSCHMIDT, M. S.; CARMICHAEL, W. W.; HASCHEK, W. M. Actin filament alterations in rat hepatocytes induced in vivo and in vitro by microcystin-LR, a hepatotoxin from blue-green algae, *Microcystis aeruginosa*. **Vet. Pathol**, v. 28, p. 259-266, 1991.

HRUDEY, S. E.; BURCH, M.; DRIKAS, M., GREGORY, R. "Remedial Measures". In: INGRID CHORUS E JAMIE BARTRAM (eds.). **Toxic Cyanobacteria in Water**, London and New York, E & FN SPON, p. 275-306, 1999.

HUMPHRIES, S.E.; LYNE, V.D. Cyanophyte blooms: The role of cell buoyancy. **Limnol. Oceanogr**, v. 33, n. 1, p. 79-91, 1988.

HUNTER, P.R. Cyanobacteria and human health. **J. Med. Microbiol**, v. 36, p. 301-302, 1992.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; DOMINGOS, P.; MARINHO, M.; MELO, S. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hidrobiologia**, v. 369-370, p. 59-71, 1998.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.da. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. **Limnotemas**, Rio de Janeiro, n.2, 1999.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M. M.; DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hidrobiol**. V. 424, p.67-77, 2000.

HYDE, R. A.; MILLER, D. G.; PACKHAM, R. F.; RICHARDS, W. N. Water clarification by flotation. **Journal of the American Water Works Association**, v. 69, n. 7, p. 369-374, 1977.

JARDIM, F. A.; MOREIRA, A. A.; BRAGA, J. M. S.; AZEVEDO, S. M. F. O. Avaliação preliminar da ocorrência e toxicidade de cianobactérias em amostras de seston. In: **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1117-1125, 1999.

JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. Análise de algas – cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento da água para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville – Santa Catarina. **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville – Santa Catarina, 2003.



JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B. DE C.; FILHO D. A. DE M.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **The New Engl. J. Med.**, v.338, n. 13, p.837-878, 1998.

JONES, G.; ORR, P.T. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. **Water Res.**, v. 28, p. 871, 1994.

KAEBERNICK, M.; NEILAN, B. A.; BÖRNER, T.; DITTMANN, E. Light and the transcriptional response of the microcystin biosynthesis gene cluster. **Applied and Environmental Microbiology**, Sydney, Austrália, v.66, n.8, p. 3387-3392, 2000.

KEIJOLA, A. M.; HIMBERG, K. ESALA, A. L.; SIVONEN, K.; HIISVIRTA, L. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment process: Laboratory and pilot scale experiments. **Toxicity Assessment International Journal**, v. 3, p. 643-656, 1998.

KLEMER, A.R. Cyanobacterial blooms: Carbon and nitrogen limitation have opposite effects on the buoyancy of *Oscillatoria*. **Science**. v. 215, p.1629-1631, 1982.

KLEMER, A. R.; KONOPKA, A. E. Causes and consequences of blue-green algal (cyanobacterial) blooms. **Lake and Reservoir Management**, v. 5, n. 1, p. 9-19, 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. **Arch. Hidrobiol. Suppl.** 80, 1-4 (Algological Studies, 50-53), p. 327-472. Stuttgart, Marz. 1988.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. **Arch. Hidrobiol. Suppl.** 82, 3 (Algological Studies, 56), p. 247-345. Stuttgart, September. 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 5 – Stigonematales. **Arch. Hidrobiol. Suppl.** 80, 1-4 (Algological Studies, 59), p. 1-73. Stuttgart, September. 1990.

KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R.; SENNA, P. A. C. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the lagoa do Petri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. **Algological Studies**, v. 94, p. 207 -222, 1999.

KRISHNAMURTHY, T.; CARMICHAEL, W.W.; SARVER, E.W. Toxic peptides characterization of peptides from *Microcystis aeruginosa* NRC-1 in laboratory and from freshwater Cyanobacteria (blue-green algae). Isolation, purification and domestic animals. **Can. J. Comp. Med. Vet. Sci.**, v. 29, p. 221-228, 1986.

KROMKAMP, J.; BOTTERWEG, J.; MUR, L.R. Buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa* growth at different temperatures. **FEMS Microbiol. Ecol**, v 53, p. 231-237, 1988.

LAMBERT, T. W.; HOLMES, C. F. B.; HRUDEY, S. E. Microcystin class of toxins: Health effects and safety of drinking water supplies. **Environ. Ver.**, v. 2, p. 167-186, 1994.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2ª ed. Amsterdam: Elsevier Science B. V., Developments in environmental modelling, v. 20. 853 p., 1998.

LEHMANN, H.; JOST, M. Kinetics of the assembly of gas vacuoles in the blue-green algae *Microcystis aeruginosa* Kuetz. emend. Elekin. **Arch. Microbiol.** v. 79, p. 59-68, 1971.

LEWIS, JR W. M. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In TIMOTIUS, K. H.; GÖLTENBOTH, F.(eds). **Tropical Limnology**, Satya Wacana Christian University, Salatiga, Indonesia. v 29-44, 1995.

LOBO, E.; LEIGHTON. G. Estruturas comunitárias de las fitocenoses planktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha**, v. 22, n.1, p.1-29. 1986.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v.12, p. 343-346, 1967.

LUND, J. W. G.; TALLING, J.F. Botanical limnological methods with special reference to the algae. **The Botanical Review**, v. 23, n. 8-9, p. 485-583, 1957.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; Le CREN, P. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiology**, v. 11, p. 143-170, 1958.

MACKINTOSH, C.; BEATTIE, K.A.; KLUMPP, S.; COHEN, P.; CODD, G. A. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. **FEBS Lett**, v. 264, p. 189-192, 1990.

MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in Jacarepaguá Lagoon. In: REGUERA, B.; BLANCO, J.; FERNANDEZ, M. L.; WATTY, T. (eds). **Proceedings of the VIII International Conference of Harmful Algae**. Vigo, Espanha, p. 26-28, 1998.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v.39, p.1077-1085, 2001.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983.

MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). **Arch. Hidrobiologia**, v. 153, n. 3, p. 443-468, 2002.

MARINHO, M. M.; MOLICA, R. J. R.; JARDIM, F. A.; HUSZAR, V. L. M. *Cylindrospermopsis* (cyanobacteria) em ecossistemas brasileiros: Um novo desafio para o gerenciamento aquático. In: ROLAND, F.; CESAR, D., MARINHO, M. (eds.). **Lições de Limnologia**. São Carlos: RIMA, p. 325-339, 2005.

MATSUSHIMA, R.; YOSHIZAWA, S.; WATANABE, M.F.; HARADA, K.I.; FURUSAWA, M.; CARMICHAEL, W.W.; FUJIKI, H. In vitro and in vivo effects of protein phosphatase inhibitors, microcystin and nodularin, on mouse skin and fibroblasts. **Biochem. Biophys. Res. Comm**, v.171, p. 867-874, 1990.

McCARTHY, J. J.; GOLDMAN, J. C. Nitrogenous nutrition of marine phytoplankton in nutrient-depleted waters. **Science**, v. 203, p. 670-672, 1979.

MITTAL, A.; AGAWAL, M. K.; SCHIVPURI, D. N. Respiratory allergy to algae: clinical aspects. **Ann. Allergy**, v. 42, p. 253-256, 1979.

- MOLICA, R.; ONODERA, H.; GARCIA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S.; MEGURO, H.; OSHIMA, Y.; AZEVEDO, S.; LAGOS, N. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. **Phycologia**, v. 41, p. 606-611, 2002.
- NAKAMURA, M. Lake Biwa: Have sustainable development objectives been met? **Lakes Reserv. Res. Manag.**, v. 1, p. 3-29, 1995.
- ODRIOZOLA, E.; BALLABENE, N.; SALAMANCO, A. Intoxicacion em ganado bovino por algas verde-azuladas. **Revista Argentina de Microbiologia**, Mar Del Plata, Argentina, v. 16, n. 4, p. 219-224, 1984.
- OLIVEIRA, M.R.V. O emprego de casas de vegetação no Brasil: vantagens e desvantagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, n. 8, p. 1049-1060, 1995.
- OSHIMA, Y. Postcolumn derivatization liquid chromatographic method for paralytic shellfish toxins. **Journal of AOAC International**, Japan, v. 78, n.2, p. 528-532, 1995.
- PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, na expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiol.** v. 4, p. 563-593, 1997.
- PAERL, H.W. Partitioning of CO<sub>2</sub> fixation in the colonial cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*: Mechanism promoting formation of surface scums. **Appl. Environ. Microbiol.** v. 46, n. 1, p. 252-259, 1983.
- PAERL, H. W. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae. In Sandgren, C. D. (ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: University Press, p. 261-315, 1988.
- PAERL, W.P.; MILLIE, D. F. Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. **Phycologia**, United States, v.35, p.160-167, 1996.
- PALMER, C. M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. **J. Phycol.**, v. 5, p. 78-82, 1969.
- PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. Chichester. John Wiley & Sons, 301 p., 1986.
- PEREIRA, T. DE A. **Variação temporal e vertical da comunidade fitoplanctônica no ponto de captação do reservatório Duas Bocas – Cariacica, ES**. 2005. 80 f. Monografia. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
- PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975. 165 p.
- PINTO-COELHO, R. M.; AZEVEDO, L. M. A.; RIZZI, P. E. V.; BEZERRA-NETO, J. F. ROLLA, M. E. Origens e efeitos do aporte externo de nutrientes em um reservatório tropical de grande porte: reservatório de São Simão (MG/GO). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (eds.). **Ecologia de reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata**. 1ª ed. São Carlos: RiMa, p. 127-164, 2005.
- PRESCOTT, M. T. P. **Algae of the Western Great Lakes Area**. Department of Botany and Plant Pathology, Michigan State University. East Lansing Michigan. 1975.

RAPALA, J. Toxin production by freshwater cyanobacteria: effects of environmental factors. **Dissertaciones Biocentri Viikki Universitatis Helsingiensis**. Helsinki, 1998.

RESSOM, R.; SOONG, F. S.; FITZGERALD, J.; TURCZYNOWICZ, L.; SAADI, O. E.; RODER, D.; MAYNARD, T.; FALCONER, I. R. Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae). **National Health and Medical Research Council**, Australian Government Publishing Services, Canberra, 1994.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton** – (Cambridge studies in ecology). Cambridge: Cambridge University Press, 384 p., 1984.

RUBIM, K. T. **Crescimento e produção de microcistinas por *Microcystis aeruginosa* (NPLJ-37) em diferentes condições de salinidade e interação com aguapé (*Eichhornia crassipes*)**. 1999. 54f. Monografia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

RUNNEGAR, M.T.; FALCONER, I.R.; SILVER, J. Deformation of isolated rat hepatocytes by a peptide hepatotoxin from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. **Arch. Pharmacol**, v. 317, p. 268-272, 1981.

RUNNEGAR, M.T.; FALCONER, I.R. Effect of toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on ultrastructural morphology and actin polymerization in isolated hepatocytes. **Toxicon**, v. 24, n. 2, p. 109-115, 1986.

RUTTNER, F. Beobachtung über die tagliche vertikale Wanderung des Planktons in tropischen Seen. **Arch. Hydrobiol.** 40: 474-492., 1943.

SAKER, M. L.; THOMAS, A. D.; NORTON, J. H. Cattle mortality attributed to the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in an outback region of North Queensland. **Environmental Toxicology**, v.14, p. 179-182, 1999.

SANT'ANNA, C. L.; SORMUS, L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M. T. P. Variação sazonal do fitoplâncton no lago das Garças, São Paulo. **Hoehnea**, v. 24, n. 1, p. 67 – 86, 1997.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, n. 3-4, p. 359-385, 2000.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G.F. Chemistry for environmental engineering. 4. ed. New York: **McGraw-Hill Book Company**. 658p., 1994.

SENNA, P. A. C.; DELAZARI, A.; SANT'ANNA, C. L. A new planktic cyanoprokaryotic species, *Cyanodictyon tropicalys* (Cyanophyceae) from Espírito Santo State (Southeastern), Brazil. **Arquív für Hydrobiologie/Algological Studies**, v. 94, p. 293-303, 1999.

SHANNON, C. E. & WEAVER. **The mathematical Theory of communication**. – Univ. Illinois Press, Urbana, Ill. 125p. 1963.

SIVONEN, K.; CARMICHAEL, W. W.; NAMIKOSHI, M.; RINEART, K. L.; DAHLEM, A. M.; NIEMALÄ, S. Isolation and characterization of hepatotoxic microcystin homologs from the filamentous freshwater cyanobacterium *Nostoc* sp. strain 152. **Appl. Environ. Microbiol.** v.56, p. 2650-2657, 1990.

SIVONEN, K. Cyanobacterial toxins and toxin production. **Phycologia**, Finland, v.35 (supplement), p.12-24, 1996.

SKULBERG, O.M.; CODD, G.A.; CARMICHAEL, W.W. Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. **Ambio**, v.13, p. 244-247, 1984.

SOUZA, B. D' A. **Comunidade fitoplanctônica e variáveis limnológicas na zona fluvial de um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas, Cariacica – ES)**. 2005. 84f. Monografia. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of PAHO**, v.27, n.3, p. 244-253, 1993.

TENCALA, F.; DIETRICH, D.; SCHLATTER, C. Toxicity of *Microcystis aeruginosa* peptide toxins to yearling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquatic Toxicology**, v. 30, p. 215-224, 1994.

THOMAS, R.H.; WALSBY, A. E. The effect of temperature on recovery of buoyancy by *Microcystis*. **J. Gen. Microbiol.** v. 132, p.1665-673, 1986.

THOSTRUP, L.;CHRISTOFFERSEN, K. Accumulation of microcystins in *Daphnia magna* feeding on toxic *Microcystis*. **Arc. Hidrobiol.**, v. 145, n. 4, p. 447-467, 1999.

TUCCI, A. ; SANT'ANNA, C. L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, Brasil, v.26, n.1, p.97-112, 2003.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, p. 19-38, 1999.

TUNDISI, J. G. A deterioração dos suprimentos de água e dos mananciais: A crise da água. In: **A água no século XXI: Enfrentando a escassez**. 2. ed. São Carlos: RIMA, IIE, cap. 4, p.35-66, 2005.

TUNDISI, J. G. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – Estudos de caso e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (org.). **Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata**. 1ª ed. São Carlos: RIMA, p. 1 – 21, 2005.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA -TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoirs management. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Brazilian academy of Sciences / International Institut of Ecology/Backhuys Publishers, p. 505-528, 1992.

UERLINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénodrement planctonic. **Arch. Sci.**, v. 17, n. 2, p. 121-123, 1964.

UHE RIO BONITO e suas características técnicas. 2005. Disponível em : < [www.escelsa.com.br/aescelsa/usinas.asp](http://www.escelsa.com.br/aescelsa/usinas.asp)>. Acesso em: 10 set. 2005.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollekommung der quantitativen Phytoplankton – methodik. **Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VARIÁVEIS de qualidade das águas. 2005. Disponível em:

<[www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp)>. Acesso em: 5 set. 2005.

VASCONCELOS, V. M. Uptake and depuration of the heptapeptide toxic microcystins-LR in *Miytilus galloprovincialis*. **Aquatic Toxicol.** v. 32, p. 227-237, Lisboa, 1995.

VIEIRA, J. M. S.; AZEVEDO, M. T. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; HONDA, R. Y.; CORRÊA, B. Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v. 42, p. 709-713, 2003.

VINING L. C. Secondary metabolism, tentative evolution and biochemical diversity-a review. **Gene**, v.115, p. 135-140, 1992.

WATANABE, M. F.; WATANABE, M.; KATO, T.; HARADAKI, S. M. Composition of cyclic peptide toxins among strains of *Microcystis aeruginosa* (blue-green algae, cyanobacteria). **Botanical Magazine**, v. 104, p. 49-57, 1991.

WELKER, M.; BICKEL, H.; FASTNER, J. HPLC – PDA detection of cylindrospermopsin – opportunities and limits. **Water Research**, Germany, v. 36, p. 4659-4663, 2002.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analysis**. Philadelphia. W.B. Saunders Company, p. 357. 1979.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. 2004. Disponível em: [www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/). Acesso em: 10 março. 2006.

YOO, R. S.; CARMICHAEL, W. W.; HOEHN, R. C.; HRUDEY, S. E. **Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide**. AWWA Research Foundation, U.S.A., 229p., 1995.

YOSHIZAWA, S.; MATSUSHI, R.; WATANABE, M. F.; HARADA, K. I.; ICHIHARA, A.; CARMICHAEL, W. W.; FUJIKI, H. Inhibition of protein phosphatases by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity. **J. Cancer. Res.**, v. 116, p. 609-614, 1990.

YUNES, J. S.; SALOMON, P. S.; MATTHIENSEN, A.; BEATTIE, K. A.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, v. 5, p. 223-229, 1996.

YUNES, J.; MATTHIENSEN, A.; CARNEIRO, C.; OROSKI, F.; BECKER, V.; CARVALHO, M. DO C. Florações de cianobactérias tóxicas: mãos à obra ao problema. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (eds.). **Lições de Limnologia**. São Carlos: RIMA, p. 299-323, 2005.

ZARET, T. M., DEVOL, A. H.; SANTOS, A. D. Nutrient addition experiment in Lago Jacaretinga, Central Amazon Basin, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 21, p. 721-724, 1981.