

DANIELLA DA SILVA

Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em
pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP,
Brasil

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Plantas Avasculares e Fungos em Análises Ambientais.

SÃO PAULO

2005

DANIELLA DA SILVA

Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em
pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP,
Brasil

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Plantas Avasculares e Fungos em Análises Ambientais.

ORIENTADORA: DRA. CÉLIA LEITE SANT' ANNA

Aos meus pais Daniel e Fátima, pelo amor, imensa dedicação e apoio em todos os momentos de minha vida. Aos meus adorados irmãos Fernanda e Rodrigo, pela compreensão, carinho e paciência.

AGRADECIMENTOS

Nesta importante fase de minha vida, não poderia deixar de agradecer a todas as pessoas que de alguma forma me ajudaram no decorrer deste trabalho. Contudo, para algumas pessoas e instituições, vão os meus mais sinceros agradecimentos:

À Dra. Célia Leite Sant' Anna, Pesquisador Científico do Instituto de Botânica, minha orientadora, por aceitar-me prontamente como aluna do curso de Mestrado, por todos os momentos que se dedicou a mim, sempre me auxiliando e compartilhando sua sabedoria em todas as etapas deste trabalho, pela atenção a qualquer momento que precisasse, sempre ouvindo as minhas dúvidas, por sempre me incentivar e com isto aumentar ainda mais minha vontade em conhecer cada vez mais as cianobactérias, por tudo que tenho aprendido, pelo exemplo profissional que tanto admiro e sobretudo pela pessoa maravilhosa que me recebe sempre com boa vontade. Enfim, pela preocupação, compreensão, carinho e grande amizade.

À Dra. Cacilda Thais Janson Mercante, Pesquisador científico do Instituto de Pesca, por ter acreditado em mim, por seus ensinamentos, pelo seus conselhos e auxílios na carreira científica, por estar sempre disponível em me ajudar e principalmente pela grande amizade que há entre nós desde o tempo em que fui uma de suas primeiras estagiárias.

Às doutoras Denise C. Bicudo, Maria do Carmo Carvalho e Maria Tereza P. Azevedo, pelas valiosas sugestões durante o exame de qualificação.

Ao Instituto de Botânica de São Paulo, por fornecer a infra-estrutura necessária à realização deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e meio Ambiente, pela oportunidade de enriquecer meus conhecimentos ecológicos e ficológicos.

À Fapesp, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela concessão da bolsa de Mestrado.

Às doutoras Katharina E. Esteves e Maria Ângela Cabianca, pela colaboração no trabalho de campo e também pelo exemplo profissional e amizade.

À Sandra, querida amiga, desde o período em que fomos colegas de estágio no Instituto de Pesca, pelos momentos de descontração, carinho e amizade.

À grande amiga Regina, pessoa maravilhosa, que está sempre pronta a me ajudar, que sempre me ouve e aconselha, pela preocupação, compreensão e auxílio nos momentos em que mais precisei.

Às amigas Denise, Diógina, Lílían, Marcina e Silvia, pela companhia divertida e amizade sincera, por compartilharem meus pensamentos, pelos longos papos que de diversas formas me ajudaram a crescer como pessoa.

À Dra. Andréa Tucci e Ms. Ilka V. Schincariol, pelo auxílio, sugestões e críticas, na análise estatística.

Aos companheiros do Instituto de Botânica: Ricardo, Valeska, Marcos, Aline, Fernanda, Camila e Fernando, pelo convívio agradável e momentos de descontração.

Às doutoras Luciana, Mutue, Nair, Diclá, Maria Tereza, Silvia e Andréa, pesquisadoras da Seção de Ficologia do Instituto de Botânica, pelo convívio sempre agradável.

Aos funcionários de Seção de Ficologia do Instituto de Botânica, pelas conversas e momentos de descontração, especialmente à Neuzete e Elizete e ao Manuel.

À Márcia, secretária do curso de Pós-Graduação do Instituto de Botânica, pela competência e dedicação com que exerce seu trabalho.

Às doutoras Sonia M. C. Dietrich e Solange C. Mazzoni-Viveiros, responsáveis pelo curso de Pós-Graduação do Instituto de Botânica, pela admirável dedicação e empenho.

Aos meus pais Daniel e Fátima, a quem devo tudo o que sou, pelo amor incondicional, exemplo de vida, dedicação, respeito e compreensão. Pais queridos, dos quais tenho muito orgulho e agradeço sempre por serem “meus” pais. Aos meus irmãos Fernanda e Rodrigo, pelos momentos mais alegres de minha vida, pelo companheirismo, paciência e tolerância e principalmente pelo imenso amor que há entre nós.

À Deus, por tudo que sou e por ter me presenteado com uma família maravilhosa e harmoniosa, que torna os meus dias imensamente felizes.

SUMÁRIO

<u>1. INTRODUÇÃO</u>	1
<u>2. HIPÓTESE</u>	13
<u>3. OBJETIVOS</u>	13
<u>4. MATERIAL E MÉTODOS</u>	14
4.1 Área de Estudo	15
4.2 Estação de Amostragem e Periodicidade de Coleta	17
4.3 Variáveis Climatológicas, Físicas e Químicas da água	17
4.4 Variáveis Biológicas	20
4.5 Espécies Abundantes e Dominantes	24
4.7 Índice de Estado Trófico	24
4.8 Análise Estatística	26
4.9 Resolução CONAMA	27
<u>5. RESULTADOS</u>	29
5.1 Variáveis Climatológicas, Físicas e Químicas da água	29
5.2 Variáveis Biológicas	48
5.3 Espécies Abundantes e Dominantes	63
5.4 Índice de Estado Trófico	67
5.5 Resolução CONAMA	69
5.6 Análise Estatística	72
<u>6. DISCUSSÃO</u>	80
<u>7. CONCLUSÕES</u>	104
<u>8. RESUMO</u>	107
<u>9. ABSTRACT</u>	109
<u>10. LITERATURA CITADA</u>	111
<u>11. ANEXOS</u>	126

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa com a localização e código dos pesqueiros	16
Figura 2. Imagem de pesqueiros amostrados	17
Figura 3. Valores diários de precipitação, para os meses de setembro e outubro de 2001, segundo dados meteorológicos da Estação Água Branca, SP, fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE)	30
Figura 4. Valores diários de precipitação, para os meses de fevereiro e março de 2002, segundo dados meteorológicos da Estação Água Branca, SP, fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE)	30
Figura 5. Valores de temperatura do ar e de temperatura da água registrados no período seco	32
Figura 6. Valores de temperatura do ar e de temperatura da água registrados no período chuvoso	32
Figura 7. Transparência, zona eufótica e profundidade, registradas no período seco	33
Figura 8. Transparência, zona eufótica e profundidade, registradas no período chuvoso	34
Figura 9. Valores de turbidez e coeficiente de atenuação da luz registrados no período seco	35
Figura 10. Valores de turbidez e coeficiente de atenuação da luz registrados no período chuvoso	35
Figura 11. Valores de pH e oxigênio registrados no período seco	37
Figura 12. Valores de pH e oxigênio registrados no período chuvoso	38
Figura 13. Valores de dureza total, cálcio e alcalinidade total, registrados no período seco	39
Figura 14. Valores de dureza total, cálcio e alcalinidade total, registrados no período chuvoso	39
Figura 15. Valores de condutividade elétrica registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva	40
Figura 16. Valores de sólidos totais em suspensão registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva	41

Figura 17. Valores da concentração de amônio registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva	43
Figura 18. Valores da concentração de nitrito registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva	44
Figura 19. Valores da concentração de nitrato registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva	45
Figura 20. Valores da concentração de ortofosfato e fósforo total registrados no período seco	46
Figura 21. Valores da concentração de ortofosfato e fósforo total registrados no período chuvoso	47
Figura 22. Valores de clorofila <u>a</u> e feofitina registrados no período seco	49
Figura 23. Valores de clorofila <u>a</u> e feofitina registrados no período chuvoso	49
Figura 24. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza total de espécies, no período seco	52
Figura 25. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza total de espécies, no período chuvoso	53
Figura 26. Porcentagem de contribuição das ordens de Cyanobacteria, em relação à riqueza de espécies, no período seco	53
Figura 27. Porcentagem de contribuição das ordens de Cyanobacteria, em relação à riqueza de espécies, no período chuvoso	54
Figura 28. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a densidade total (org mL ⁻¹), no período seco. *OUTROS=Euglenophyceae; Xanthophyceae; Chrysophyceae; Dynophyceae	57
Figura 29. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a densidade total (org mL ⁻¹), no período chuvoso. *OUTROS=Euglenophyceae; Xanthophyceae; Chrysophyceae; Dynophyceae	58
Figura 30. Variação das densidades de <i>Microcystis</i> e das demais cianobactérias, para o período seco	58
Figura 31. Variação das densidades de <i>Microcystis</i> e das demais cianobactérias, para o período chuvoso	59

Figura 32. Densidade das espécies de <i>Microcystis</i> para cada pesqueiro amostrado no período seco	59
Figura 33. Densidade das espécies de <i>Microcystis</i> para cada pesqueiro amostrado no período chuvoso	60
Figura 34. Porcentagem de contribuição de cada espécie para a densidade total do gênero <i>Microcystis</i> , no período seco	60
Figura 35. Porcentagem de contribuição de cada espécie para a densidade total do gênero <i>Microcystis</i> , no período chuvoso	61
Figura 36. Porcentagem de contribuição de cada espécie, para o biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) do gênero <i>Microcystis</i> , no período seco	61
Figura 37. Porcentagem de contribuição de cada espécie, para o biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) do gênero <i>Microcystis</i> , no período chuvoso	62
Figura 38. Densidade das espécies de <i>Microcystis</i> nos dois períodos estudados	62
Figura 39. Biovolume das espécies de <i>Microcystis</i> nos dois períodos estudados	63
Figura 40. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para o número total de espécies abundantes e dominantes, no período seco	64
Figura 41. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para o número total de espécies abundantes e dominantes, no período chuvoso	64
Figura 42. Classificação do estado trófico médio (baseando-se em valores médios das variáveis clorofila a, PT, PO_4 e transparência da água) dos ambientes, para os dois períodos estudados: seca e chuva	69
Figura 43. Porcentagem de pesqueiros com valores de pH, fósforo total, nitrito, nitrato, oxigênio e turbidez, de acordo ou não com os padrões estabelecidos e recomendados pela Resolução Conama, no período seco	71
Figura 44. Porcentagem de pesqueiros com valores de pH, fósforo total, nitrito, nitrato, oxigênio e turbidez, de acordo ou não com os padrões estabelecidos e recomendados pela Resolução Conama, no período chuvoso	72

Figura 45. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais e das variáveis físicas, químicas e biológicas. As unidades amostrais são os 20 pesqueiros identificados pela letra P e pelo número correspondente, também foram identificadas de acordo com duas épocas do ano: Seca (P1S até P20S) e Chuva (P1C até P20C)

74

Figura 46. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais (pesqueiros) e dos táxons selecionados com base na densidade. As unidades amostrais são os 20 pesqueiros identificados pela letra P e pelo número correspondente, também foram identificadas de acordo com duas épocas do ano: Seca (P1S até P20S) e Chuva (P1C até P20C)

77

Figura 47. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais (pesqueiros) e dos táxons selecionados com base na densidade. As unidades amostrais são os 20 pesqueiros identificados pela letra P e pelo número correspondente, também foram identificadas de acordo com duas épocas do ano: Seca (P1S até P20S) e Chuva (P1C até P20C)

78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação do Índice de Estado Trófico	26
Tabela 2. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação de Pearson (CV%), para a precipitação (mm), nos seguintes meses de coleta: setembro/outubro de 2001 (período seco) e fevereiro/março de 2002 (período chuvoso)	31
Tabela 3. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da temperatura do ar (TempAr), temperatura da água (TempÁgua), transparência da água (Transp), zona eufótica (Z.euf), coeficiente de atenuação (CoefAt), turbidez (Turb) e profundidade (Prof), no período seco	36
Tabela 4. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da temperatura do ar (TempAr), temperatura da água (TempÁgua), transparência da água (Transp), zona eufótica (Z.euf), coeficiente de atenuação (CoefAt), turbidez (Turb) e profundidade (Prof), no período chuvoso	36
Tabela 5. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da condutividade elétrica (Cond), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), dureza total (DT), cálcio (Ca), alcalinidade total (Alc) e sólidos totais em suspensão (STS), no período seco	42
Tabela 6. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da condutividade elétrica (Cond), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), dureza total (DT), cálcio (Ca), alcalinidade total (Alc) e sólidos totais em suspensão (STS), no período chuvoso	42
Tabela 7. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da amônia (N-NH ₄), nitrito (N-NO ₂), nitrato (N-NO ₃), ortofosfato (P-PO ₄) e fósforo total (PT), no período seco	47
Tabela 8. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da amônia (N-NH ₄), nitrito (N-NO ₂), nitrato (N-NO ₃), ortofosfato (P-PO ₄) e fósforo total (PT), no período chuvoso	48

Tabela 9. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da clorofila <u>a</u> (Cloro) e feofitina (Feo), no período seco	50
Tabela 10. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da clorofila <u>a</u> (Cloro) e feofitina (Feo), no período chuvoso	50
Tabela 11. Contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza de espécies	52
Tabela 12. Composição e ocorrência (+) das espécies de <i>Microcystis</i> no período seco	55
Tabela 13. Composição e ocorrência (+) das espécies de <i>Microcystis</i> no período chuvoso	55
Tabela 14. Espécies de cianobactérias abundantes e dominantes (*) nos pesqueiros, nas épocas de seca e chuva	65
Tabela 15. Classificação do estado trófico médio (***) dos ambientes estudados, para os dois períodos amostrados: seca e chuva	68
Tabela 16. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água e os dois primeiros eixos da ordenação (N = 40)	75
Tabela 17. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre espécies de <i>Microcystis</i> e demais cianobactérias mais abundantes e dominantes, com base na densidade e os dois primeiros eixos da ordenação (N = 40)	79
Tabela 18. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre espécies de <i>Microcystis</i> e demais cianobactérias mais abundantes e dominantes, com base na biomassa e os dois primeiros eixos da ordenação (N = 40)	79

1. INTRODUÇÃO

As opções insuficientes de lazer nas grandes cidades propiciou aumento considerável de diversas atividades recreativas próximas aos grandes centros urbanos como, por exemplo, a grande expansão de locais destinados à pesca.

Nos dias de hoje, a pesca esportiva, que engloba modalidades como pesque-pague e pague-pesque, conhecidos também como pesqueiros, constitui-se em uma das poucas, se não a única, possibilidade de pesca próxima a grandes aglomerados urbanos, tornando-se desta forma uma atividade bastante emergente (Lopes 2000).

As poucas informações disponíveis permitem inferir que a maior demanda potencial em relação à pesca esportiva no Brasil encontra-se nas regiões Sudeste e Sul, notadamente próximo aos centros urbanos. Esta demanda está relacionada a diversos fatores como busca por serviços de lazer e turismo em ambientes naturais, a diminuição dos estoques de peixes nos ambientes tradicionalmente procurados pelos pescadores, bem como a busca de usos alternativos e múltiplos de corpos d'água (Kitamura et al. 1999).

Segundo Matsuzaki et al. (2004), na região da Grande São Paulo, a necessidade de variadas formas de lazer por parte da população é marcante. Desta forma, principalmente durante os finais de semana, é comum a procura por áreas ao ar livre e, neste sentido, destaca-se a pesca em lagos artificiais localizados nas áreas marginais das cidades.

Kitamura et al. (1999) realizaram estudo ambiental de 18 pesqueiros localizados na Bacia do Rio Piracicaba e observaram que no Estado de São Paulo esta atividade tem mostrado crescimento vertiginoso, tendo sido registrados aproximadamente 3000 pesqueiros que, somente na Bacia do Rio Piracicaba, geram renda de US\$ 60 milhões com lucros superiores a 100% para o produtor. Além disso, verificaram que a maioria dos pesqueiros brasileiros surgiram na década de noventa, diferindo da experiência americana e européia, onde a atividade consolidou-se há algumas décadas. No Brasil, dado o pouco tempo desta atividade como alternativa de renda, estudos bioeconômicos ou ambientais são raros.

Os problemas enfrentados pelos proprietários de pesqueiros bem como a crescente demanda verificada junto ao Instituto de Pesca por parte deste público para que se proponham medidas eficazes de manejo, indicam a necessidade de se obter maiores informações quanto às questões ecológicas envolvidas nestes sistemas de piscicultura intensiva (Relatório Fapesp 2003).

Um dos problemas menos estudados e mais críticos encontrados nos pesqueiros refere-se à qualidade da água, decorrente muitas vezes da má qualidade da água captada à montante dos pesqueiros ou do manejo inadequado da água nos empreendimentos, situação que impõe sérios prejuízos do ponto de vista econômico e ambiental (Kitamura et al. 1999, Matsuzaki et al. 2004).

Os tanques de piscicultura (restrito ao cultivo de peixes) e também os pesqueiros (pesca esportiva) abrigam uma comunidade biótica bem diversificada, desde produtores primários e secundários até os decompositores. Entretanto, as espécies existentes nestes lagos dependerão

fundamentalmente da qualidade da água indicada por variáveis químicas, físicas e biológicas (Oliveira et al. 1992, Durigan et al. 1992).

Assim, estudos limnológicos e da comunidade planctônica em tanques de piscicultura e pesqueiros são de grande importância, pela possibilidade de se aumentar o conhecimento sobre os fatores bióticos e abióticos, permitindo melhor aproveitamento destes sistemas e também o estabelecimento de estratégias de manejo, com vistas à produção mais rentável (Durigan et al. 1992, Sipaúba-Tavares 1996).

Dessa forma, o reconhecimento de indicadores biológicos tais como as algas e cianobactérias planctônicas, é importante instrumento para a avaliação da qualidade da água e pode ser utilizado como medida corretiva ou preventiva que são mais eficientes e menos onerosas (Rocha 1992). O conhecimento dos padrões de mudança de espécies ou da composição dos gêneros em uma comunidade serve como importante instrumento para os estudos ecológicos e sanitários dos corpos d'água (Rocha 1992, Matsuzaki et al. 2004).

Reynolds (1988a) também ressalta que mudanças na composição de espécies do fitoplâncton podem ocorrer como resultado direto de influências externas (alogênicas), ou então como resultado de influências internas (autogênicas), por exemplo, consumo de nutrientes resultando em mudanças progressivas do ambiente.

Dessa maneira, a dinâmica do fitoplâncton pode ser controlada por uma combinação de vários processos hidrodinâmicos que atuam em diferentes escalas espaciais e temporais (Calijuri 1988). Assim, as células algáceas devem ser capazes de ajustar suas atividades metabólicas à grande amplitude de flutuações ambientais, que muitas vezes diferem sensivelmente de um dia para o outro.

As análises e avaliações do desenvolvimento temporal e espacial do fitoplâncton tornam-se por vezes difíceis devido à gama de fatores ambientais que é necessário considerar e às propriedades fisiológicas de cada espécie. Entretanto, pode-se dizer que alguns fatores são fundamentais para a

regulação do desenvolvimento temporal e espacial do fitoplâncton: (1) luz e temperatura, (2) regulação da impulsão, como por exemplo, os meios utilizados para permanecer na zona fótica, alterando a taxa de sedimentação, (3) fatores relacionados com os nutrientes e (4) fatores biológicos como a competição pelos recursos disponíveis e a predação por outros organismos. Cada espécie fitoplanctônica possui uma série de mecanismos de tolerância e o desenvolvimento populacional é mais rápido quando se verifica a combinação ótima dos fatores interatuantes. A combinação ótima desses fatores é muito difícil de ser atingida nas condições naturais. A vantagem competitiva de uma espécie sobre a outra é relativa, podendo modificar-se quando se alteram as condições físicas e bióticas que condicionam o desenvolvimento (Schäfer 1984, Wetzel 2001, Wehr & Sheath 2003). Além disso, segundo Lewis (1976) e Reynolds (1984) o sucesso das populações fitoplanctônicas depende também da adequada razão superfície/volume dos organismos e, com base nisto, diversas estratégias tem sido adotadas evolutivamente pelas algas e cianobactérias.

As estratégias de sobrevivência que correspondem aos mecanismos de otimização da utilização de energia pelas espécies, podem ser consideradas como o conjunto de características morfológicas, fisiológicas, reprodutivas e comportamentais similares que evoluíram entre as espécies ou populações permitindo melhores respostas a uma série de condições ambientais (Grime 1979, Calijuri 1999).

Dessa forma, de acordo com o tipo de estratégia de sobrevivência que apresentam, os organismos podem ser classificados e, nesta situação, leva-se em consideração se os organismos concentram seus esforços na reprodução ou na captação de recursos, sendo que a predominância de uma ou outra está relacionada às condições ambientais (Reynolds 1988b).

De acordo com Odum (1988), se o ambiente apresenta baixa densidade populacional, a seleção favorecerá os organismos r-estrategistas, ou seja, aqueles com alta taxa reprodutiva. Entretanto, se a densidade populacional for alta, será favorecido os organismos k-estrategistas, que

são aqueles com capacidade reprodutiva menor, mas que são mais aptos na utilização e competição por recursos escassos.

Reynolds (1988b) propôs outra divisão a partir das estratégias de sobrevivência do fitoplâncton, onde: C-estrategistas (competidoras) são espécies mais adaptadas e com habilidade superior em dominar e explorar ambientes saturados em luz e nutrientes, excluem as demais, desde que as condições ambientais sejam ótimas; R-estrategistas (ruderal) espécies que sobressaem em ambientes com grande mistura vertical e especializadas em explorar ambientes turbulentos e com gradientes de luz; e S-estrategistas (“stress”) espécies que sobrevivem em ambientes com grande redução dos nutrientes e estabilidade física da coluna d’água.

No Brasil, o elevado crescimento populacional urbano acarretou no aumento da eutrofização dos ecossistemas aquáticos continentais, que por sua vez, é resultado do enriquecimento com nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e os efeitos desse processo fazem-se sentir sobre os recursos hídricos e na deterioração da qualidade da água (Tucci 2002, Tundisi 2003).

Os principais efeitos da eutrofização são: anoxia; florescimento de algas e crescimento de macrófitas; produção de toxinas por algas tóxicas; altas concentrações de matéria orgânica; deterioração dos valores recreacionais da água; acesso restrito à pesca; acentuada queda na biodiversidade de plantas e animais; alterações na composição de espécies de peixes com conseqüente diminuição do valor comercial; diminuição dos estoques de peixes; efeitos na saúde humana. A aceleração da eutrofização e a degradação dos sistemas aquáticos e da qualidade da água produzem diversos impactos econômicos, tais como o aumento muito rápido dos custos de tratamento, a perda do valor estético e o impedimento à navegação e à recreação (Ahn et al. 2003, Tundisi 2003).

O manejo inadequado dos corpos d'água geralmente acelera o processo da eutrofização. Isto contribui para fazer da determinação biológica da qualidade da água uma medida cotidiana para a avaliação de impactos ambientais e para o controle e manejo de ecossistemas. Dentro deste contexto, a análise das alterações de ordem qualitativa e/ou quantitativa da estrutura da comunidade fitoplancônica pode fornecer respostas biológicas que ajudam na avaliação de mudanças no meio ambiente (Sant'Anna et al. 1997, Branco & Cavalcante 1999, Matsuzaki et al. 2004).

Dentre a comunidade fitoplancônica, as cianobactérias têm despertado grande interesse não só pela distribuição cosmopolita de várias espécies (Zohary & Breen 1989, Komárek 2003) e elevado número de espécies tóxicas (Hallegraeff 1993, Dow & Swoboda 2000), mas principalmente pelo crescimento maciço de populações deste grupo em ambientes eutrofizados (Shapiro 1973, Komárek et al. 2002), o que representa um dos principais problemas de qualidade de água em todo o mundo (Reynolds & Walsby 1975).

As cianobactérias são conhecidas também como cianofíceas, cianoprocaríotas, algas azuis ou verde azuladas. São organismos procarióticos fototróficos que apresentam formas unicelulares, coloniais ou filamentosas, com cerca de 150 gêneros e mais de 2000 espécies (Hoek et al. 1995). São organismos que se aproximam das bactérias devido à ausência de núcleo verdadeiro e plastos; ausência de formas de reprodução sexuada, parede celular glicopeptídica, ausência de mitocôndria, complexo de Golgi e retículo endoplasmático e acúmulo de cianoficina (amido das cianofíceas) como substância de reserva, que por sua vez é bastante semelhante ao glicogênio. Por outro lado, assemelham-se às algas devido aos seguintes fatores: presença de clorofila a e de pigmentos hidrossolúveis (ficobilinas: c-ficocianina, c-ficoeritrina, alloficocianina) e lipossolúveis (β -caroteno e xantofilas: mixoxantina, mixoxantofila, oscillaxantina). Além do mais, seus pigmentos fotossintetizantes estão organizados nos tilacóides, semelhante ao das Rhodophyta e Glaucophyta e são produtores primários como as algas eucariontes (Werner 2002).

Em águas continentais, as cianobactérias são os únicos organismos fitoplanctônicos que produzem toxinas prejudiciais aos animais e ao homem, (Carmichael 1988, Elder et al. 1993). As cianotoxinas são produtos do metabolismo secundário das cianobactérias (Dow & Swoboda 2000) e a produção ou não destas toxinas, assim como o estado fisiológico das células, parece estar relacionado a fatores ambientais, tanto físicos quanto químicos (Carmichael 1988, Molica 1996).

As intoxicações humanas por toxinas de cianobactérias podem ocasionar problemas hepáticos (hepatotoxinas), neurológicos (neurotoxinas), dermatites (dermatotoxinas), reações citotóxicas (citotoxinas) e irritações ao contato (endotoxinas) (Chorus & Bartram 1999).

As neurotoxinas (anatoxina-a, homoanatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina e neosaxitoxina) atuam no sistema nervoso central, funcionando como bloqueadores musculares, provocando dessa forma, a morte por parada respiratória; já as hepatotoxinas incluem as microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas, que produzem sintomas como fraqueza, palidez, extremidades frias, respiração ofegante, vômito e diarreia; podem também, ocasionar morte por parada respiratória, hemorragia hepática, além de promover, em alguns casos, o aparecimento de tumores (Carmichael 1994, Watanabe et al. 1996, Azevedo 1998, Porfírio et al. 1999, Codd 2000).

Codd & Poon (1988) também consideram relevante a intoxicação de indivíduos pelo consumo de alimentos contendo toxinas bioacumuladas em peixes e moluscos. Christoffersen (1996) e Vasconcelos (1999) ressaltam esta mesma situação, enfatizando que os peixes frequentemente tornam-se veículos da toxina para outros animais.

Magalhães et al. (2003), estudando um lago de pesca de Sepetiba-RJ, observaram através da análise da musculatura de peixes, concentrações de microcistinas acima do recomendado pela Organização Mundial da Saúde, que é de no máximo $0,04 \mu\text{g}^{-1} \text{Kg}^{-1} \text{day}^{-1}$ de microcistina.

É importante mencionar que, no ambiente natural, as cianotoxinas afetam a saúde dos peixes, que por sua vez, apresentam praticamente os mesmos sintomas de mamíferos (Dow & Swoboda 2000).

Além das toxinas, há também a produção de geosmina e 2-metilisoborneol por alguns gêneros de cianobactérias, como por exemplo, *Anabaena* e *Oscillatoria*, que por sua vez, conferem sabor desagradável à carne do peixe, o que pode comprometer o seu valor de mercado (Boyd 1990, Pearl & Tucker 1995).

Dessa maneira, a determinação dos fatores que favorecem (ou selecionam negativamente) as cianobactérias, bem como a caracterização da formação das florações em relação às escalas temporais e espaciais, são necessárias para o desenvolvimento e avaliação das estratégias de manejo que visam minimizar a sua ocorrência e melhorar a qualidade da água nos ambientes aquáticos (Smith 1986, Galat & Verdin 1989).

De acordo com Oliver & Ganf (2000), os seguintes fatores propiciam o desenvolvimento das cianobactérias: temperatura da água acima de 20 °C; ambientes com pouca luminosidade, pois têm requecimento luminoso mais baixo que as algas eucariontes; ambientes com baixas razões NT/PT; presença de aerótopos que auxiliam a flutuação e o deslocamento na coluna d' água; pouca herbivoria pelo zooplâncton; necessidade de baixa concentração de CO₂; capacidade de armazenar fósforo eficientemente. Este conjunto de fatores fornece ao grupo grande vantagem competitiva.

O gênero *Microcystis*, devido a sua grande importância ecológica (desenvolvimento de florações) e de saúde pública (produção de toxinas), é um dos mais importantes cianoprocaríotos (Komárek et al. 2002, Sanchis et al. 2004). Além disso, compreende exclusivamente espécies planctônicas, amplamente distribuídas no mundo, ocorrendo em diferentes sistemas de água doce ou salobra (Komárek et al. 2002, Werner 2002).

No mundo todo, 25 espécies de *Microcystis* são conhecidas, muitas destas formadoras de florações (Reynolds & Walsby 1975, citado por Komárek 2003) e pelo menos 50% das espécies do gênero é restrita às regiões tropicais e sub-tropicais (Komárek et al. 2002).

É importante ressaltar que a taxonomia do gênero *Microcystis* ainda é problemática e bastante difícil, principalmente devido a grande variabilidade morfológica, de modo que investigações taxonômicas adicionais são sempre necessárias (Komárek 2002, 2003, Sanchis et al. 2004).

Como as espécies do gênero *Microcystis* não produzem células acessórias tais como acinetos e heterocitos, a forma e tamanho das colônias, a estrutura da mucilagem e o tamanho e arranjo das células nas colônias são características fundamentais para a identificação das espécies (Komárek 1991).

Além do mais, as células de todas as espécies de *Microcystis* são capazes de produzir aerótopos cuja principal função é a de controlar a flutuabilidade das colônias na coluna d' água em resposta as condições ambientais. As vantagens associadas a flutuação incluem redução da perda por sedimentação, melhor aproveitamento da luz e acesso aos nutrientes, fatores relacionados a facilidade de migração na coluna d' água (Reynolds et al. 1981, Oliver & Ganf 2000).

O controle da posição na coluna d' água pode ocorrer da seguinte forma: os aerótopos contribuindo para a redução da densidade das células, promove o deslocamento em direção a superfície, e o acúmulo de carboidratos resultantes da fotossíntese aumenta a densidade das células e colapso dos aerótopos fazendo com que ocorra deslocamento no sentido inverso. Desse modo, ambientes com estratificação térmica da coluna d' água estão mais propensos ao crescimento intenso de *Microcystis*, já que a regulação dos aerótopos é ineficaz em ambientes turbulentos (Oliver & Ganf 2000).

Algumas espécies de *Microcystis* podem conferir cor aparente às águas, formar limo, causar corrosão do concreto, persistir nos sistemas de distribuição de água, produzir odor de capim (quando frescas) ou odor séptico (quando em decomposição), podem também causar gosto adocicado (Branco 1986).

Microcystis foi também o primeiro gênero de cianobactéria no qual detectou-se a produção de hepatotoxinas (Carmichael 1996) e, de acordo com Zagatto (1997), espécies do gênero *Microcystis* têm sido responsáveis por mais de 65% dos casos de intoxicação de seres humanos e de animais. Assim, *Microcystis* é uma das cianobactérias mais importantes em estudos limnológicos (Chorus & Bartram 1999).

Reynolds & Walsby (1975) afirmaram que a formação de florações de cianobactérias depende da coincidência de três fatores: uma população pré-existente, uma proporção significativa de organismos tendo flutuabilidade positiva e estabilidade da coluna d'água.

A eutrofização é o fator que mais favorece o desenvolvimento de florações de espécies de *Microcystis* em lagos, tanques e reservatórios (Charmichael 1996, Watanabe et al. 1996, Otsuka et al. 2000, Otsuka et al. 2001, Komárek 2002, Ahn et al. 2003). Tais processos são mundialmente conhecidos como responsáveis pela deterioração da água, causando sérios problemas econômicos e de saúde pública por constituírem-se, em muitos casos, de espécies tóxicas (Werner 2002).

Segundo Sant'Anna & Azevedo (2000), florações tóxicas de cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cilindrospermopsis* e *Microcystis* são as mais comuns nas águas continentais brasileiras.

Molica (1996), Aguiar & Azevedo (1998) e Bittencourt-Oliveira (2000), também ressaltam a importância do gênero *Microcystis* em relação à ocorrência de florações e produção de toxinas em ambientes aquáticos brasileiros.

No Brasil, as espécies *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* e *Microcystis protocystis* são bastante comuns e formadoras de florações (Sant’Anna & Azevedo 2000, Komárek et al. 2002). De acordo com Komárek (1996), citado por Komárek & Keršner (2000), *Microcystis wesenbergii* é uma espécie bastante comum, no entanto, geralmente não é formadora de florações.

Em relação a tanques de piscicultura de água doce, Pearl & Tucker (1995) observaram que algumas espécies de cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* e *Oscillatoria* freqüentemente formam florações extensivas e persistentes nestes ambientes. Os autores relatam que as florações são consideradas indesejáveis, pois as cianobactérias são relativamente pobres como base para a cadeia trófica aquática, têm hábito de crescimento maciço, algumas espécies podem produzir metabólitos com odor e sabor indesejáveis no animal cultivado, ou ainda, podem produzir compostos tóxicos para os organismos aquáticos.

Dessa forma, a ocorrência de florações de cianobactérias, ainda que possam servir de alimento aos organismos cultivados, mostram a eutrofização excessiva do ambiente e indicam o risco de flutuações muito acentuadas nos teores de oxigênio e pH ao longo do dia, causando estresse para os organismos cultivados, podendo inclusive provocar mortalidade. Além do mais, o impacto ambiental também deve ser considerado, pois o lançamento de grandes biomassas destes organismos nos corpos d’água receptores promove o aumento tanto da eutrofização quanto do potencial tóxico da água (Beyruth et al. 1992, Beyruth 1996).

Considerando que a qualidade da água é essencial para o bom desempenho da aquicultura e das operações de pesqueiros, e que os peixes desses sistemas podem funcionar como nova rota de intoxicação humana por toxinas de ação direta e acumulativa, como é o caso das microcistinas, ressalta-se a necessidade urgente de monitorar estes sistemas de produção de peixes e de pesca esportiva (Masser et al. 1993, Eler et al. 2001).

No Brasil em geral e na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) em particular, estudos sobre o fitoplâncton de pesqueiros são raros e praticamente nada se sabe sobre os grupos dominantes, espécies tóxicas e florações. A única exceção é o trabalho de Matsuzaki (2002, 2004) que realizou estudo qualitativo da comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro da RMSP, ao longo de um ano, concluindo que as classes mais comuns eram Chlorophyceae e Cyanobacteria, incluindo aí a ocorrência de algumas espécies potencialmente tóxicas sobretudo na primavera e verão. A autora comentou ainda a falta de estudos sobre a caracterização ecológica e sanitária dos pesqueiros brasileiros e a falta de controle sobre as toxinas de cianobactérias e sua acumulação na musculatura dos peixes.

Desse modo, considerando que o gênero *Microcystis* é o mais amplamente distribuído em corpos d'água eutrofizados, como é o caso de grande parte dos ambientes estudados, que as suas florações são quase sempre tóxicas, que as microcistinas acumulam-se na musculatura do peixe e que as informações sobre estes organismos em sistemas destinados à pesca e lazer são quase inexistentes, nosso objetivo é o conhecimento das espécies de *Microcystis* que ocorrem nos pesqueiros estudados, bem como suas relações com fatores ambientes que propiciam seu desenvolvimento.

2. HIPÓTESE

- Existem diferenças quali e quantitativas nas populações de *Microcystis* encontradas nos pesqueiros estudados, nas duas épocas amostradas (seca e chuva).

3. OBJETIVOS

- Identificação das espécies de *Microcystis* presentes nos sistemas em questão.
- Estudo quantitativo das populações de *Microcystis*.
- Estudo das relações da densidade e biovolume das espécies de *Microcystis* com variáveis ambientais e biológicas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho faz parte de um projeto temático, coordenado pelo Instituto de Pesca e financiado pela Fapesp (01/04081-8). O objetivo geral do projeto é a avaliação ecológica e sanitária da qualidade da água de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, utilizando-se parâmetros físicos e químicos e diferentes comunidades biológicas (peixes, zooplâncton, fitoplâncton, bactéria).

Para o projeto temático foram amostrados trinta pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo e, para o presente trabalho, foram selecionados vinte destes pesqueiros, de forma que sua distribuição fosse a mais homogênea possível.

4.1 Área de Estudo

Os pesqueiros escolhidos para serem amostrados estão localizados na Bacia do Alto Tietê, sobretudo na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (figura 1). As coordenadas geográficas desses locais foram obtidas com o aparelho GPS, marca GARMIN modelo II plus (tabela I, anexa).

A bacia hidrográfica do Alto Tietê possui área total de 7.390 km², sendo composta por 36 municípios, tendo como principais cursos d' água os rios Tietê, Pinheiros e Tamanduateí. Abrange os reservatórios de Ribeirão do Carmo, Ponte Nova, Paraitinga, Biritiba, Jundiaí, Taiaçupeba, Billings, Edgard de Souza, Paiva Castro, Pirapora, Rio das Pedras e Guarapiranga e tem demanda de água de aproximadamente 77,2 m³/s para uso urbano, industrial e irrigação (DAEE, 2000; Hidroplan,1995). A bacia hidrográfica do Alto Tietê subdivide-se em cinco sub-bacias: Sub-bacia Tietê Alto-Cabeceiras; Sub-bacia Tietê Alto-Zona Metropolitana; Sub-bacia Billings; Sub-bacia Rio Cotia; Sub-bacia Guarapiranga. Além disso, a bacia ocupa apenas 2,7% do território paulista, mas concentra quase 50% da população do estado. Em 2001, a população residente na bacia era de aproximadamente 17,5 milhões de pessoas, 60% das quais viviam no município de São Paulo (site: rede das águas).

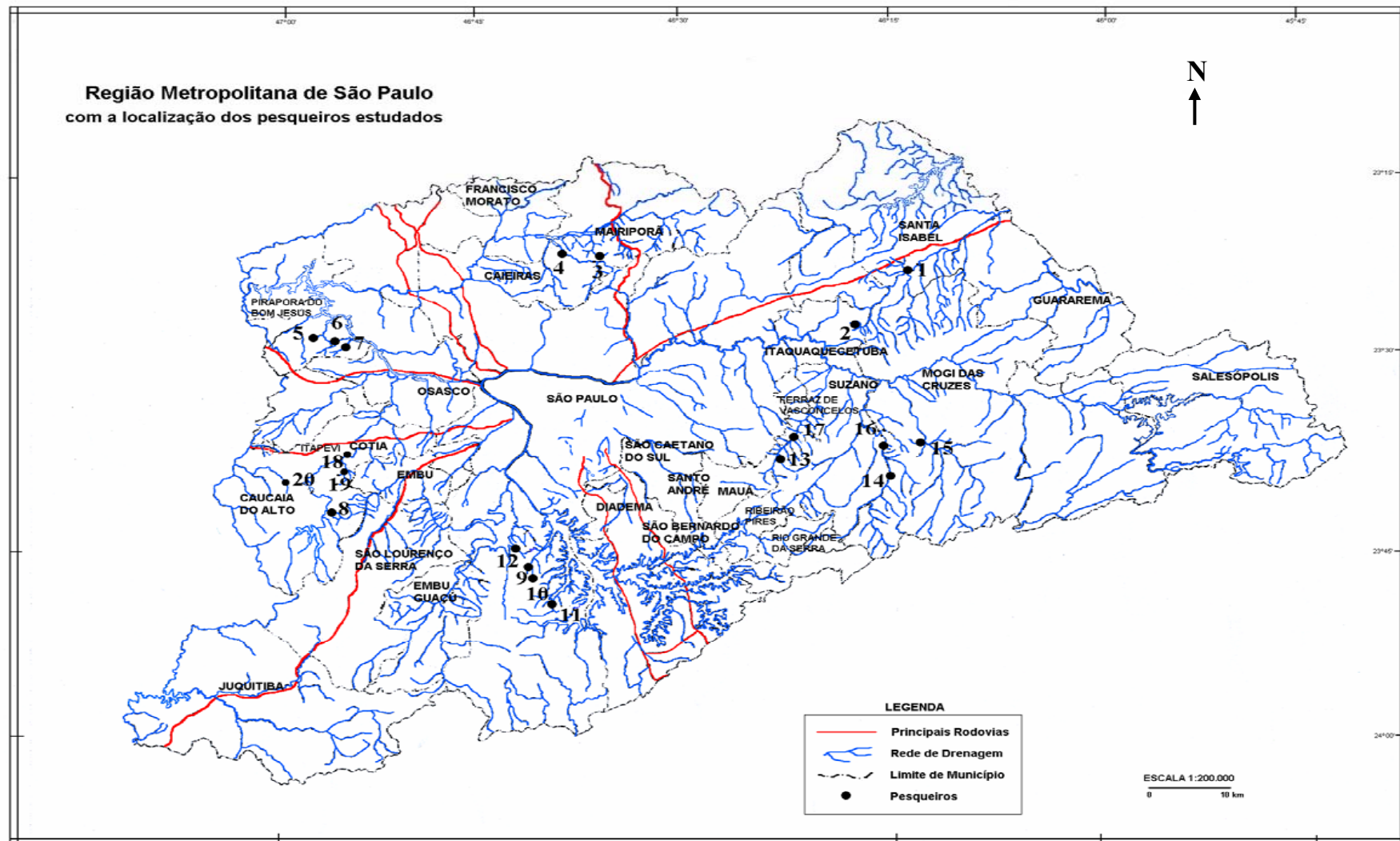


Figura 1. Mapa com a localização e código dos pesqueiros.

4.2 Estação de Amostragem e Periodicidade de Coleta

Dois períodos distintos foram determinados para a realização do trabalho, a saber: período seco (11 de setembro a 10 de outubro de 2001) e chuvoso (5 de fevereiro a 27 de março de 2002). Os períodos selecionados representam épocas com menores e maiores temperaturas e precipitações. Dois a três pesqueiros foram visitados por dia, dependendo do acesso e distância entre os locais (figura 2, anexa).

As coletas foram realizadas em uma única estação de amostragem e sempre que possível na região central do sistema. Durante as coletas foram registradas as datas das coleta e as condições do tempo (chuvoso, nublado, vento e sol) (tabelas IIA, IIB, IIIA e IIIB, anexas).

4.3 Variáveis Climatológicas, Físicas e Químicas da Água

Os dados de precipitação diária (mm) para os meses de amostragem foram obtidos através da estação meteorológica Água Branca e foram fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). É importante ressaltar que estes dados são apresentados apenas para demonstrar, de maneira geral, que as coletas ocorreram em duas épocas distintas.

As análises físicas e químicas, assim como as análises de clorofila *a* e feofitina, foram realizadas no Instituto de Pesca (Mercante et al. 2004, Mercante et al. 2005, no prelo), conforme segue:

- **Temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), Condutividade elétrica (μS cm⁻¹) e Turbidez (NTU)**

Tais variáveis foram medidas utilizando-se o aparelho da marca HORIBA U-22. As coletas foram realizadas na sub-superfície.

- **Temperatura do ar (°C)**

Com termômetro de mercúrio registrou-se a temperatura atmosférica.

- **Profundidade (m)**

Com profundímetro determinou-se a profundidade das estações amostradas.

- **Transparência da água (m)**

A transparência da água foi obtida através do desaparecimento do Disco de Secchi de cor branca e com 20 cm de diâmetro.

- **Zona eufótica (m)**

O cálculo para obtenção da profundidade da zona eufótica foi efetuado de acordo com o proposto por Cole (1983), através do qual os valores da profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi são multiplicados pelo fator 3.

- **Coefficiente de atenuação vertical da luz**

O coeficiente de atenuação da luz (k) foi calculado dividindo-se o fator 1,7 pelos valores de transparência da água (Poole & Atkins 1929, citado por Esteves 1998).

- **Nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$)**

As medidas da concentração de nutrientes presentes na água foram realizadas com base em coleta integrada da coluna d'água (superfície, meio e fundo) da estação de amostragem, com auxílio de garrafa van Dorn. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno inerte de capacidade de 1L, armazenadas em caixa de isopor com gelo e levadas ao laboratório.

As amostras foram filtradas em bomba a vácuo, utilizando-se filtros específicos. As análises foram realizadas por meio de método colorimétrico com auxílio de espectrofotômetro

Nitrogênio amoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4$, em $\mu\text{g L}^{-1}$) – determinado segundo Nessler (APHA 1989).

Nitrito (N-NO_2 , em $\mu\text{g L}^{-1}$) – determinado segundo Giné et al. (1980).

Nitrato (N-NO_3 , em $\mu\text{g L}^{-1}$) – determinado segundo Giné et al. (1980).

Fósforo solúvel reativo ou ortofosfato (P-PO_4 , em $\mu\text{g L}^{-1}$) - Strickland & Parsons (1960).

Fósforo total (PT, em $\mu\text{g L}^{-1}$) - Valderrana (1981).

- **Alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$)**

As concentrações de alcalinidade foram obtidas através do método titulométrico do indicador misto - anilina azul e metil orange, a partir de coleta integrada da coluna d' água (APHA 1998).

- **Cálcio e Dureza total ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)**

As concentrações de cálcio e dureza total foram obtidas através da titulação com EDTA, a partir de coleta integrada da coluna d' água (APHA 1998).

- **Sólidos totais em suspensão (mg L^{-1})**

Valores determinados de acordo com metodologia descrita em APHA (1998).

4.4 Variáveis Biológicas

- **Clorofila a e Feofitina ($\mu\text{g L}^{-1}$)**

As amostras para a determinação da clorofila a e feofitina foram coletadas na superfície, meio e fundo (amostra integrada) da coluna d'água, com auxílio de garrafa van Dorn. A água foi então transferida para frascos de polietileno de 0,5 L de capacidade (envoltos com papel alumínio) e mantidos em isopor com gelo até a chegada ao laboratório, onde as amostras foram filtradas imediatamente em bomba a vácuo. Para a filtração utilizou-se filtros Whatman GF/F, 47 mm de diâmetro e 0,6-0,7 μm de tamanho de poro.

Ao todo foram processadas 40 amostras (com réplica); trabalhou-se com réplicas para conseguir resultado mais preciso, obtendo-se assim uma média, entre a amostra e a sua réplica.

A técnica de extração dos pigmentos foi realizada através do etanol 90% utilizado como solvente orgânico, conforme técnica descrita em Marker et al. (1980) e Sartory & Grobeller (1984).

As fórmulas utilizadas para a obtenção das concentrações dos pigmentos foram as seguintes:

Clorofila a

$$\text{Clor-a } (\mu\text{g.L}^{-1} \text{ ou g.m}^{-3}) = \frac{(\text{Eb} - \text{Ea}) \cdot (\text{R/R-1}) \cdot \text{K} \cdot \text{v}}{\text{V} \cdot \text{L}}$$

Onde:

Eb = absorbância do extrato a 665nm, antes da acidificação, menos a absorbância a 750nm.

Ea = absorbância do extrato a 665nm, após a acidificação, menos a absorbância a 750nm.

R = 1,72 (razão de rendimento da clorofila-a não acidificada para acidificada, conforme Wetzel & Likens, 1990).

R/R-1 = 2,39

K = coeficiente de absorção da clorofila a = $1000/87 = 11,49$ (para etanol).

V = volume do solvente utilizado (etanol) em ml (usualmente 10ml)

L = comprimento da cubeta em cm (=1)

V = volume da água filtrada em litros

Feofitina

$$\text{Feof. } (\mu\text{g.L}^{-1} \text{ ou g.m}^{-3}) = \frac{\text{K} \cdot (\text{R/R-1}) \cdot [\text{R} \cdot (\text{Eb}) - \text{Ea}] \cdot \text{v}}{\text{V} \cdot \text{L}}$$

Onde:

E_b = absorbância do extrato a 665nm, antes da acidificação, menos a absorbância a 750nm.

E_a = absorbância do extrato a 665nm, após a acidificação, menos a absorbância a 750nm.

R = 1,72

R/R-1 = 2,39

K = coeficiente de absorção da clorofila $a = 1000/56 = 17,86$ (para etanol).

V = volume do solvente utilizado (etanol) em ml (usualmente 10ml)

L = comprimento da cubeta em cm (=1)

V = volume da água filtrada em litros

- **Análise qualitativa das populações de *Microcystis***

As amostras foram coletadas utilizando-se rede de plâncton com abertura de malha de 20 μ m, através de arrasto horizontal na superfície da água, acondicionadas em frascos de 200 ml e preservadas com formol 4%. A análise qualitativa foi realizada ao microscópio óptico binocular, com câmara clara, ocular de medição, dispositivo de epifluorescência e câmara fotográfica acoplados ao sistema óptico do microscópio.

Para evidenciar bainha de mucilagem utilizou-se nanquim. O sistema de classificação adotado foi o de Komárek & Anagnostidis (1986, 1999).

Para a identificação das espécies de *Microcystis* utilizou-se os seguintes caracteres: diâmetro das células, arranjo das células nas colônias, grau de agregação das células, margem e textura da mucilagem. Um mínimo de 30 indivíduos de cada população encontrada foram analisados.

- Análise quantitativa das populações de *Microcystis*

As amostras para análise quantitativa foram obtidas com garrafa de van Dorn, coletadas da superfície, meio e fundo da coluna d'água (amostra integrada), acondicionadas em frascos de vidro de 200 mL de capacidade e preservadas em solução de lugol acético a 1%. A contagem das espécies foi realizada de acordo com a metodologia descrita em Utermöhl (1958), em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 e em aumento de 400 vezes. O tempo de sedimentação das amostras foi de 1h para cada centímetro de altura da câmara, (Lund et al. 1958). A câmara de sedimentação utilizada foi de 2 ml. A escolha dos campos contados baseou-se em transectos horizontais e verticais e o limite de contagem, ou seja, o número mínimo de campos contados por câmara de sedimentação foi determinado através de dois critérios: a) gráfico de estabilização do número de espécies, obtido a partir de espécies novas adicionadas a cada novo campo contado e b) o de espécies mais abundantes, obtido pela contagem de até 100 indivíduos da espécie mais comum.

Os resultados foram expressos em densidade (org. mL^{-1}) e calculados de acordo com a fórmula descrita em Weber (1973):

$$\text{org. mL}^{-1} = (n/sc).(1/h).(F)$$

Onde:

n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo em mm^2 no aumento de 40X.

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em (mm)

F = fator de correção para mililitro ($10^3 \text{ mm}^3/\text{mL}$)

4.5 Espécies Abundantes e Dominantes

Para a determinação das espécies de cianobactérias Abundantes e Dominantes seguiu-se o critério de Lobo & Leighton (1986), que consideram como abundantes os táxons cujas densidades superam a densidade média de cada amostra e, como dominantes os táxons com densidades superiores a 50% da densidade total da amostra.

4.6 Biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$)

O biovolume foi estimado multiplicando-se a densidade de cada espécie de *Microcystis* pelo volume de suas colônias, obtido a partir do resultado do volume de uma célula multiplicado pelo número de células de cada indivíduo. Sempre que possível, o volume celular foi obtido a partir da média do diâmetro de trinta células. O volume celular foi calculado com base em modelos geométricos cujas formas aproximam-se da forma das células, ou seja, no caso de *Microcystis* a esfera (Hillebrand et al. 1999). Os valores obtidos em $\mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ foi dividido por 10^6 para obter-se valores em $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$.

4.7 Índice de Estado Trófico

Conforme as recomendações apresentadas em Toledo et al. (1983) e Mercante & Tucci-Moura (1999), no presente estudo foi aplicado o índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo et al. (1983) para ambientes tropicais.

O índice de estado trófico modificado foi calculado a partir de equações propostas por Toledo et al. (1983) que utilizaram as variáveis fósforo total, fósforo solúvel reativo, clorofila *a* e transparência da água (disco de Secchi) para a caracterização do grau de trofia do sistema. Este índice foi aplicado para os dois períodos amostrais (seca e chuva) com base nas variáveis acima mencionadas.

$$\text{IET (DS)} = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln \text{DS}}{\ln 2} \right) \quad \text{equação 1}$$

$$\text{IET (CHL)} = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln \text{CHL}}{\ln 2} \right) \quad \text{equação 2}$$

$$\text{IET (PSR)} = 10 \left(6 - \frac{\ln (21,67/\text{PSR})}{\ln 2} \right) \quad \text{equação 3}$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \left(6 - \frac{\ln (80,32/\text{PT})}{\ln 2} \right) \quad \text{equação 4}$$

$$\overline{\text{IET}} = \frac{\text{IET (DS)} + 2[(\text{IET (PT)} + \text{IET (PSR)} + \text{IET (CHL)})]}{7} \quad \text{equação 5}$$

Onde: IET (DS) = índice de estado trófico para o disco de Secchi

IET (CHL) = índice de estado trófico para a clorofila *a*

IET (PSR) = índice de estado trófico para o fósforo solúvel reativo

IET (PT) = índice de estado trófico para o fósforo total

$\overline{\text{IET}}$ = índice de estado trófico médio

Toledo et al. (1983) propuseram a utilização da média ponderada atribuindo menor peso ao índice referente à transparência, pois detectaram uma deficiência na equação desta variável. Desta forma, utiliza-se geralmente a equação do Índice de Estado Trófico Médio.

Os limites para aplicação da classificação desse índice encontra-se na tabela 1.

Tabela 1. Classificação do Índice de
Estado Trófico

Estado Trófico	Limites
Oligotrófico	$IET < 44$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$
Eutrófico	$IET > 54$

4.8 Resolução CONAMA N° 020, de 18 de junho de 1986

De acordo com o CONAMA 20/86, que por sua vez é a lei que estabelece valores limites para a qualidade da água de todo território nacional, as águas são classificadas, segundo seus usos preponderantes, em nove classes. Assim, os pesqueiros pertencem a Classe 2 que, segundo a resolução CONAMA, são águas destinadas a: abastecimento doméstico, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (esqui aquático,

natação e mergulho); à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Dessa maneira, procurando determinar a qualidade da água dos pesqueiros para a Região Metropolitana de São Paulo, comparou-se os valores encontrados para as variáveis analisadas neste projeto, com os valores limites estabelecidos pela resolução CONAMA 20/86.

4.9 Análise Estatística

Utilizou-se estatística descritiva para obtenção de valores de média como medida de tendência central, desvio padrão como medida de dispersão absoluta dos dados e coeficiente de variação de Pearson como medida de dispersão relativa.

As correlações dos dados bióticos e abióticos foram estabelecidos por meio de análise multivariada (Análise de Componentes Principais ACP), que tem como objetivo, determinar a variabilidade dos dados ambientais em relação aos dois períodos amostrados. Para tanto, os dados foram previamente padronizados pela amplitude de variação “ranging” $\left(\frac{(x-x_{\min})}{X_{\max} - X_{\min}}\right)$ para os dados abióticos, e $[\log (x + 1)]$ para os bióticos.

Análise de Componentes Principais baseou-se no coeficiente de Correlação de Pearson e Kendall (r), que resulta da relação entre os valores da ordenação (posição das unidades amostrais nos eixos) e as variáveis individuais (bióticas e abióticas) utilizadas na construção da ordenação (MaCune & Mefford 1997).

Os dados foram transformados através do programa FITOPAC (Sheferd 1996). As análises multivariadas foram realizadas pelo programa PC-ORD versão 3.1 para Windows. Foram consideradas para as análises multivariadas somente os parâmetros com correlação significativa apresentando $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação.

5. RESULTADOS

5.1 Variáveis Climatológicas, Físicas e Químicas da Água

- Precipitação Pluviométrica

Os valores diários de precipitação para os meses de coleta (setembro/outubro 2001 e fevereiro/março 2002), estão apresentados nas figuras 3 e 4 e os valores absolutos estão na tabela IV, anexa.

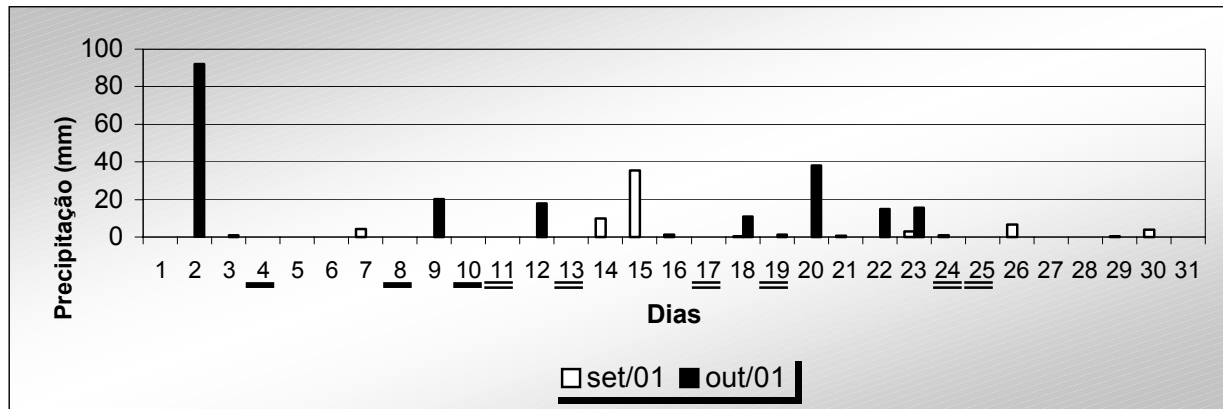


Figura 3. Valores diários de precipitação, para os meses de setembro e outubro de 2001, segundo dados meteorológicos da Estação Água Branca, SP, fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). OBS: = dias de coleta no mês de setembro, — dias de coleta no mês de outubro.

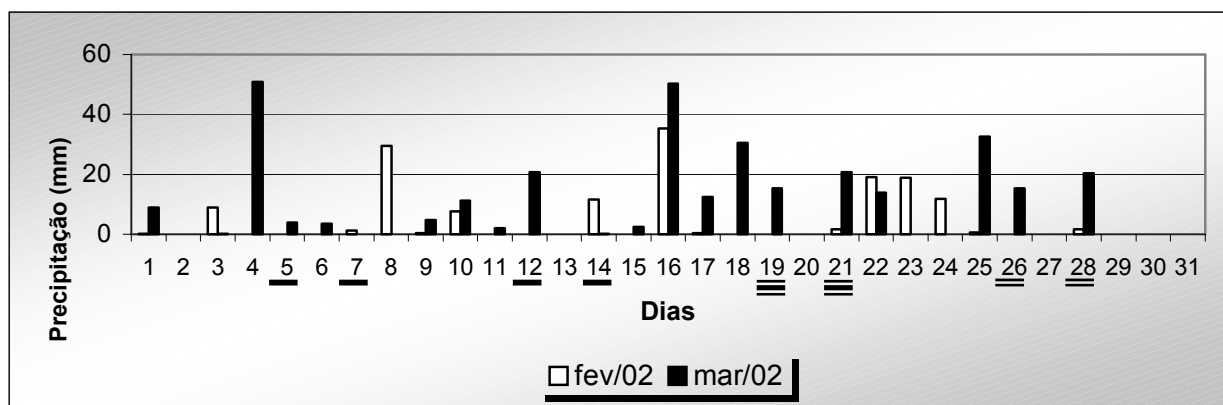


Figura 4. Valores diários de precipitação, para os meses de fevereiro e março de 2002, segundo dados meteorológicos da Estação Água Branca, SP, fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). OBS: = dias de coleta no mês de fevereiro, — dias de coleta no mês de março, ≡ dias de coleta em ambos os meses.

Tabela 2. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação de Pearson (CV%), para a precipitação (mm), nos seguintes meses de coleta: setembro/outubro de 2001 (período seco) e fevereiro/março de 2002 (período chuvoso).

	Precipitação			
	Setembro/2001	Outubro/2001	Fevereiro/2002	Março/2002
Média	2,2	6,8	5,3	10,3
Max	35,4	92	35,3	50,9
Min	0	0	0	0
DP	6,7	18,1	9,5	14,3
CV (%)	301,0	264,4	178,7	138,3

- Temperatura do ar e da água

No período seco a temperatura do ar registrada em cada pesqueiro no momento da coleta, variou entre 11,5°C e 30°C. A temperatura da água para o mesmo período variou entre 19,7°C e 26,9°C. Na época chuvosa, a temperatura do ar variou entre 21°C e 33°C e a temperatura da água variou entre 23,8°C e 30°C (figuras 5 e 6, tabelas 3 e 4, e tabelas VA e VB anexas). Nota-se que no período seco, tanto a temperatura do ar quanto a da água foram inferiores às registradas para o período chuvoso.

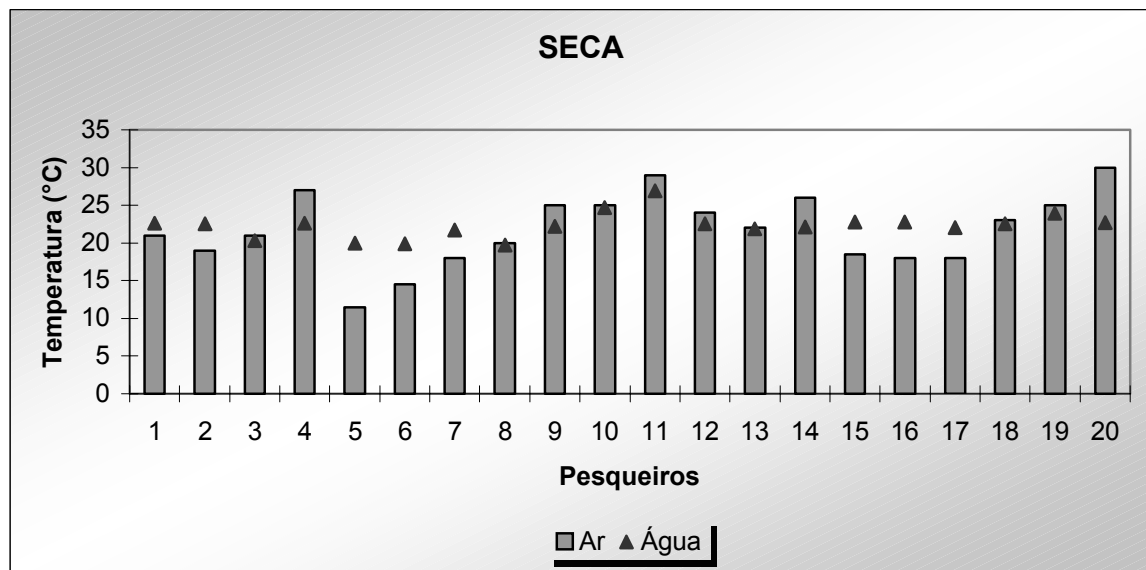


Figura 5. Valores de temperatura do ar e de temperatura da água registrados no período seco.

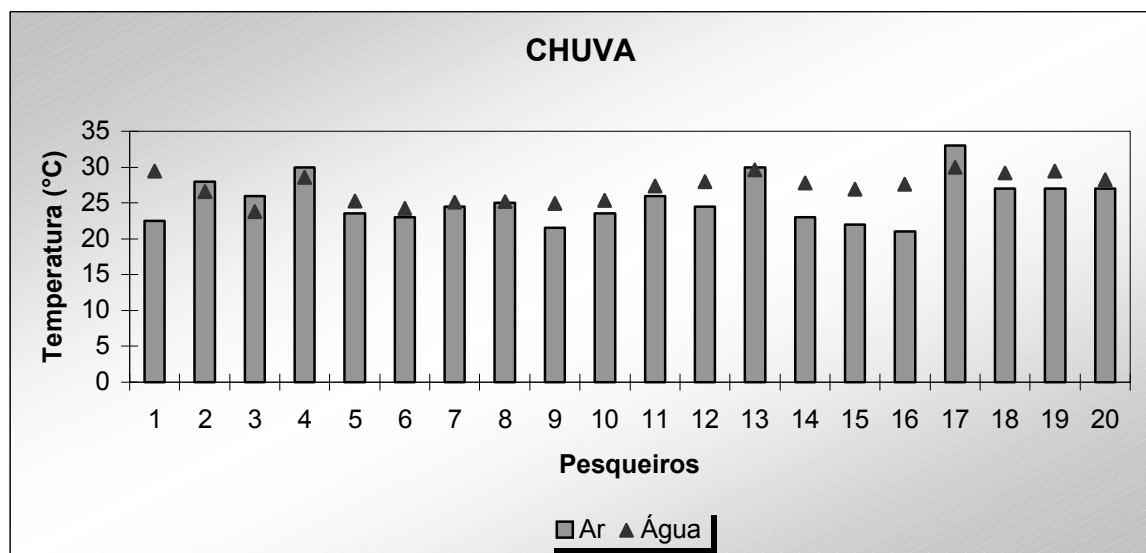


Figura 6. Valores de temperatura do ar e de temperatura da água registrados no período chuvoso.

- Transparência da água, zona eufótica e profundidade

Para o período seco, a transparência da água variou entre 0,1 m e 0,6 m. Já a zona eufótica, variou entre 0,3 m e 1,8 m. A profundidade média dos pesqueiros neste período foi de 1,5 m. Para o período chuvoso, a transparência variou entre 0,2 m e 0,8 m, a zona eufótica entre 0,6 m e 2,4 m e, a profundidade média foi de 1,1 m. Em ambos os períodos estudados, a média para a transparência da água e para zona eufótica foram iguais, indicando pouca variação entre as duas épocas (figuras 7 e 8, tabelas 3 e 4 e tabelas VA e VB anexas).

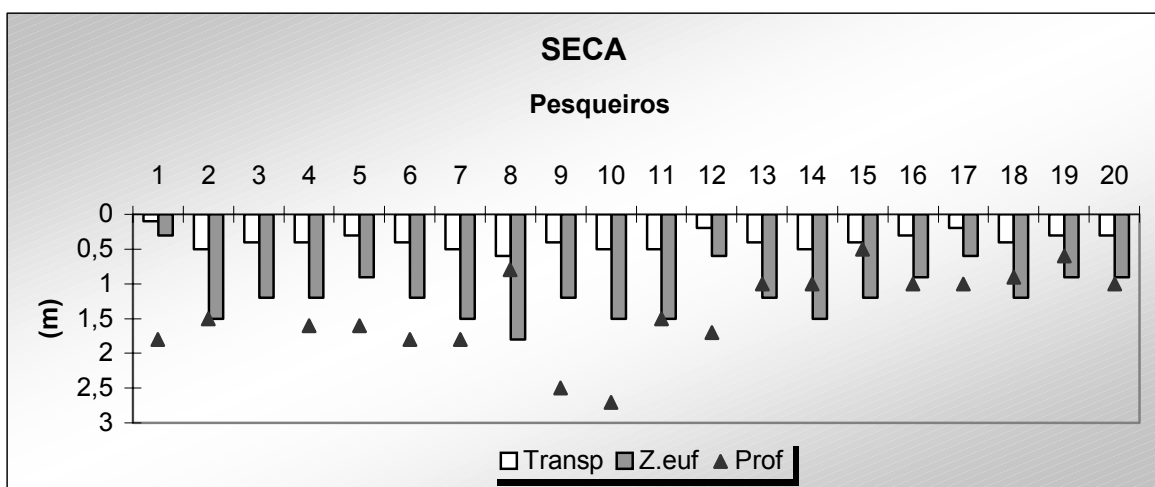


Figura 7. Transparência, zona eufótica e profundidade, registradas no período seco.

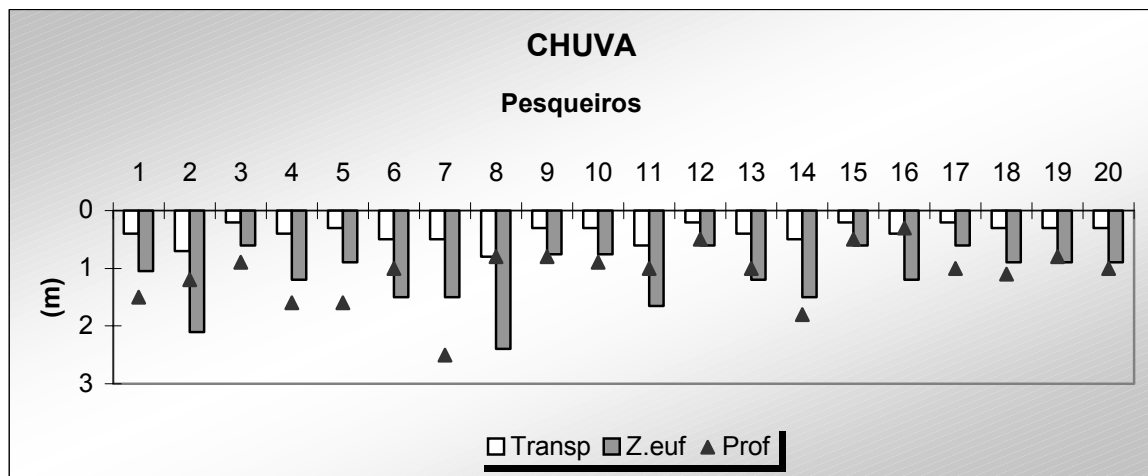


Figura 8. Transparência, zona eufótica e profundidade, registradas no período chuvoso.

- Turbidez e coeficiente de atenuação da luz

No período seco, a turbidez variou entre 11 NTU e 120 NTU e, o coeficiente de atenuação da luz variou entre 2,8 e 17. No período chuvoso, a turbidez variou entre 17 NTU e 98 NTU e, o coeficiente de atenuação da luz entre 2,1 e 8,5 (figuras 9 e 10 e tabelas VA e VB anexas). De acordo com os valores médios para turbidez apresentados nas tabelas 3 e 4, o período chuvoso apresentou média superior ao período seco.

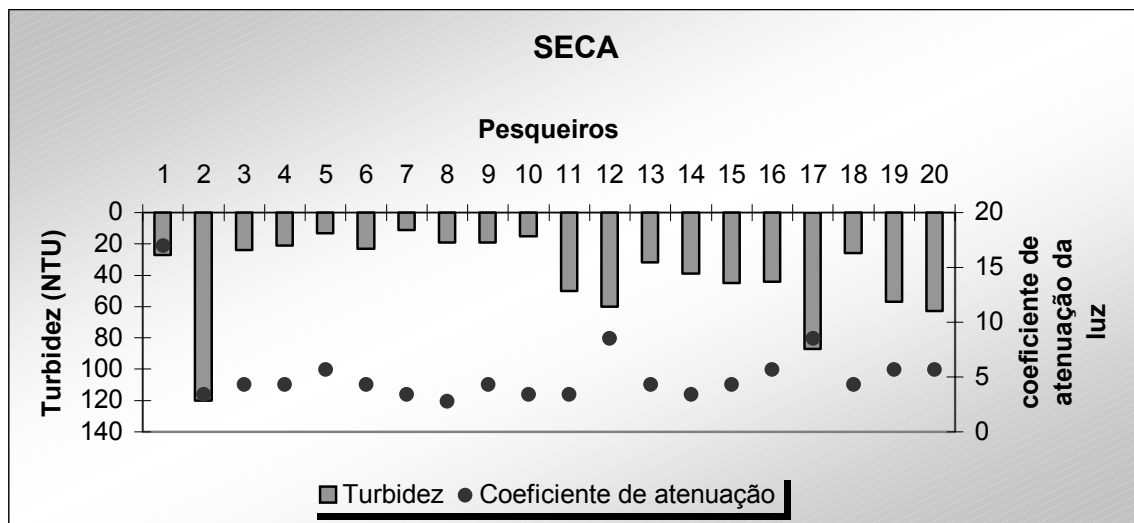


Figura 9. Valores de turbidez e coeficiente de atenuação da luz registrados no período seco.

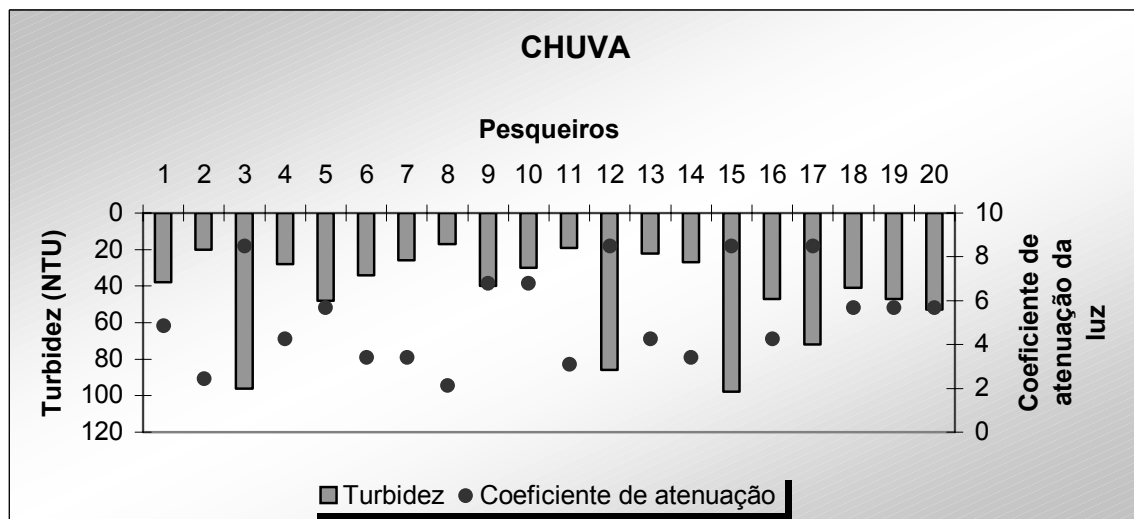


Figura 10. Valores de turbidez e coeficiente de atenuação da luz registrados no período chuvoso.

Tabela 3. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da temperatura do ar (TempAr), temperatura da água (TempÁgua), transparência da água (Transp), zona eufótica (Z.euf), coeficiente de atenuação (CoefAt), turbidez (Turb) e profundidade (Prof), no período seco.

	TempAr (°C)	TempÁgua (°C)	Transp (m)	Z.euf (m)	CoefAt (m)	Turb (NTU)	Prof (m)
Média	21,8	22,3	0,4	1,1	5,3	39,8	1,5
Máx	30,0	26,9	0,6	1,8	17,0	120,0	3,5
Min	11,5	19,7	0,1	0,3	2,8	11,0	0,5
DP	4,7	1,7	0,1	0,4	3,2	27,5	0,7
CV (%)	21,8	7,5	32,6	32,6	59,5	69,2	50,3

Tabela 4. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da temperatura do ar (TempAr), temperatura da água (TempÁgua), transparência da água (Transp), zona eufótica (Z.euf), coeficiente de atenuação (CoefAt), turbidez (Turb) e profundidade (Prof), no período chuvoso.

	TempAr (°C)	TempÁgua (°C)	Transp (m)	Z.euf (m)	CoefAt (m)	Turb (NTU)	Prof (m)
Média	25,4	27,1	0,4	1,1	5,3	44,5	1,1
Máx	33,0	30,0	0,8	2,4	8,5	98,0	2,5
Min	21,0	23,8	0,2	0,6	2,1	17,0	0,3
DP	3,2	2,0	0,2	0,5	2,1	25,0	0,5
CV (%)	12,5	7,2	44,4	44,4	39,7	56,3	46,4

De acordo com a estatística descritiva apresentada na tabela 3 período seco e tabela 4 período chuvoso, a variável com maior variação em ambos os períodos amostrados foi a turbidez da água e, o mais homogêneo entre os pesqueiros amostrados, também para as duas épocas, foi a temperatura da água.

- pH e oxigênio

Para o período seco, o pH variou entre 6,0 e 8,5 e o oxigênio variou entre 5,2 mg L⁻¹ e 11,8 mg L⁻¹. Para o período chuvoso, o pH variou entre 5,3 e 6,3 e o oxigênio entre 3,9 mg L⁻¹ e 11,0 mg L⁻¹ (figuras 11 e 12 e tabelas VIA e VIB anexas). De acordo com as tabelas 5 e 6, tanto o pH quanto o oxigênio apresentaram médias mais elevadas no período seco.

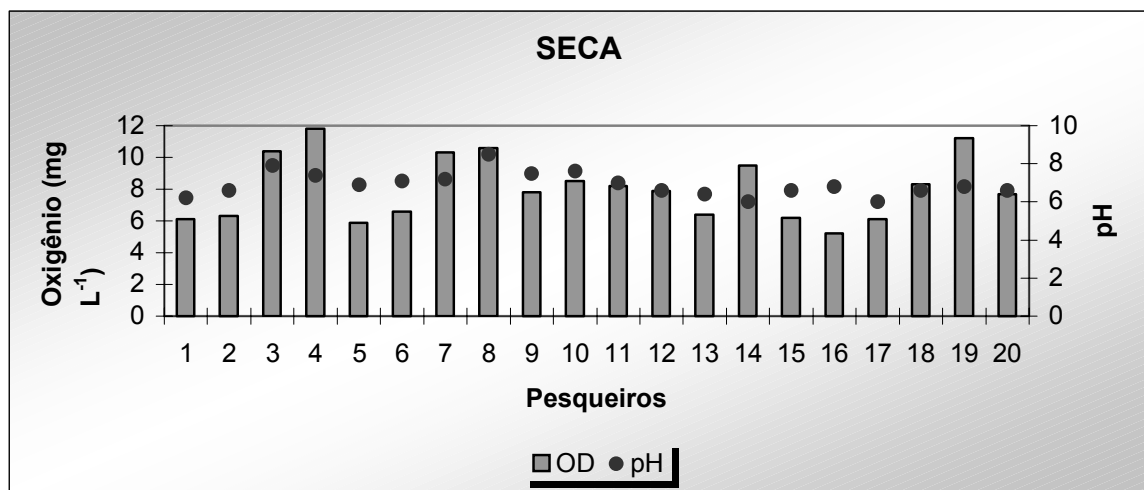


Figura 11. Valores de pH e oxigênio registrados no período seco.

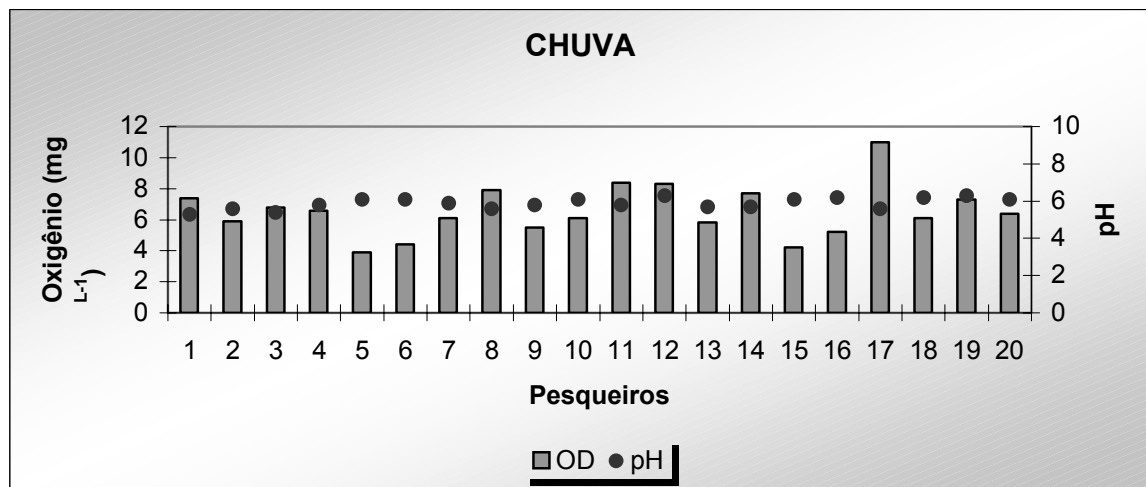


Figura 12. Valores de pH e oxigênio registrados no período chuvoso.

- Dureza total, cálcio e alcalinidade total

No período seco, a dureza total variou entre 3,9 mgCaCO₃ L⁻¹ e 88 mgCaCO₃ L⁻¹, o cálcio variou entre 1,6 mgCaCO₃ L⁻¹ e 29,8 mgCaCO₃ L⁻¹ e, a alcalinidade total variou entre 10,5 mgCaCO₃ L⁻¹ e 94,6 mgCaCO₃ L⁻¹. No período chuvoso, a dureza total variou entre 7,7 mgCaCO₃ L⁻¹ e 56,8 mgCaCO₃ L⁻¹, o cálcio variou entre 1,5 mgCaCO₃ L⁻¹ e 17,2 mgCaCO₃ L⁻¹ e, a alcalinidade total variou entre 6,3 mgCaCO₃ L⁻¹ e 67,4 mgCaCO₃ L⁻¹ (figuras 13 e 14 e tabelas VIA e VIB anexas). De acordo com as médias destas variáveis apresentadas nas tabelas 5 e 6, houve pouca diferença entre os dois períodos amostrados.

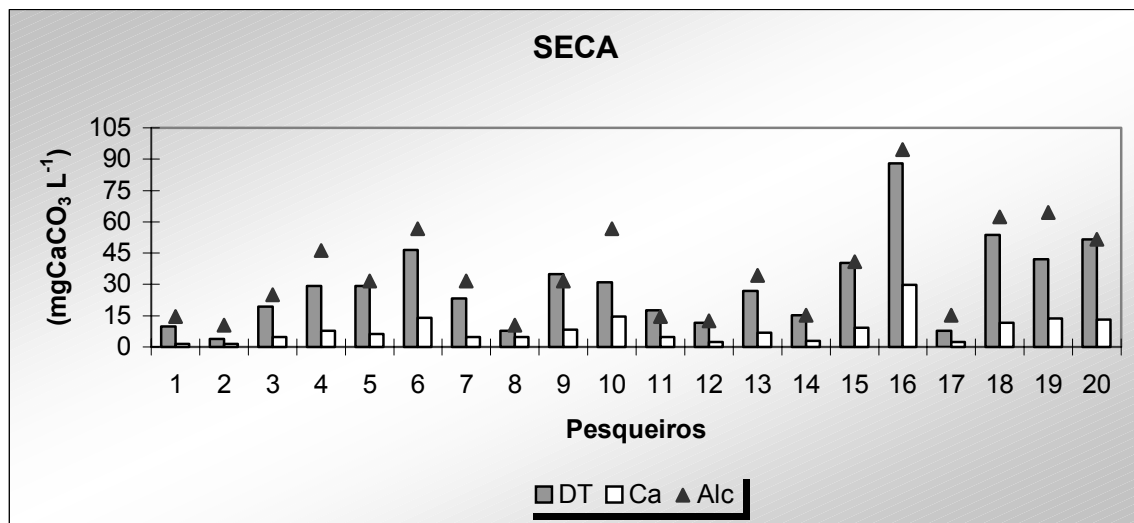


Figura 13. Valores de dureza total, cálcio e alcalinidade total, registrados no período seco.

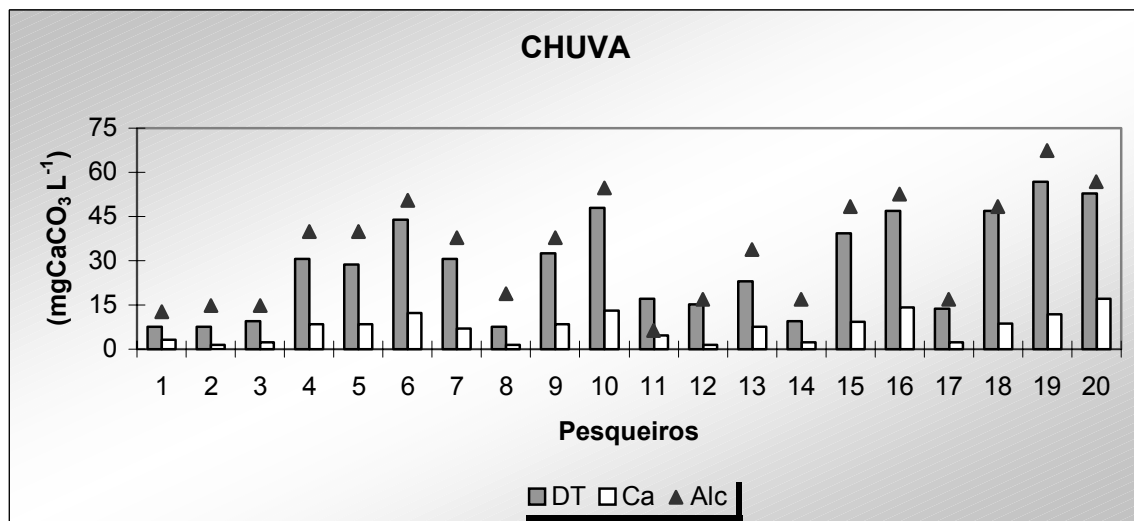


Figura 14. Valores de dureza total, cálcio e alcalinidade total, registrados no período chuvoso.

- Condutividade elétrica

Para o período seco, a condutividade variou entre $10,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $270 \mu\text{S cm}^{-1}$. Já no período chuvoso a variação foi de $20 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $280 \mu\text{S cm}^{-1}$ (figura 15 e tabelas VIA e VIB anexas). O valor médio para a condutividade elétrica foi maior no período chuvoso (tabelas 5 e 6).

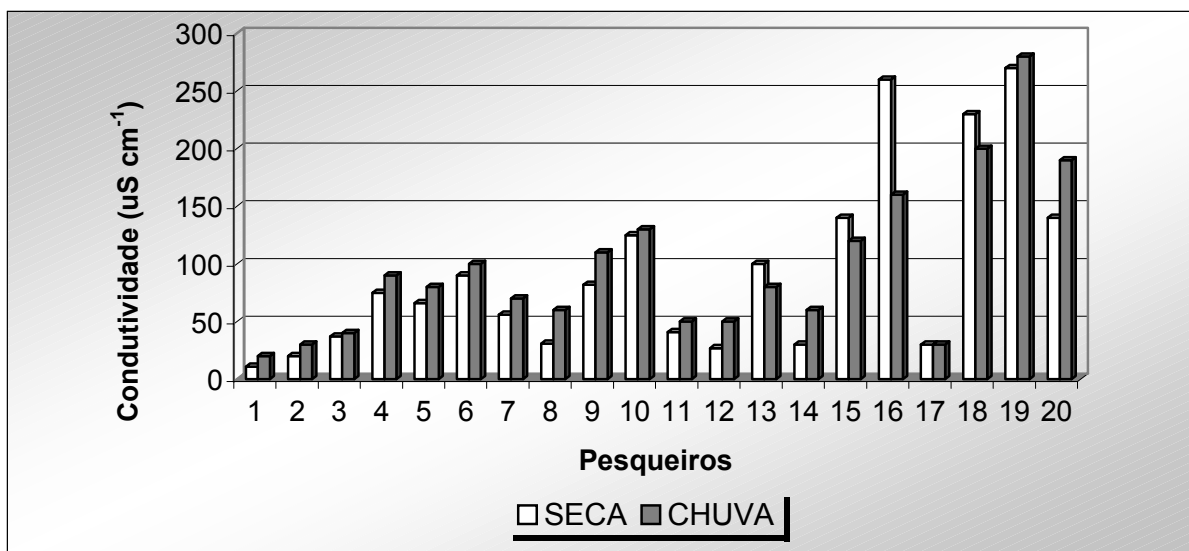


Figura 15. Valores de condutividade elétrica registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva.

- **Sólidos totais em suspensão**

No período seco, os valores para material em suspensão variou entre 9,1 mg L⁻¹ e 94 mg L⁻¹ e, no período chuvoso a variação foi de 17 mg L⁻¹ a 68,5 mg L⁻¹ (figura 16 e tabelas VIA e VIB anexas). O valor médio para material em suspensão foi maior no período seco (tabelas 5 e 6).

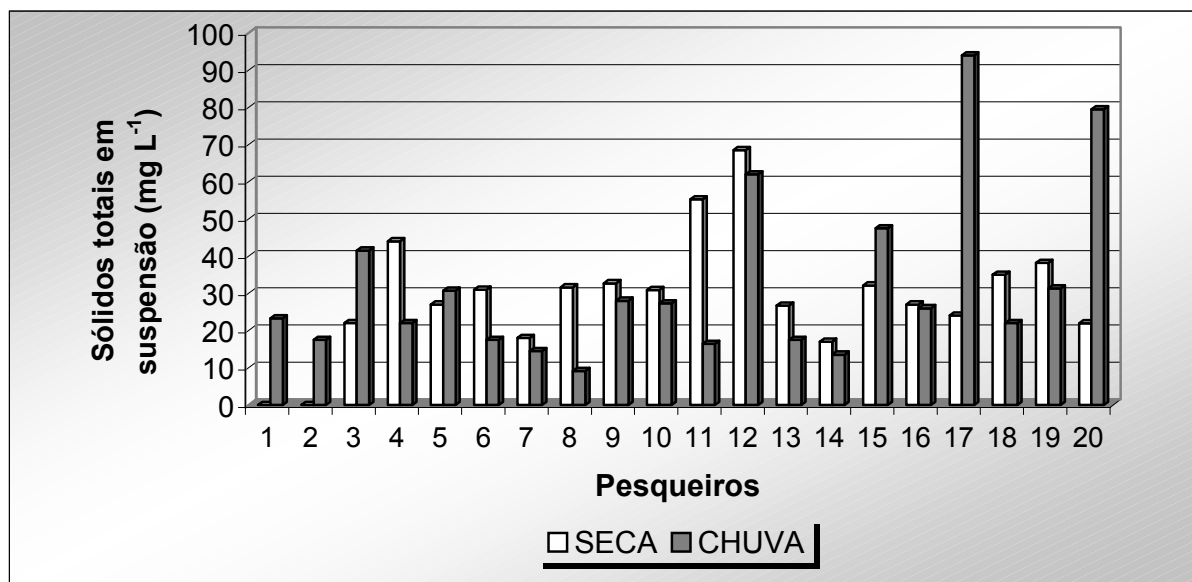


Figura 16. Valores de sólidos totais em suspensão registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva.

Tabela 5. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da condutividade elétrica (Cond), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), dureza total (DT), cálcio (Ca), alcalinidade total (Alc) e sólidos totais em suspensão (STS), no período seco.

	Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH (pH)	OD (mg L^{-1})	DT ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Ca ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Alc ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	STS (mg L^{-1})
Média	93,1	6,9	8,1	29,5	8,2	36,0	32,1
Máx	270,0	8,5	11,8	88,0	29,8	94,6	94,0
Min	10,5	6,0	5,2	3,9	1,6	10,5	9,1
DP	79,5	0,6	2,0	20,4	6,7	22,9	22,6
CV (%)	85,4	9,1	24,7	69,2	81,1	63,6	70,6

Tabela 6. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da condutividade elétrica (Cond), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), dureza total (DT), cálcio (Ca), alcalinidade total (Alc) e sólidos totais em suspensão (STS), no período chuvoso.

	Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH (pH)	OD (mg L^{-1})	DT ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Ca ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Alc ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	STS (mg L^{-1})
Média	97,5	5,9	6,6	28,4	7,3	34,3	29,0
Máx	280,0	6,3	11,0	56,8	17,2	67,4	68,5
Min	20,0	5,3	3,9	7,7	1,5	6,3	17,0
DP	67,0	0,3	1,7	16,9	4,8	18,2	15,8
CV (%)	68,7	5,1	25,4	59,4	65,6	53,0	54,1

De acordo com a estatística descritiva apresentada na tabela 5 período seco e tabela 6 período chuvoso, a variável com maior variação em ambos os períodos amostrados foi a condutividade elétrica da água e, a mais homogênea entre os pesqueiros amostrados, também para as duas épocas, foi o pH da água.

- Nitrogênio amoniacal total

No período seco, o nitrogênio amoniacal variou entre $110 \mu\text{g L}^{-1}$ e $1770 \mu\text{g L}^{-1}$ e, no período chuvoso a variação na concentração foi de $180 \mu\text{g L}^{-1}$ a $1700 \mu\text{g L}^{-1}$ (figura 17 e tabelas VIIA e VIIB anexas). Em relação ao valor médio para nitrogênio amoniacal total, apresentados nas tabelas 7 e 8, o período seco superou o período chuvoso.

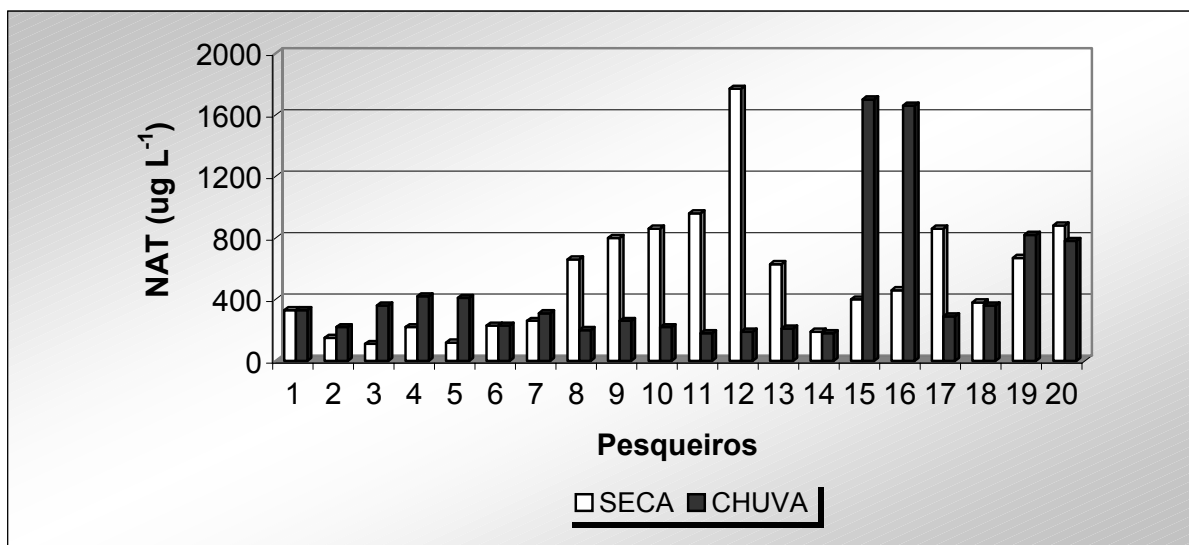


Figura 17. Valores da concentração de nitrogênio amoniacal total registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva.

- Nitrito

No período seco, o nitrito variou entre $1,2 \mu\text{g L}^{-1}$ e $32,1 \mu\text{g L}^{-1}$ e, no período chuvoso a variação na concentração foi de $3,0 \mu\text{g L}^{-1}$ a $47,6 \mu\text{g L}^{-1}$ (figura 18 e tabelas VIIA e VIIB anexas). De acordo com as médias para nitrito, apresentados nas tabelas 7 e 8, houve pouca diferença entre os dois períodos amostrados.

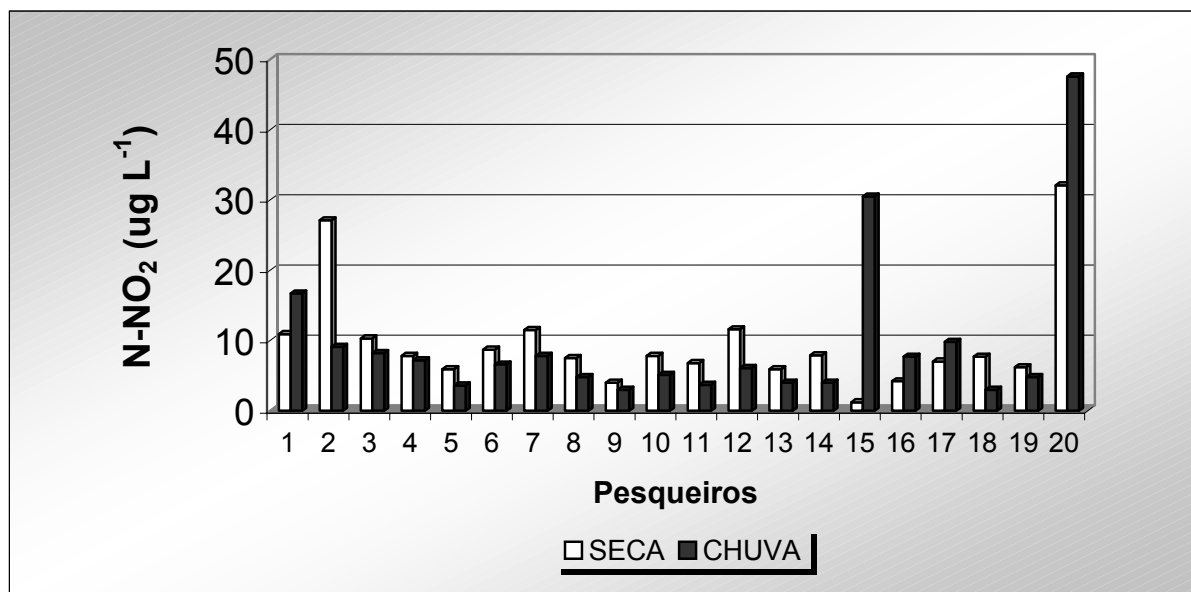


Figura 18. Valores da concentração de nitrito registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva.

- Nitrato

No período seco, o nitrato variou entre $2,2 \mu\text{g L}^{-1}$ e $643,6 \mu\text{g L}^{-1}$ e no período chuvoso a variação na concentração foi de $7,8 \mu\text{g L}^{-1}$ a $500,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (figura 19 e tabelas VIIA e VIIB anexas). Em relação ao valor médio para nitrato apresentados nas tabelas 7 e 8, o período seco superou o período chuvoso.

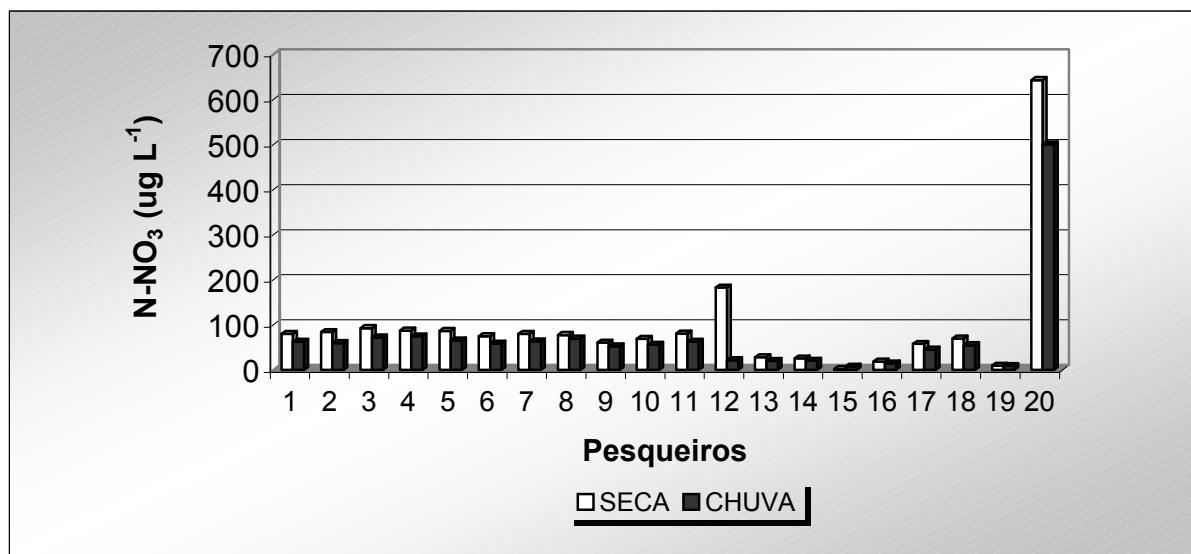


Figura 19. Valores da concentração de nitrato registrados nos dois períodos amostrados: seca e chuva.

- Ortofosfato e fósforo total

No período seco, o ortofosfato variou entre $7,6 \mu\text{g L}^{-1}$ e $27,5 \mu\text{g L}^{-1}$ e, no período chuvoso a variação na sua concentração foi de $2,3 \mu\text{g L}^{-1}$ a $49 \mu\text{g L}^{-1}$. Já a concentração de fósforo total, variou entre $36,7 \mu\text{g L}^{-1}$ e $230,1 \mu\text{g L}^{-1}$ na seca e entre $50,7 \mu\text{g L}^{-1}$ e $191,2 \mu\text{g L}^{-1}$ na chuva (figuras 20 e 21 e tabelas VIIA e VIIB anexas). Tanto para o ortofosfato quanto para o fósforo total, os valores médios apresentados nas tabelas 7 e 8 foram mais elevados no período seco.

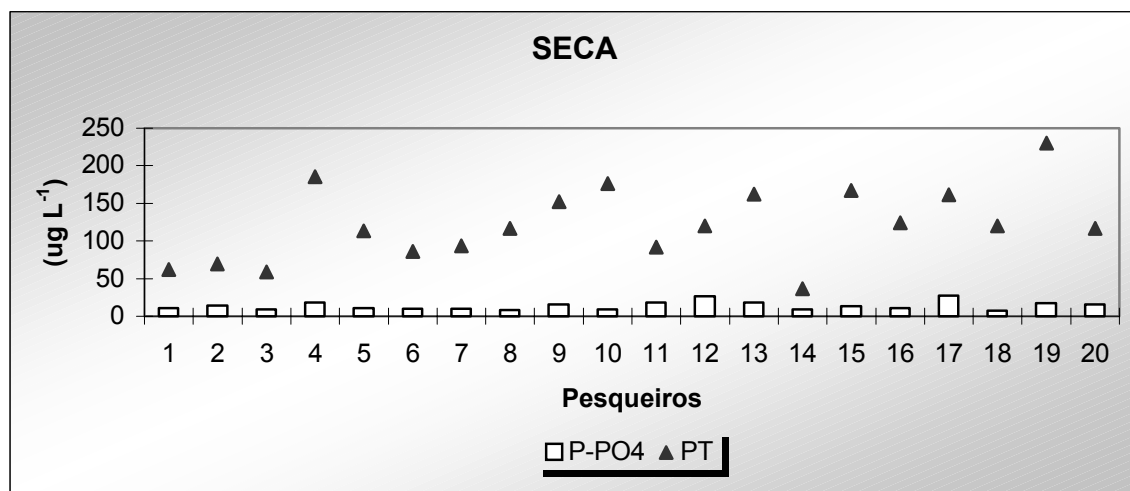


Figura 20. Valores da concentração de ortofosfato e fósforo total registrados no período seco.

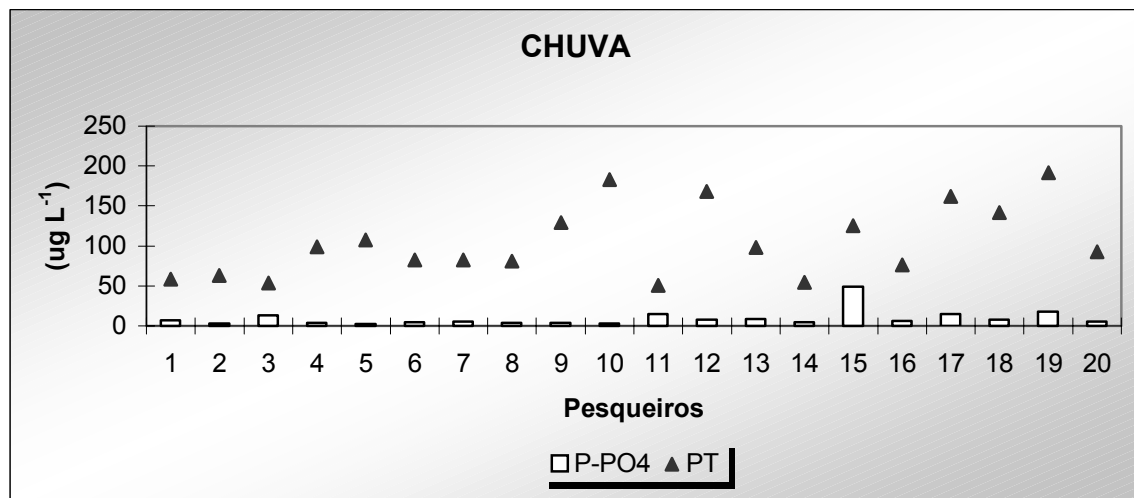


Figura 21. Valores da concentração de ortofosfato e fósforo total registrados no período chuvoso.

Tabela 7. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) do nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT), no período seco.

	NAT (µg L ⁻¹)	N-NO ₂ (µg L ⁻¹)	N-NO ₃ (µg L ⁻¹)	P-PO ₄ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)
Média	547,0	9,6	95,9	13,9	122,2
Máx	1770,0	32,1	643,6	27,5	230,1
Min	110,0	1,2	2,2	7,6	36,7
DP	405,5	7,3	134,7	5,7	49,0
CV (%)	74,1	76,5	140,5	41,2	40,1

Tabela 8. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) do nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT), no período chuvoso.

	NAT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N-NO ₂ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N-NO ₃ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	P-PO ₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Média	466,5	9,7	69,8	9,3	105,1
Máx	1700,0	47,6	500,8	49,0	191,2
Min	180,0	3,0	7,8	2,3	50,7
DP	451,3	10,9	103,9	10,3	44,7
CV (%)	96,7	112,7	148,9	111,0	42,5

De acordo com a estatística descritiva apresentada na tabela 7 período seco e tabela 8 período chuvoso, a variável com maior variação em ambos os períodos amostrados foi o nitrato.

5.2 Variáveis Biológicas

- Clorofila a e feofitina

Para o período seco, a clorofila a variou entre 5,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 167,3 $\mu\text{g L}^{-1}$, enquanto que a feofitina variou entre 15,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 374,5 $\mu\text{g L}^{-1}$. Já no período chuvoso, a clorofila a variou entre 1,5 e 134,6 e a feofitina variou entre 22,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 259,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ (figuras 22 e 23 e tabelas VIIIA e VIIIB anexas). Tanto para a clorofila a quanto para a feofitina, os valores médios apresentados nas tabelas 9 e 10 foram mais elevados no período seco.

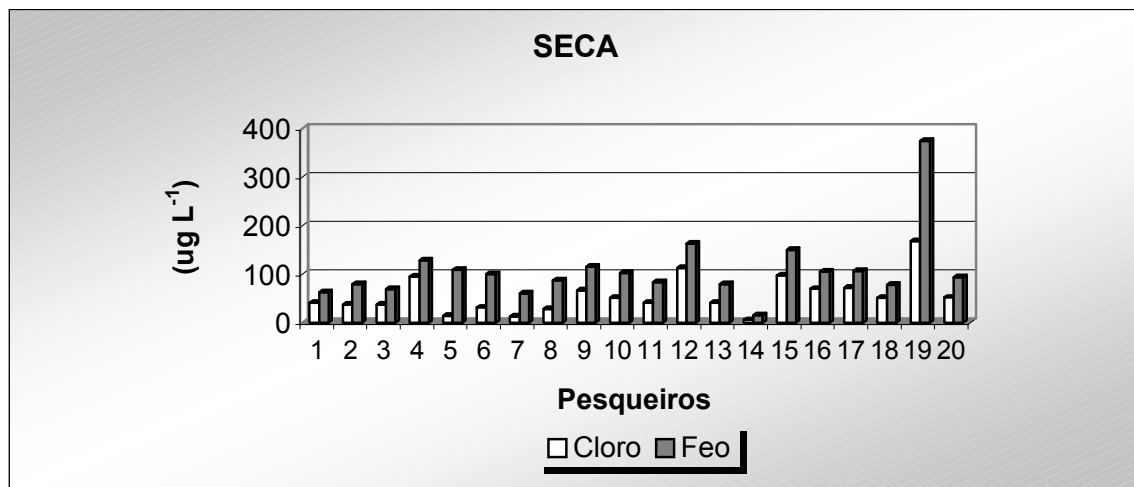
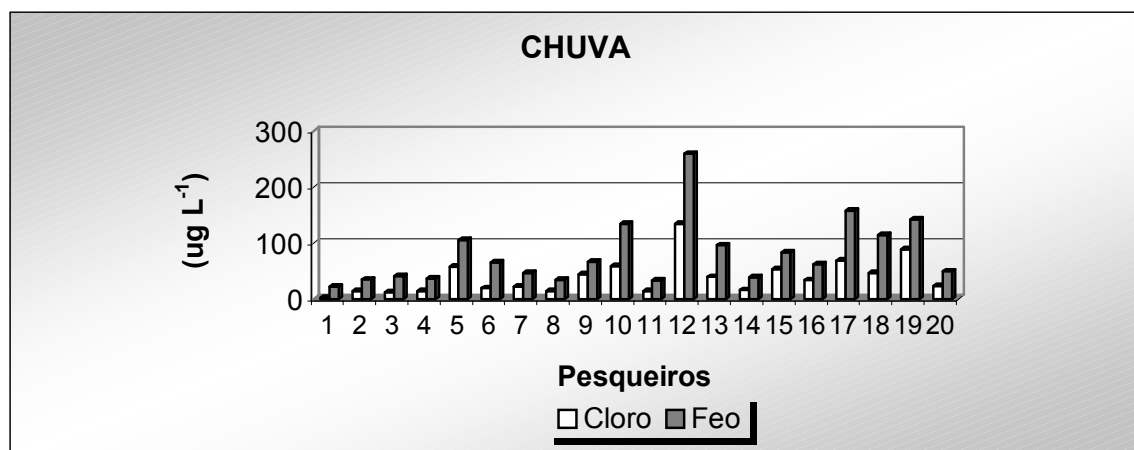
Figura 22. Valores de clorofila a e feofitina registrados no período seco.Figura 23. Valores de clorofila a e feofitina registrados no período chuvoso.

Tabela 9. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da clorofila a (Cloro) e feofitina (Feo), no período seco.

	Cloro ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Feo ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Média	55,8	107,9
Máx	167,3	374,5
Min	5,2	15,1
DP	38,8	70,6
CV (%)	69,6	65,5

Tabela 10. Valores médio, máximo, mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV = %) da clorofila a (Cloro) e feofitina (Feo), no período chuvoso.

	Cloro ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Feo ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Média	38,8	81,1
Máx	134,6	259,7
Min	1,5	22,3
DP	32,1	58,4
CV (%)	82,8	72,0

De acordo com a estatística descritiva apresentada na tabela 9 período seco e tabela 10 período chuvoso, a variável com maior variação em ambos os períodos amostrados foi a clorofila a.

Como os 20 pesqueiros estudados nas duas épocas amostradas (seca/chuva) apresentam padrão bastante semelhante em relação à riqueza de espécies e densidade das classes fitoplanctônicas, os resultados são apresentados em conjunto.

- **Análise qualitativa das populações de *Microcystis***

Foram identificados 386 e 397 táxons, distribuídos em nove classes, respectivamente para os períodos seco e chuvoso (tabela 11).

Nos dois períodos, Chlorophyceae foi à classe que contribuiu com maior riqueza de espécies, 205 táxons (53%) no período seco e 196 (49%) no chuvoso, seguida por Cyanobacteria com 69 táxons (18%) para o período seco e 93 (23%) para o chuvoso. Zygnemaphyceae, Baccilariophyceae e Euglenophyceae representam, cada uma, 7% na seca e na chuva representam, respectivamente, 5%, 7% e 7% da riqueza de espécies. As classes Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae e Xanthophyceae foram as mais pobremente representadas (tabela 11 e figuras 24 e 25).

Tabela 11. Contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza de espécies.

Classes	Número de Táxons	
	Seca	Chuva
BACILLARIOPHYCEAE	28	27
CHLOROPHYCEAE	205	196
CHRYSOPHYCEAE	11	11
CRYPTOPHYCEAE	9	11
CYANOBACTERIA	69	93
DYNOPHYCEAE	3	2
EUGLENOPHYCEAE	27	29
XANTHOPHYCEAE	6	7
ZYGNEMAPHYCEAE	28	21
Total	386	397

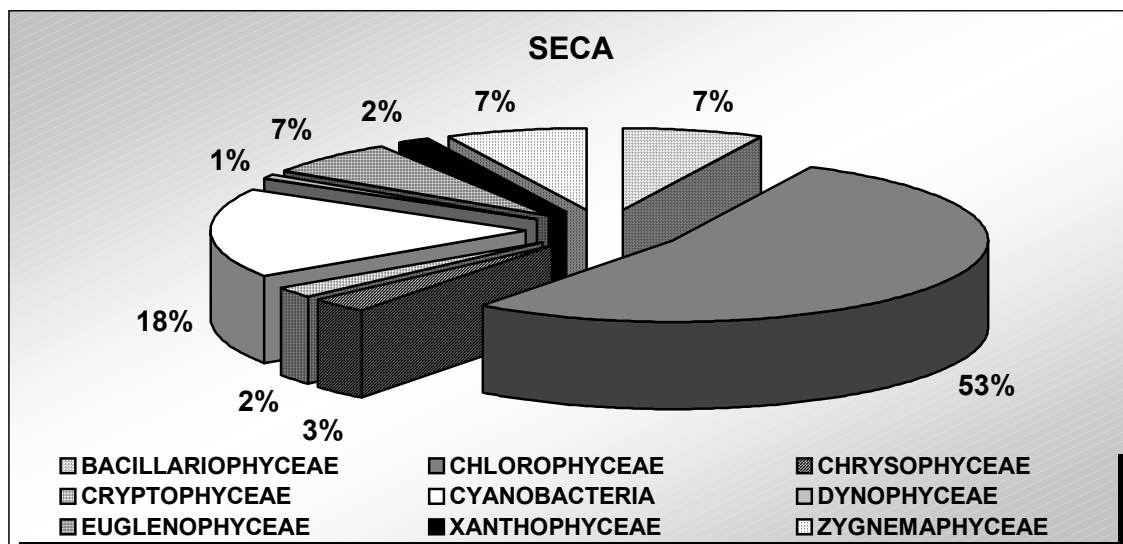


Figura 24. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza total de espécies, no período seco.

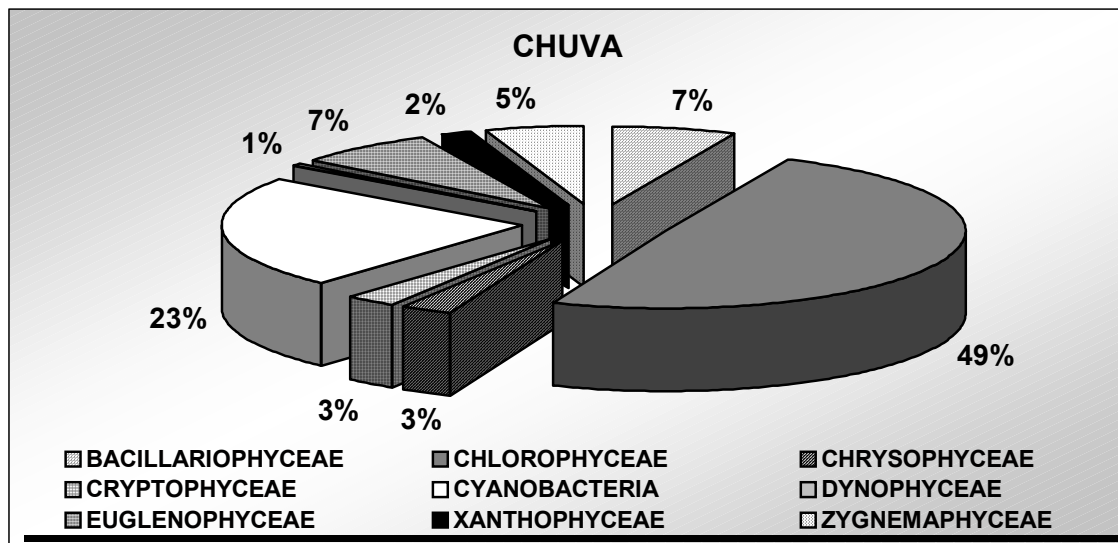


Figura 25. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza total de espécies, no período chuvoso.

O grupo das cianobactérias esteve representado por três ordens, sendo que a ordem com maior representatividade, tanto na época seca quanto na chuva, foi Chroococcales, seguida por Oscillatoriales e Nostocales, como mostram as figuras 26 e 27.

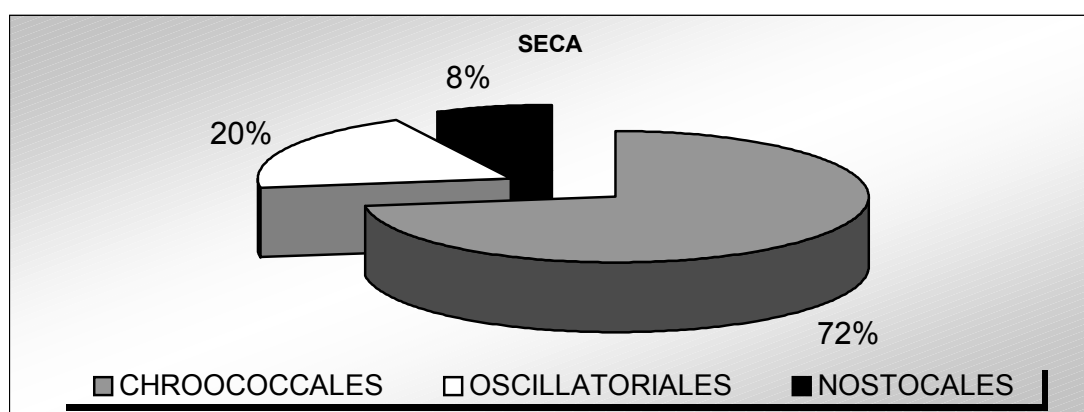


Figura 26. Porcentagem de contribuição das ordens de Cyanobacteria, em relação à riqueza de espécies, no período seco.

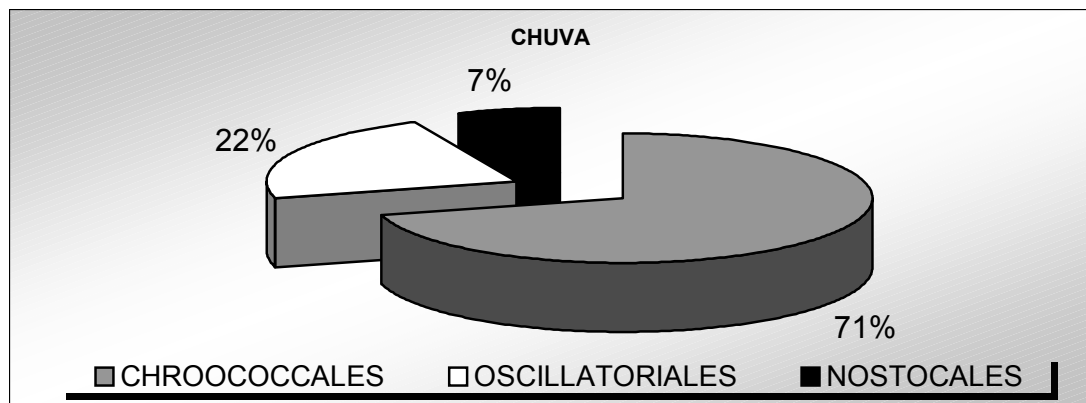


Figura 27. Porcentagem de contribuição das ordens de Cyanobacteria, em relação à riqueza de espécies, no período chuvoso.

Em relação ao gênero *Microcystis*, as tabelas 12 e 13 apresentam a distribuição, composição e ocorrência dos táxons nos períodos seco e chuvoso.

Além de *Microcystis*, os gêneros de cianobactérias mais comuns nos pesqueiros são as *Chroococcales* *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e *Synechococcus*.

Tabela 12. Composição e ocorrência (+) das espécies de *Microcystis* no período seco.

TÁXONS	PESQUEIROS																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
CYANOBACTERIA																				
Chroococcales																				
Microcystaceae																				
<i>Microcystis aeruginosa</i>				+	+		+				+				+					+
<i>M. panniformis</i>									+											+
<i>M. protocystis</i>	+	+		+	+				+						+				+	+
<i>M. wesenbergii</i>						+	+		+	+	+	+				+				+

Tabela 13. Composição e ocorrência (+) das espécies de *Microcystis* no período chuvoso.

TÁXONS	PESQUEIROS																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
CYANOBACTERIA																				
Chroococcales																				
Microcystaceae																				
<i>Microcystis aeruginosa</i>		+		+		+		+	+		+	+	+				+	+		+
<i>M. panniformis</i>						+														
<i>M. protocystis</i>	+	+		+			+		+	+			+			+	+			
<i>M. wesenbergii</i>		+	+			+	+		+	+	+	+	+	+		+	+			+

Foram identificadas, para os dois períodos amostrados, quatro espécies de *Microcystis*.

A seguir são apresentadas descrições das espécies de *Microcystis* com base em características morfométricas observadas no material dos pesqueiros.

CYANOBACTERIA

Ordem Chroococcales

Família Microcystaceae Elenkin 1933

1. Microcystis aeruginosa (Kützinger) Kützinger 1846

Colônias globosas ou irregulares; mucilagem ampla, difluente, incolor; células esféricas, concentradas na parte central da colônia, 4,7-6,5µm diâmetro; conteúdo celular com aerótopos, coloração verde-acastanhado; divisão celular em três planos (prancha I, anexa).

2. Microcystis panniformis Komárek et al. 2002

Colônias subesféricas quando jovem, irregulares, lobadas, clatradas quando adultas; mucilagem estreita, difluente, inconspícua; células densamente dispostas em toda a mucilagem, 3,0-4,6µm diâmetro; conteúdo celular com aerótopos, coloração verde-acastanhado; divisão celular em três planos (prancha II, anexa).

3. Microcystis protocystis Crow 1923

Colônias irregulares; mucilagem difluente, ampla, incolor; células distantes uma das outras, 4,0-6,3µm diâmetro, com bainha individual; conteúdo celular com aerótopos, coloração verde-acastanhado; divisão celular em três planos (prancha I, anexa).

4. *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek in Kondratieva 1968

Colônias arredondadas, alongadas, irregulares; mucilagem conspícua, margem refrativa, firme; células geralmente frouxamente arranjadas, 4,0-6,8µm diâmetro; conteúdo celular com aerótopos, coloração verde-acastanhado; divisão celular em três planos (prancha II, anexa).

- Análise quantitativa das populações de *Microcystis*

A classe mais representativa quantitativamente foi Chlorophyceae com contribuição de 44% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica, no período seco, e 56% no chuvoso. Cyanobacteria contribuiu com 31% tanto no período seco quanto no chuvoso. Zygnemaphyceae contribuiu com 11% da densidade total na seca e 2% na chuva. Bacillariophyceae contribuiu com 9% na seca e 5% na chuva. As demais classes juntas, não chegaram a representar mais do que 5-6% da densidade total nas duas épocas, como mostram as figuras 28 e 29.

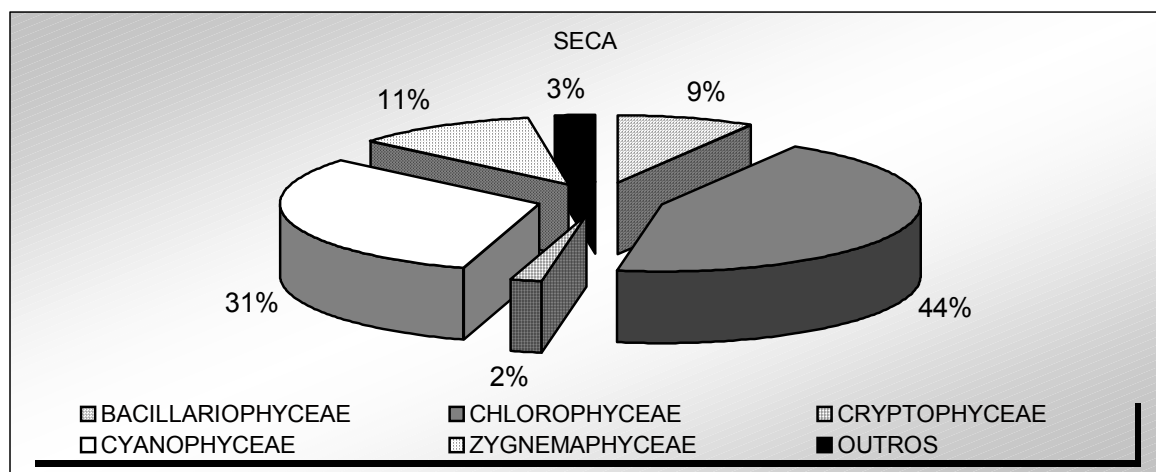


Figura 28. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a densidade total (org mL⁻¹), no período seco. *OUTROS=Euglenophyceae; Xantophyceae; Chrysophyceae; Dynophyceae.

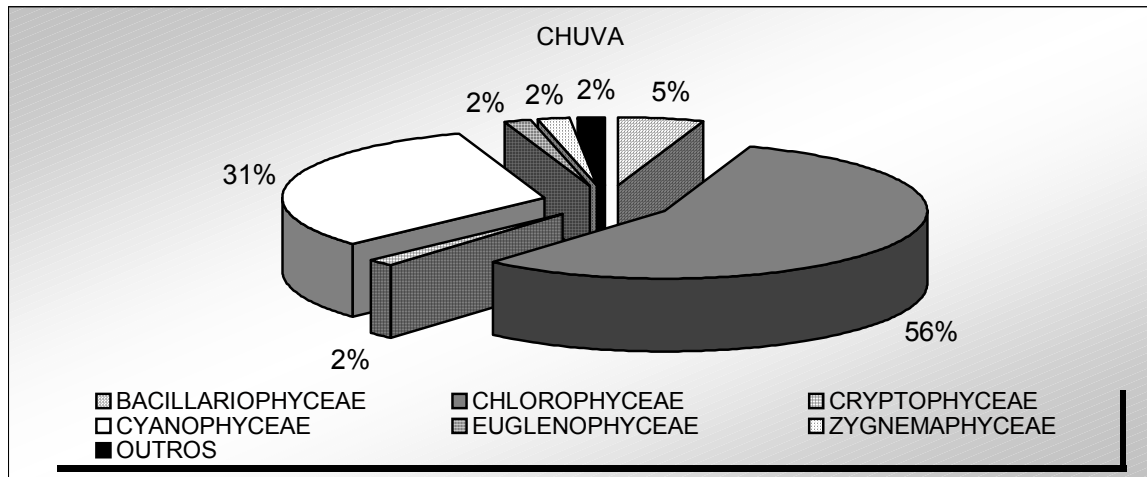


Figura 29. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para a densidade total (org mL^{-1}), no período chuvoso. *OUTROS=Xantophyceae; Chrysophyceae; Dynophyceae.

As figuras 30 e 31 representam as relações das densidades do gênero *Microcystis* com as demais cianobactérias, para cada um dos pesqueiros estudados, nas duas épocas amostradas.

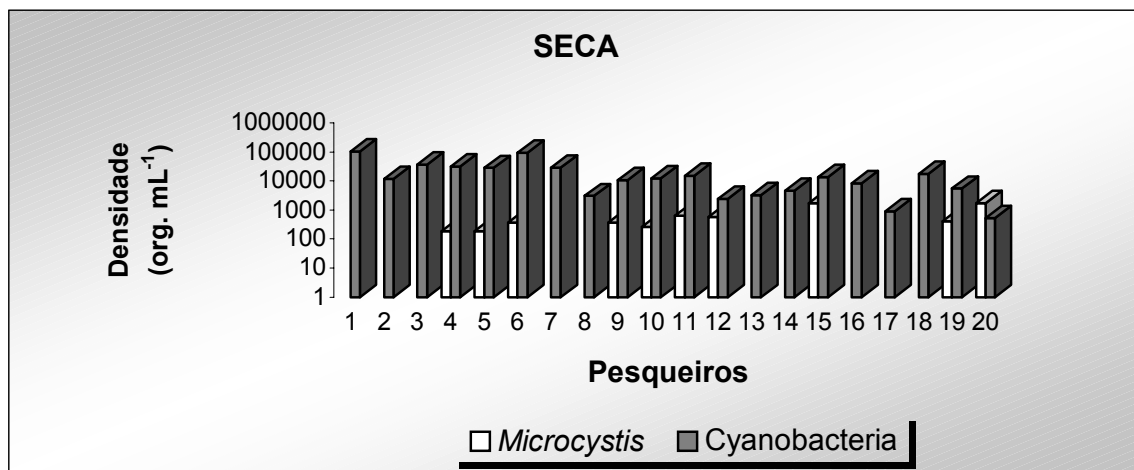


Figura 30. Variação das densidades de *Microcystis* e das demais cianobactérias, para o período seco.

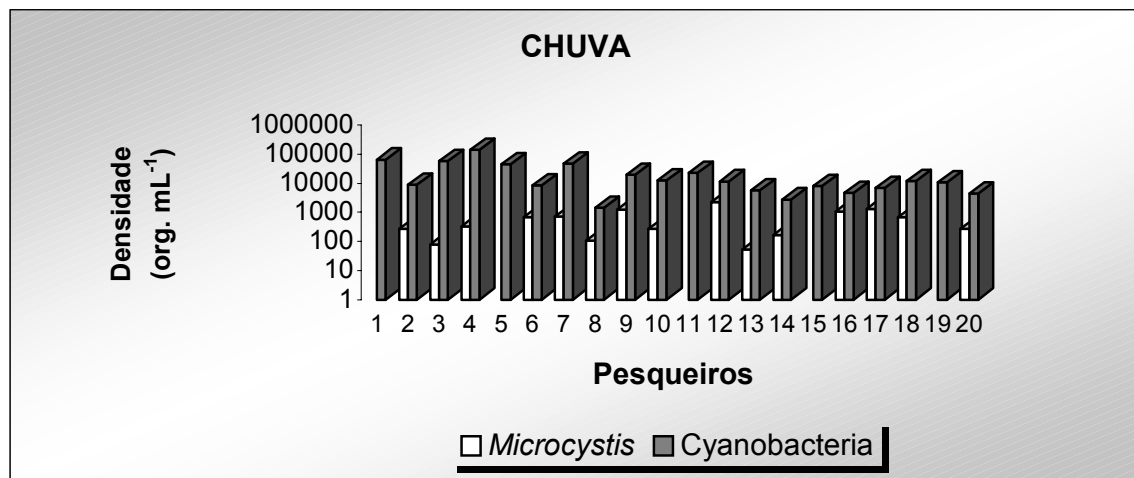


Figura 31. Variação das densidades de *Microcystis* e das demais cianobactérias, para o período chuvoso.

Em relação às espécies de *Microcystis*, as figuras 32 e 33 mostram suas densidades para cada pesqueiro amostrado, nas duas épocas analisadas.

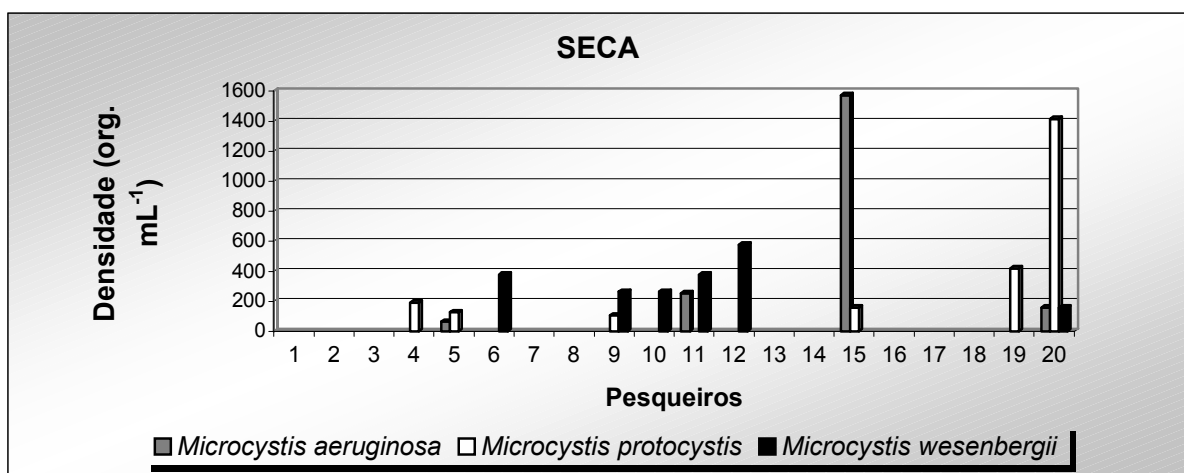


Figura 32. Densidade das espécies de *Microcystis* para cada pesqueiro amostrado no período seco.

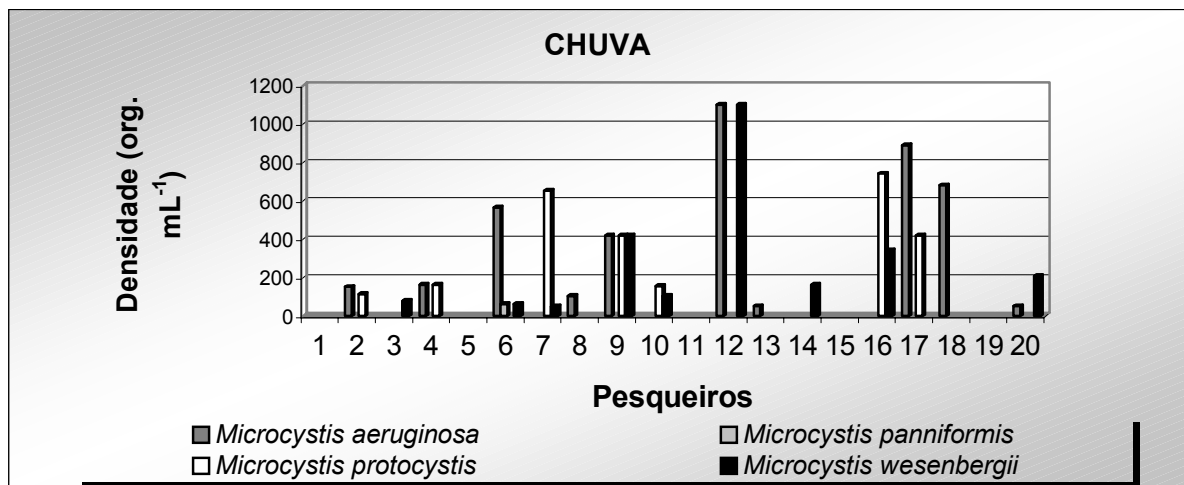


Figura 33. Densidade das espécies de *Microcystis* para cada pesqueiro amostrado no período chuvoso.

As figuras 34-37 mostram a porcentagem de contribuição de cada espécie de *Microcystis* para a densidade e biovolume do gênero, em ambos os períodos estudados.

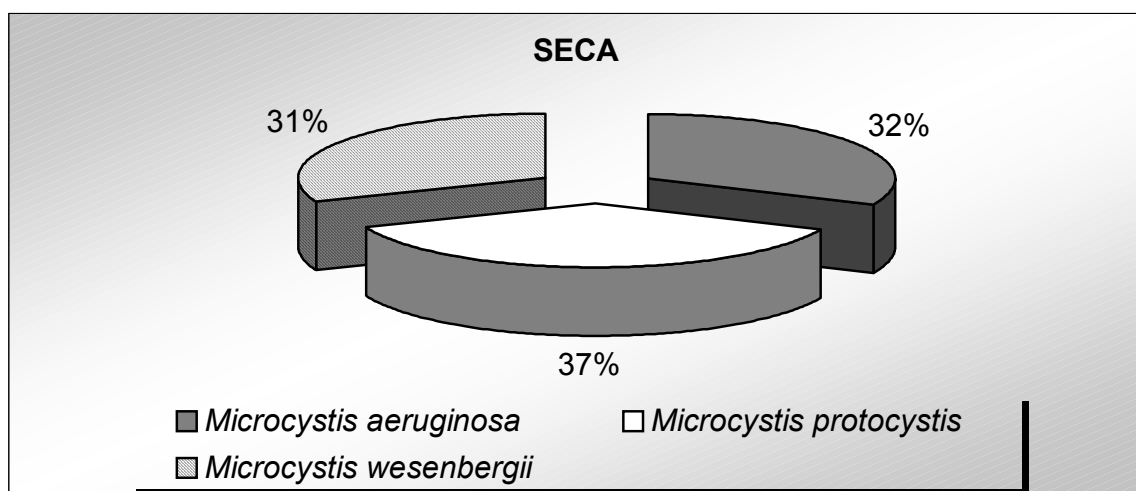


Figura 34. Porcentagem de contribuição de cada espécie para a densidade total do gênero *Microcystis*, no período seco.

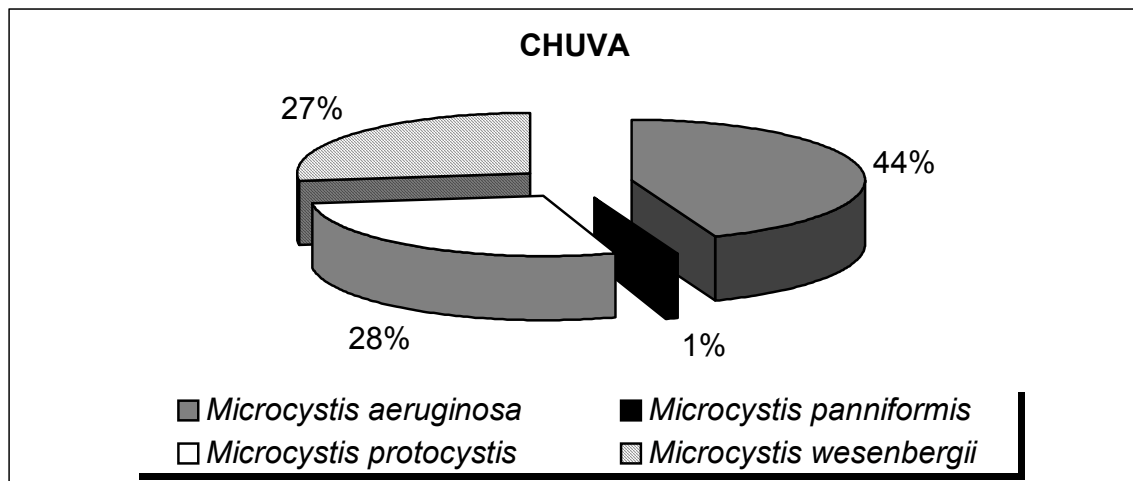


Figura 35. Porcentagem de contribuição de cada espécie para a densidade total do gênero *Microcystis*, no período chuvoso.

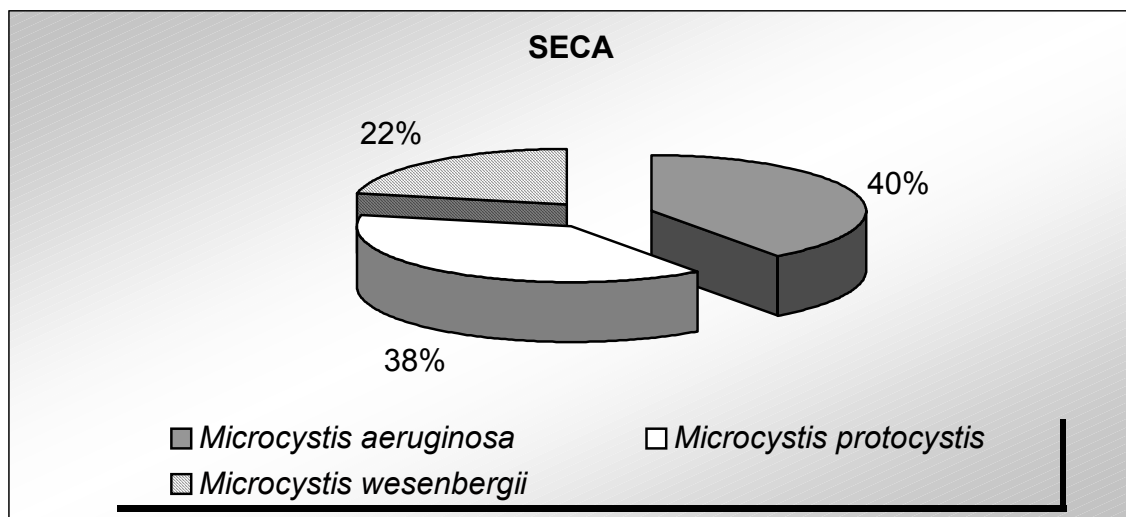


Figura 36. Porcentagem de contribuição de cada espécie, para o biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) do gênero *Microcystis*, no período seco.

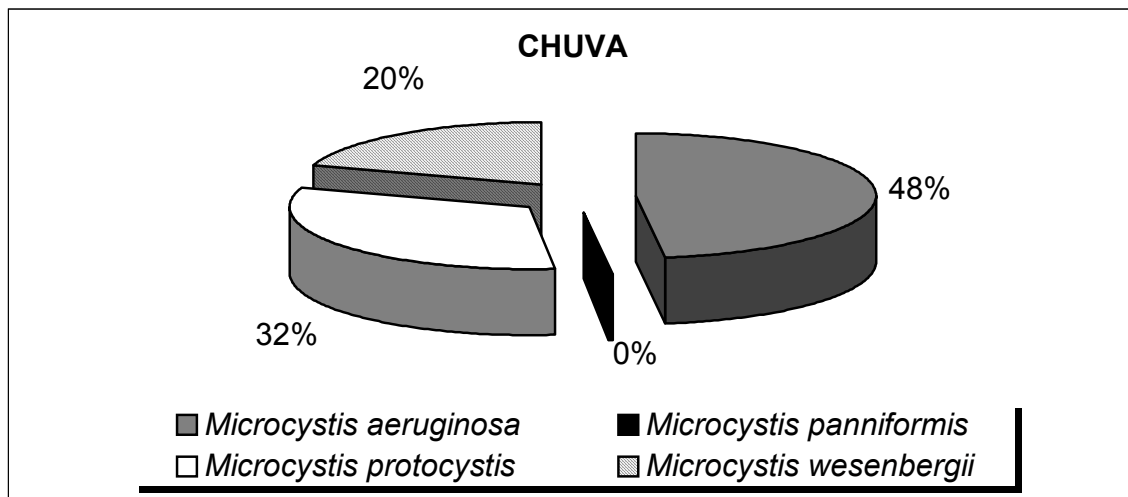


Figura 37. Porcentagem de contribuição de cada espécie, para o biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) do gênero *Microcystis*, no período chuvoso.

As figuras 38 e 39 apresentam a densidade e o biovolume de cada espécie de *Microcystis* encontrada nos pesqueiros amostrados, nas duas épocas estudadas.

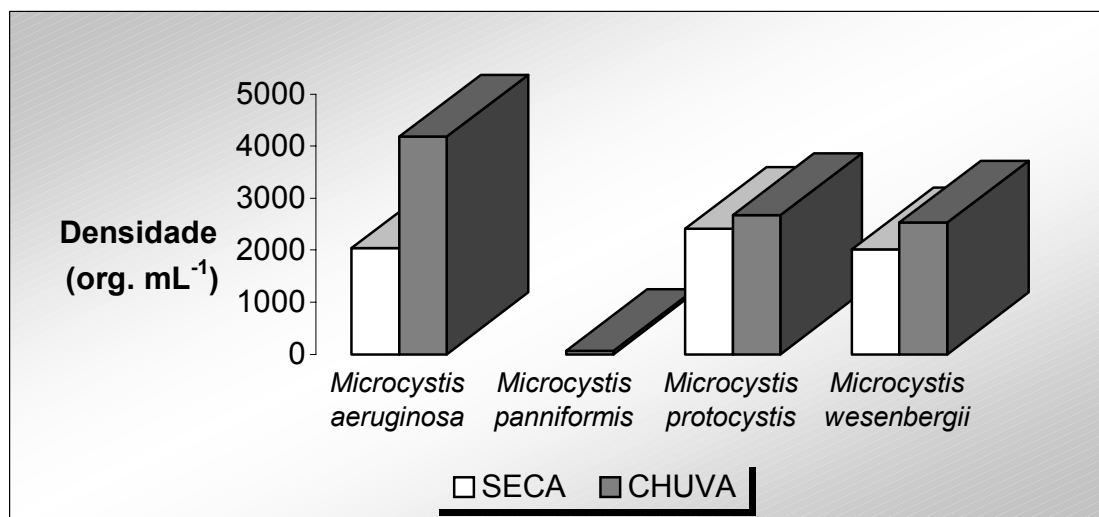


Figura 38. Densidade das espécies de *Microcystis* nos dois períodos estudados.

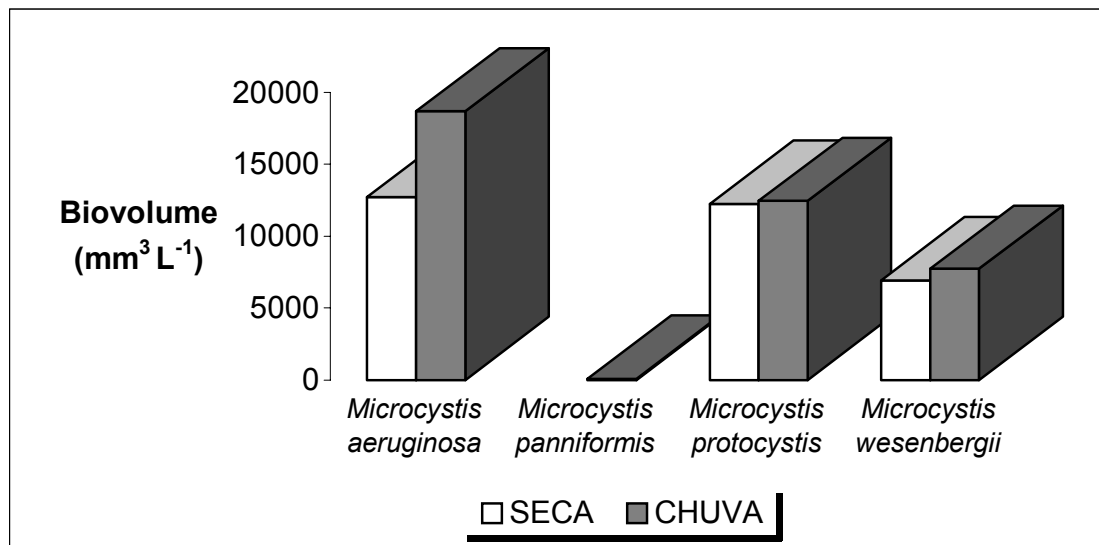


Figura 39. Biovolume das espécies de *Microcystis* nos dois períodos estudados.

5.3 Espécies Abundantes e Dominantes

Considerando toda a comunidade fitoplantônica, os resultados referentes às classes abundantes e dominantes, calculados com base na densidade, mostraram que Chlorophyceae seguida por Cyanobacteria, foram às classes que mais contribuíram em termos de número de táxons, tanto na seca quanto na chuva. Analisando os dois gráficos, podemos observar que a classe Cyanobacteria apresentou significativo aumento em relação a sua contribuição no período chuvoso. Comparando os dois períodos também podemos observar que no período chuvoso houve maior diversidade em relação às classes, do que no período seco (figuras 40 e 41).

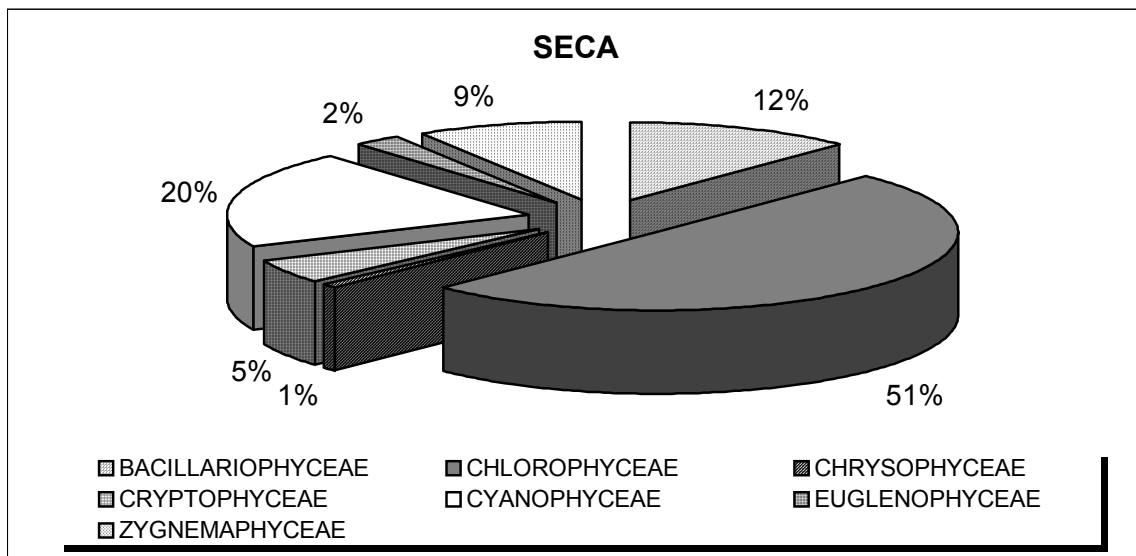


Figura 40. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para o número total de espécies abundantes e dominantes, no período seco.

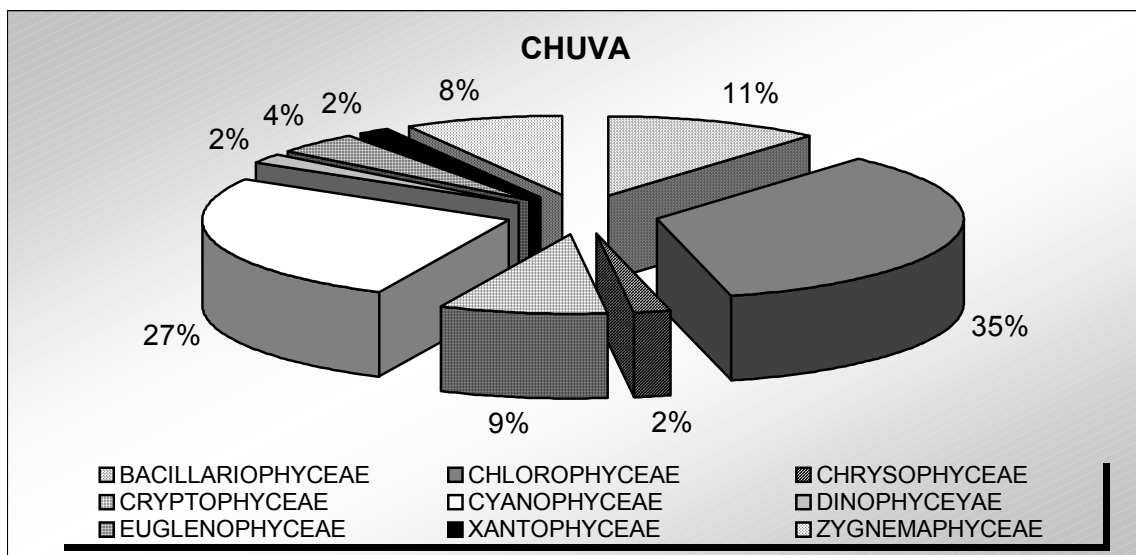


Figura 41. Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas para o número total de espécies abundantes e dominantes, no período chuvoso.

Em relação às cianobactérias, a tabela 14 mostra as espécies abundantes ou dominantes encontradas nos pesqueiros. É importante ressaltar que *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis* foram abundantes tanto na seca quanto na chuva, *Microcystis wesenbergii* apenas na época chuvosa e nenhuma das espécies de *Microcystis* foram dominantes.

Tabela 14. Espécies de cianobactérias abundantes e dominantes (*) nos pesqueiros, nas épocas de seca e chuva.

TÁXONS CYANOBACTERIA	SECA	CHUVA
Chroococcales		
Chroococcaceae		
<i>Chroococcus</i> sp.1		+
<i>Chroococcus distans</i>	+	+
Merismopediaceae		
<i>Aphanocapsa</i> sp.	+	+
<i>Aphanocapsa</i> sp.1	+	
<i>Aphanocapsa</i> sp.3	+	
<i>Aphanocapsa</i> sp.4	+	+
<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>cumulus</i>	+	+
<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>elachista</i>		+
<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>holsatica</i>	+	+
<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>koodersii</i>		+
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	+	+
<i>Aphanocapsa elachista</i>	+	+
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	+	+
<i>Aphanocapsa incerta</i>	+	+
<i>Aphanocapsa koordersii</i>	+	+
<i>Coelomoron</i> sp.1		+
<i>Coelomoron tropicale</i>		+
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>		+
<i>Synechocystis</i> sp.	+	
<i>Synechocystis</i> sp.1		+
<i>Synechocystis</i> sp.2		+
<i>Synechocystis aquatilis</i>	+	
<i>Merismopedia</i> cf. <i>elegans</i>		+
<i>Merismopedia</i> cf. <i>punctata</i>		+

Tabela 14 (cont.)

<i>Merismopedia</i> cf. <i>glauca</i>	+	
<i>Merismopedia elegans</i>		+
<i>Merismopedia punctata</i>		+
<i>Merismopedia tenuissima</i>	+	+
Microcystaceae		
<i>Microcystis aeruginosa</i>	+	+
<i>Microcystis protocystis</i>	+	+
<i>Microcystis wesenbergii</i>		+
Synechococcaceae		
<i>Radiocystis fernandoi</i>		+
<i>Rhabdoderma</i> sp	+	+
<i>Rhabdoderma</i> sp.1		+
<i>Lemmermanniella</i> sp.		+
<i>Synechococcus</i> sp.	+	+
<i>Synechococcus</i> sp.1	+	+
<i>Synechococcus</i> cf. <i>nidulans</i>	+	+
<i>Synechococcus nidulans</i>		+
Oscillatoriales		
Pseudanabaenaceae		
<i>Planktolyngbya circumcreta</i>		+
<i>Pseudanabaena galeata</i>		+
<i>Pseudanabaena mucicola</i>		+
<i>Romeria</i> sp	+	
Nostocales		
Nostocaceae		
<i>Cylindrospermopsis philippinensis</i>		+
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>		+

5.4 Índice de Estado Trófico

Os valores do Índice de Estado Trófico (IET) calculado para cada variável (secchi, ortofosfato, fósforo total e clorofila a) e para cada pesqueiro, nos dois períodos amostrados, podem ser observados nas tabelas IXA e IXB, anexas.

Os valores médios de índice de estado trófico, ou seja, média das variáveis clorofila a, transparência, fósforo total e fósforo solúvel reativo que entram no cálculo de determinação do grau de trofia do ambiente, indicam que para ambos os períodos estudados (seca/chuva), 90% dos pesqueiros amostrados classificaram-se como eutróficos e apenas 10% como mesotróficos, como pode ser visto na tabela 15 e figura 42.

Tabela 15. Classificação do estado trófico médio (***) dos ambientes estudados, para os dois períodos amostrados: seca e chuva.

Pesqueiros	IET MÉDIO	
	seca	chuva
1	68 *	56 *
2	63 *	50 **
3	57 *	59 *
4	68 *	61 *
5	58 *	68 *
6	60 *	60 *
7	56 *	67 *
8	59 *	59 *
9	65 *	69 *
10	63 *	66 *
11	44 **	52 **
12	70 *	70 *
13	65 *	67 *
14	49 **	66 *
15	66 *	59 *
16	63 *	65 *
17	69 *	69 *
18	61 *	69 *
19	71 *	73 *
20	64 *	63 *
máximo	71	81
médio	61	64
mínimo	44	50

* Eutrófico ** Mesotrófico ***Com base em valores médios das variáveis clorofila

a, PT, PO₄ e transparência da água.

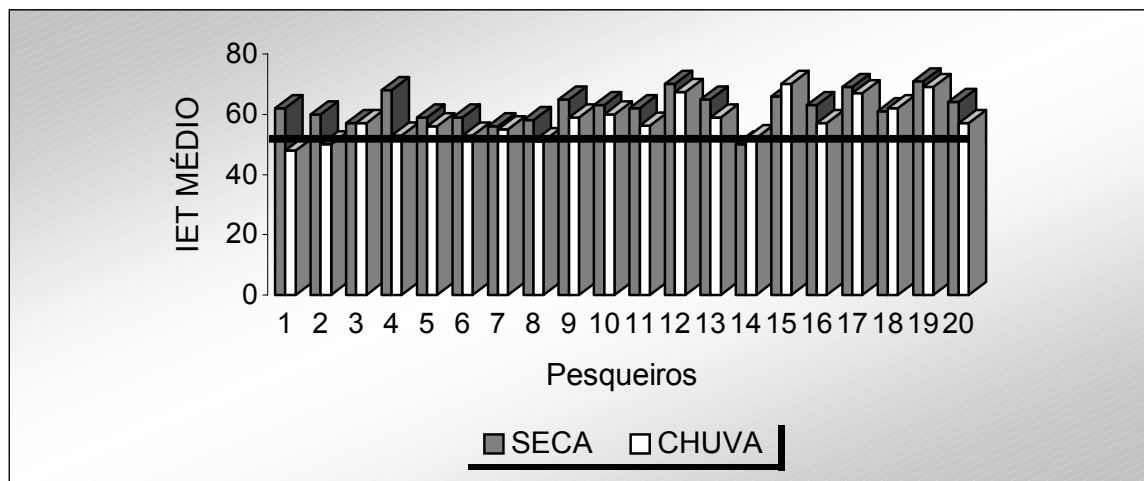


Figura 42. Classificação do estado trófico médio (baseando-se em valores médios das variáveis clorofila a, PT, PO_4 e transparência da água) dos ambientes, para os dois períodos estudados: seca e chuva. — Pesqueiros acima deste traço estão caracterizados como ambientes eutróficos.

5.5 Resolução CONAMA N° 020, de 18 de junho de 1986

Considerando que a classificação das águas doce, salobra e salina é essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por variáveis e indicadores específicos de modo a assegurar seus usos preponderantes, que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade, os requisitos para Classe 2, na qual os pesqueiros se inserem, são:

Turbidez: 100 NTU

No período seco, apenas 5% dos pesqueiros amostrados apresentaram valores para turbidez acima do recomendado pelo Conama (figura 43). No período chuvoso todos os pesqueiros apresentaram valores para turbidez dentro do recomendado (figura 44).

Oxigênio Dissolvido (O.D.): Em qualquer amostra, não inferior a 5 mg L⁻¹

No período seco todos os pesqueiros amostrados apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido dentro do recomendado pelo Conama (figura 43), já no período chuvoso, 15% dos pesqueiros amostrados apresentaram concentrações abaixo do recomendado (figura 44).

pH: 6,0 a 9,0

Em relação ao pH, os pesqueiros amostrados no período seco apresentaram valores dentro dos limites propostos pelo Conama, entretanto, no período chuvoso mais de 50% dos pesqueiros apresentaram valores abaixo do limite mínimo (figuras 43 e 44).

Fósforo Total: 0,025 mg L⁻¹ P

Tanto no período seco quanto no chuvoso, os 20 pesqueiros amostrados apresentaram concentrações de fósforo total acima do limite estabelecido pelo Conama (figuras 43 e 44).

Nitrato: 10 mg L⁻¹

Em ambos os períodos amostrados, todos os pesqueiros apresentaram concentrações de nitrato abaixo do limite estabelecido (figuras 43 e 44).

Nitrito: 1,0 mg L⁻¹

Tanto no período seco quanto no chuvoso, as concentrações de nitrito para todos os pesqueiros, estiveram de acordo com os valores estabelecidos pelo Conama (figuras 43 e 44).

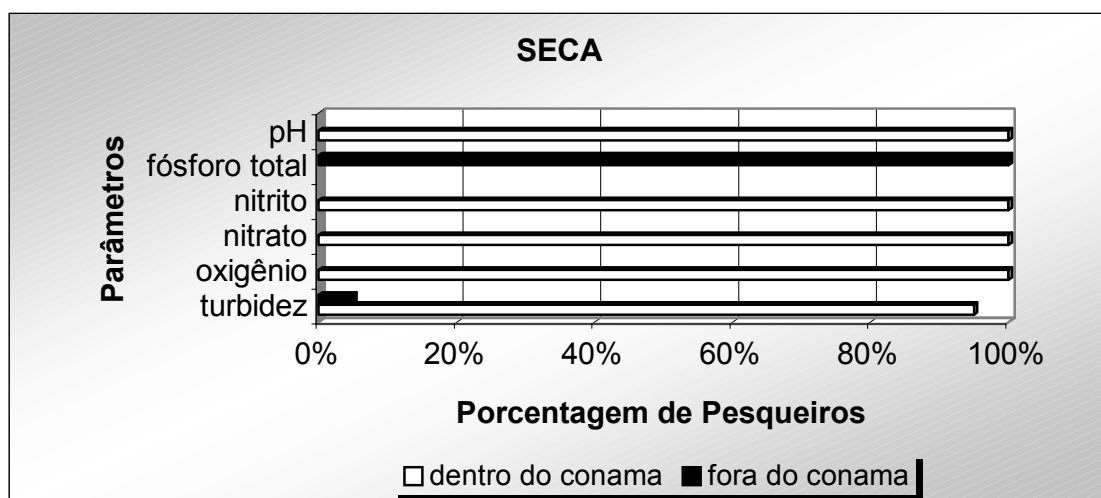


Figura 43. Porcentagem de pesqueiros com valores de pH, fósforo total, nitrito, nitrato, oxigênio e turbidez, de acordo ou não com os padrões estabelecidos e recomendados pela Resolução Conama, no período seco.

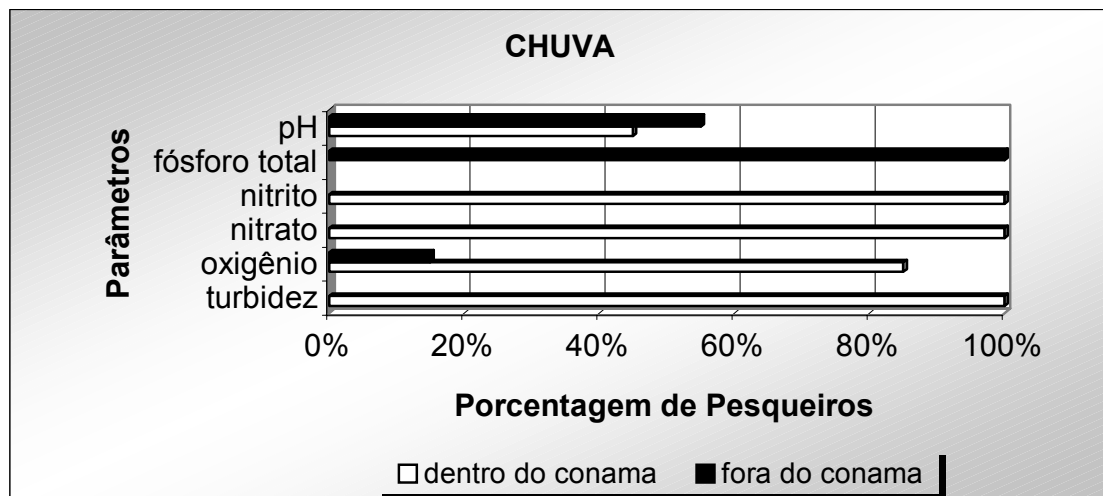


Figura 44. Porcentagem de pesqueiros com valores de pH, fósforo total, nitrito, nitrato, oxigênio e turbidez, de acordo ou não com os padrões estabelecidos e recomendados pela Resolução Conama, no período chuvoso.

5.6 Análise Estatística

- Variáveis físicas, químicas e biológicas

Dentre todas as variáveis abióticas e bióticas amostradas no presente trabalho, selecionou-se para a análise estatística apenas aquelas com correlação significativa, ou seja, que apresentaram $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação.

Os resultados da análise de componentes principais ACP (figura 45), aplicada sobre as variáveis ambientais e biológicas, resumiu nos dois primeiros eixos 67,3% de explicabilidade da variabilidade do sistema, 42,7% no eixo 1 e 24,6% no eixo 2 (tabela 16). As unidades amostrais

foram separadas sazonalmente: os pesqueiros amostrados no período seco, agrupados do lado positivo do eixo 2, estiveram associados com maiores valores de pH e oxigênio; do lado negativo foram agrupados os pesqueiros amostrados no período chuvoso, associados com maiores valores de temperatura da água (tabela 16).

Em relação ao eixo 1, as unidades amostrais não se separaram sazonalmente em período seco e período chuvoso. Do lado positivo do eixo 1 nenhuma das variáveis amostradas associou-se aos pesqueiros, já os pesqueiros agrupados do lado negativo estiveram associados com maiores valores de condutividade elétrica, alcalinidade total, cálcio, dureza total, fósforo total, clorofila *a* e feofitina (tabela 16).

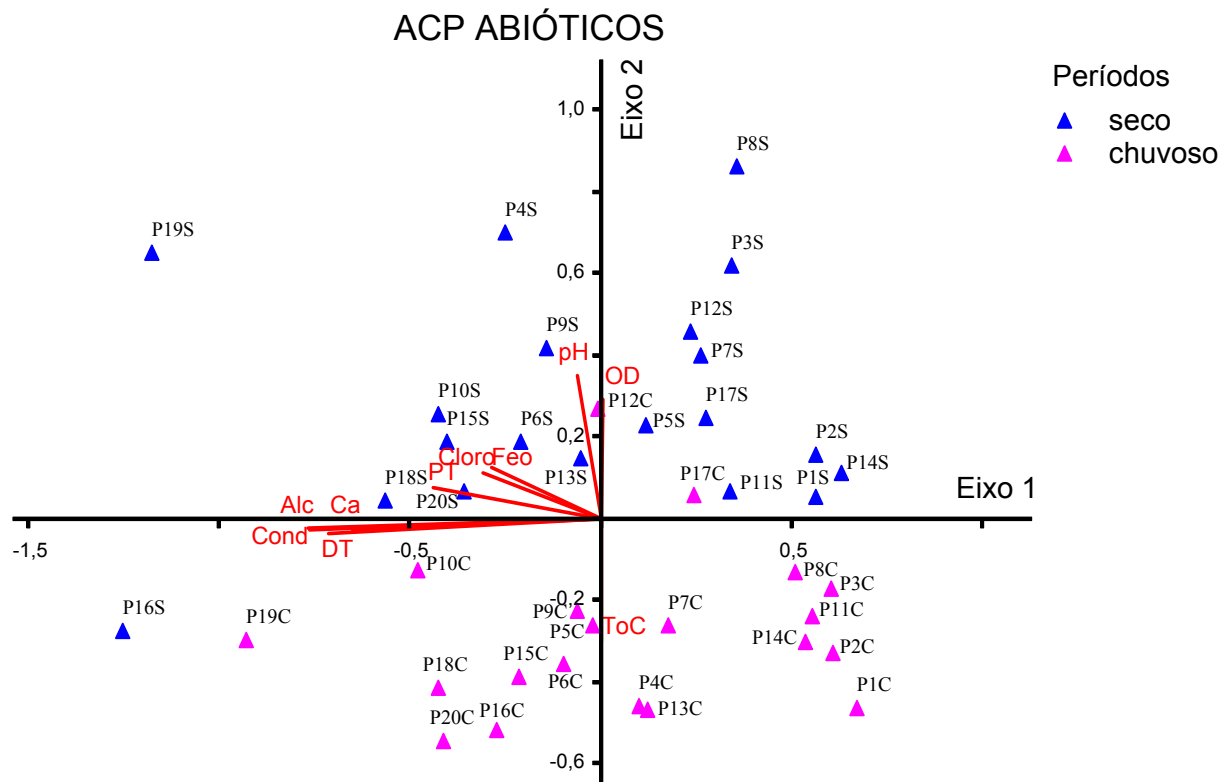


Figura 45. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais e das variáveis físicas, químicas e biológicas. As unidades amostrais são os 20 pesqueiros identificados pela letra P e pelo número correspondente, também foram identificadas de acordo com duas épocas do ano: Seca (P1S até P20S) e Chuva (P1C até P20C). As abreviações das variáveis ambientais estão apresentadas na tabela 16.

Tabela 16. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água e os dois primeiros eixos da ordenação (N = 40).

Variável	Abreviações	Componentes Principais	
		Eixo 1	Eixo 2
Temperatura da água	T°C	-0,015	-0,709
Condutividade	Cond	-0,924	-0,211
Potencial Hidrogeniônico	PH	-0,269	0,767
Oxigênio Dissolvido	OD	0,081	0,698
Alcalinidade	Alc	-0,926	-0,189
Dureza total	DT	-0,894	-0,247
Cálcio	Ca	-0,854	-0,206
Feofitina	Feo	-0,565	0,457
Fósforo Total	PT	-0,701	0,360
Clorofila a	Cloro	-0,587	0,433
Total de Explicabilidade		42,7%	24,6%

- **Análise conjunta das espécies de *Microcystis* e cianobactérias freqüentemente abundantes e dominantes**

Dentre todas as espécies de cianobactérias que ocorreram nos pesqueiros nas duas épocas amostradas (seca/chuva), selecionou-se para a análise estatística as espécies de *Microcystis*, que são objeto principal do estudo, e aquelas abundantes e dominantes selecionadas de acordo com o critério de Lobo e Leighton (1986). Devido ao número muito grande de espécies abundantes, foram selecionadas as espécies com maior distribuição, pressupondo-se serem estas as principais competidoras em relação às espécies de *Microcystis*.

A Análise de Componentes Principais ACP (figura 46) realizada com base na densidade, das espécies de *Microcystis* e das cianobactérias que foram mais freqüentemente abundantes ou dominantes, resumiu nos dois primeiros eixos 59,4% de explicabilidade da variabilidade do sistema. As unidades amostrais não se separaram sazonalmente em período seco e período chuvoso.

O que pode ser observado é que 62,5% das unidades amostrais estiveram agrupadas do lado negativo do eixo 1 associadas a maiores densidades de *Merismopedia tenuissima*, *Aphanocapsa holsatica* e *Aphanocapsa elachista*. Do lado positivo do eixo 1 estiveram agrupadas as demais unidades amostrais, associadas a elevada densidade de *Synechococcus sp.* (figura 46).

Em relação ao eixo 2, as unidades amostrais também reuniram pesqueiros dos dois períodos amostrados, de modo que os pesqueiros agrupados do lado positivo do eixo 2, estiveram associados a elevada densidade principalmente de *Microcystis protocystis*, já os pesqueiros agrupados do lado negativo do eixo 2 estiveram associados a maior densidade de *Aphanocapsa holsatica* (figura 46 e tabela 17).

Já a Análise de Componentes Principais ACP (Figura 47) realizada com base no biovolume das espécies de *Microcystis* e cianobactérias mais frequentemente abundantes ou dominantes, resumiu nos dois primeiros eixos 61,1% de explicabilidade da variabilidade do sistema. As unidades amostrais não se separaram sazonalmente em período seco e período chuvoso.

Do lado positivo do eixo 1, estiveram agrupados em sua maioria, pesqueiros associados à elevada biomassa de *Microcystis wesenbergii*, *Microcystis protocystis*, *Microcystis aeruginosa* e *Merismopedia tenuissima*, do lado negativo do eixo 1, apenas alguns pesqueiros associaram-se a maior biomassa de *Synechococcus sp.* (figura 47 e tabela 18).

Em relação ao eixo 2, do lado positivo as unidades amostrais estiveram associadas a elevada biomassa de *Microcystis wesenbergii* e do lado negativo do eixo 2 as unidades amostrais estiveram associadas a maior biomassa de *Synechococcus sp.* e *Microcystis protocystis* (figura 47 e tabela 18).

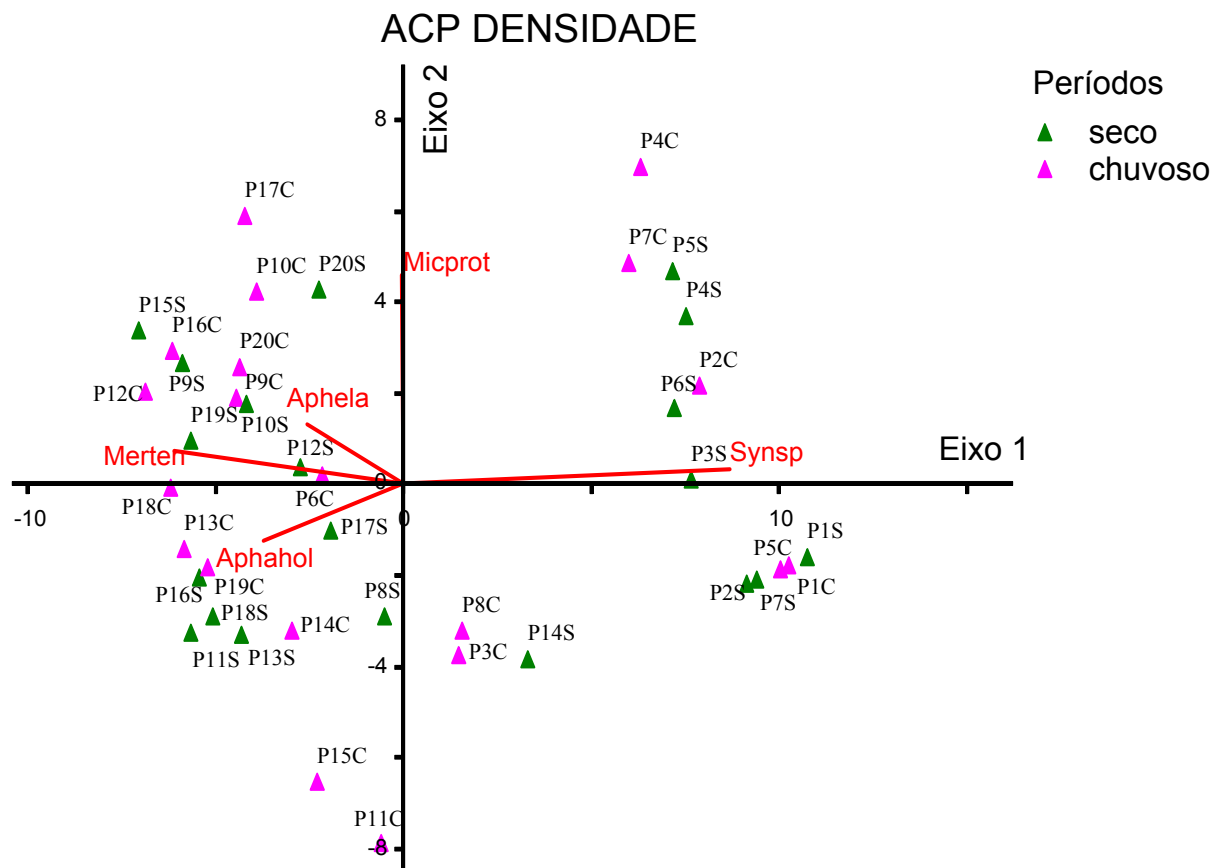


Figura 46. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais (pesqueiros) e dos táxons selecionados com base na densidade. As unidades amostrais são os 20 pesqueiros identificados pela letra P e pelo número correspondente, também foram identificadas de acordo com duas épocas do ano: Seca (P1S até P20S) e Chuva (P1C até P20C). As abreviações dos táxons estão apresentadas na tabela 17.

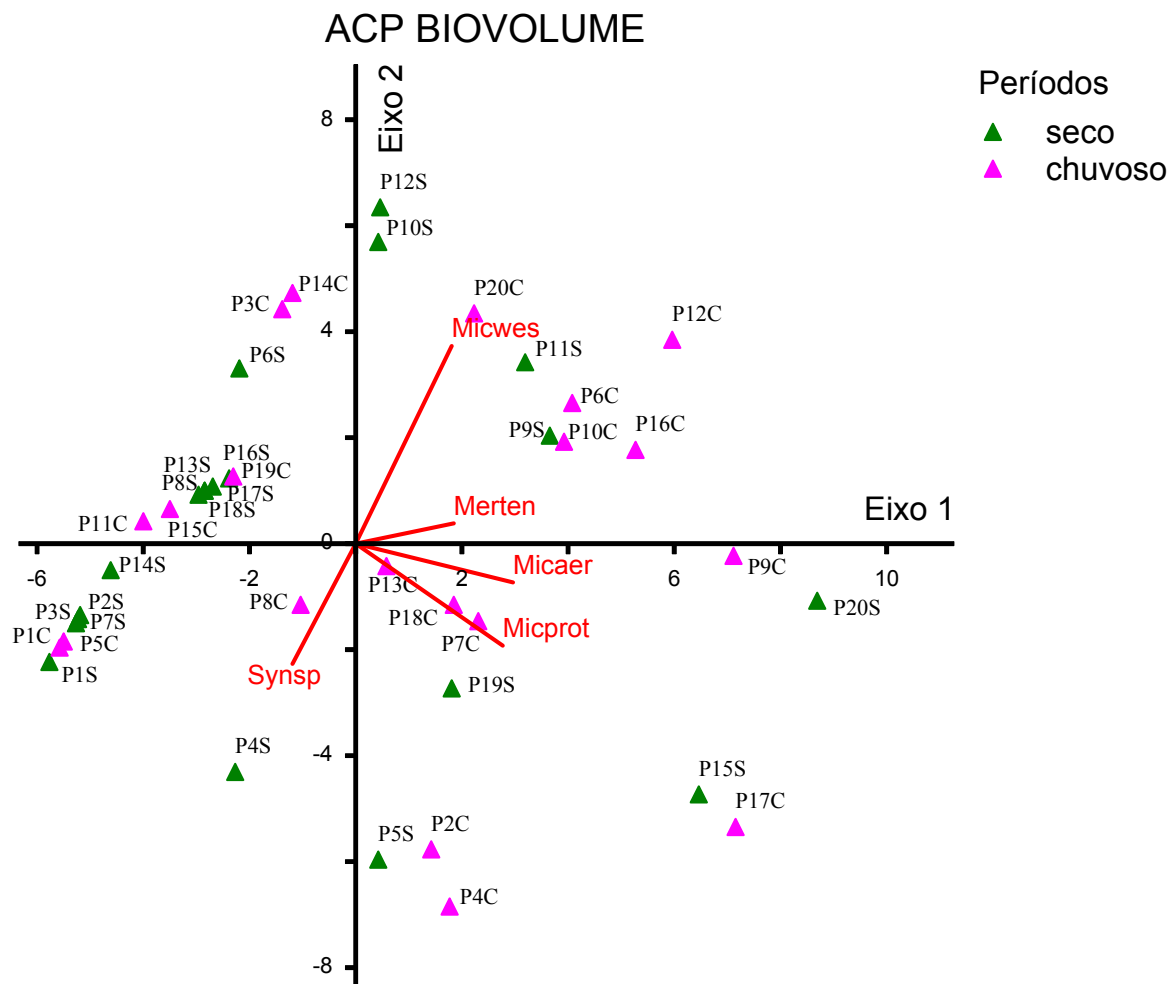


Figura 47. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais (pesqueiros) e dos táxons selecionados com base no biovolume. As unidades amostrais são os 20 pesqueiros identificados pela letra P e pelo número correspondente, também foram identificadas de acordo com duas épocas do ano: Seca (P1S até P20S) e Chuva (P1C até P20C). As abreviações dos táxons estão apresentadas na Tabela 18.

Tabela 17. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre espécies de *Microcystis* e demais cianobactérias mais abundantes e dominantes, com base na densidade e os dois primeiros eixos da ordenação (N = 40).

Espécies	Abreviações	Copmonentes Principais	
		Eixo 1	Eixo 2
<i>Aphanocapsa elachista</i>	Aphela	-0,506	0,406
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	Aphaho	-0,610	-0,398
<i>Merismopedia tenuissima</i>	Merten	-0,780	0,302
<i>Synechococcus sp.</i>	Synsp	0,933	0,195
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Micaer	-0,286	0,408
<i>Microcystis panniformis</i>	Micpan	-0,059	0,009
<i>Microcystis protocystis</i>	Micprot	-0,069	0,756
<i>Microcystis wesenbergii</i>	Micwes	-0,353	0,283
Total de Explicabilidade		44,9%	14,5%

Tabela 18. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre espécies de *Microcystis* e demais cianobactérias mais abundantes e dominantes, com base na biomassa e os dois primeiros eixos da ordenação (N = 40).

Espécies	Abreviações	Copmonentes Principais	
		Eixo 1	Eixo 2
<i>Aphanocapsa elachista</i>	Aphela	0,276	0,180
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	Aphaho	-0,060	0,156
<i>Merismopedia tenuissima</i>	Merten	0,552	0,225
<i>Synechococcus sp.</i>	Synsp	-0,449	-0,533
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Micaer	0,705	-0,299
<i>Microcystis panniformis</i>	Micpan	0,163	0,132
<i>Microcystis protocystis</i>	Micprot	0,677	-0,491
<i>Microcystis wesenbergii</i>	Micwes	0,548	0,682
Total de Explicabilidade		37,2%	23,9%

6. DISCUSSÃO

Os dois períodos estudados apresentam características climatológicas distintas, ou seja, um período caracterizado por menores valores de precipitação e temperatura (seca) e outro chuvoso caracterizado por maiores valores destas variáveis (figuras 3 e 4).

A sazonalidade e as condições tróficas do ambiente são fatores muito importantes na determinação da dominância ou não de grupos específicos de algas. A estrutura da comunidade fitoplanctônica e o número de espécies que a compõe, bem como as variáveis que a influenciam, são questões importantes nos estudos ecológicos (Falco 2000).

De acordo com Boyd (1990), a faixa ideal de temperatura da água, para peixes de climas subtropicais e tropicais são valores que oscilem entre 26 e 28°C. Kitamura et al. (1999), que estudaram 18 pesqueiros da Bacia do Rio Piracicaba, SP, registraram valores de temperatura de 22 a 27 °C que, segundo os autores, correspondem aos normalmente encontrados em pesqueiros no Brasil, não comprometendo a alimentação e o metabolismo respiratório dos peixes estocados.

Dessa forma, se considerarmos os valores recomendados por Kitamura et al. (1999) para a piscicultura no Brasil, podemos inferir que ambos os períodos amostrados apresentaram temperaturas médias ideais para o cultivo de peixe (figuras 5 e 6 e tabelas 3 e 4). No entanto, é importante ressaltar que esta faixa de temperatura pode favorecer o aparecimento das cianobactérias, inclusive *Microcystis*, que apresentam crescimento ótimo em temperaturas acima de 20°C. Além disso, esta faixa de temperatura favorece também os processos de decomposição já que temperaturas elevadas aceleram os principais processos biológicos que, em alguns casos, promovem a eutrofização.

A profundidade média encontrada por Lopes (2000), em 9 pesqueiros de cinco municípios paulistas, foi de 2,0 metros, com amplitude entre 1,2 e 3,0 metros. Por sua vez, Kubitza (1997) resalta que pesqueiros devem possuir profundidade entre 1,2 e 1,5 metros, enquanto que Masser et al (1993) consideram ótimos os lagos com lâmina d' água entre 0,91 e 1,52 metros, pois potencializam a captura. Os pesqueiros amostrados no presente estudo apresentaram profundidade média de 1,5 m na seca e 1,1m na chuva estando, desta forma, dentro dos padrões encontrados para pesqueiros brasileiros (figuras 7 e 8 e tabelas 3 e 4). É importante enfatizar que a pequena profundidade destes ambientes influencia toda a dinâmica do sistema, favorecendo as espécies fitoplanctônicas mais adaptadas à esta condição.

A transparência medida pelo disco de Secchi representa essencialmente a reflexão da luz na superfície do corpo d' água, a qual é influenciada pelas características da absorção da água e da matéria orgânica dissolvida ou em suspensão (Wetzel 2001).

Lopes (2000) observou valor médio para a transparência de 0,36 m, Matsuzaki et al. (2004), que por sua vez estudaram um pesqueiro da Região Metropolitana de São Paulo, citam que a transparência da água foi de 0,80 m em junho e 0,85 m em dezembro. Kitamura et al. (1999), obteve valor médio de 0,25 m para a transparência da água. No presente trabalho, o valor médio para a

transparência foi de 0,4 m para os dois períodos amostrados (figuras 7 e 8 e tabelas 3 e 4), corroborando os dados apresentados pelos autores citados acima. Considerando a baixa profundidade dos pesqueiros (1,1-1,5 m, em média), pode-se dizer que a transparência não limitou os ambientes em questão.

De acordo com Sá & Sipaúba-Tavares (1997), em tanques de piscicultura e também em pesqueiros, a turbidez que é a medida da capacidade que a água tem de dispersar a radiação, pode estar relacionada às condições excessivas de adubação orgânica. Para Boyd (1992), nestes sistemas o fitoplâncton é a maior fonte de turbidez de modo que a penetração de luz está geralmente relacionada com a sua abundância. Desse modo, observou-se no presente trabalho a elevação da turbidez no período chuvoso (figuras 9 e 10 e tabelas 3 e 4), fato relacionado principalmente à entrada de material alóctone advindo das chuvas, pois a densidade da comunidade fitoplanctônica foi muito semelhante para os dois períodos estudados. Os valores de turbidez encontrados no presente trabalho são 7 a 8 vezes maiores do que os observados por Matsuzaki et al. (2004) que também estudaram um pesqueiro da grande São Paulo.

De acordo com Kubitzka (1999), a alcalinidade total está diretamente ligada à capacidade da água em manter seu equilíbrio ácido-básico (poder tampão da água), que em geral, é devida à presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos no ambiente. Águas com baixa alcalinidade apresentam reduzido poder tampão, podendo ocorrer significativas flutuações diárias de pH em função dos processos fotossintéticos e respiratórios. Por sua vez, a dureza total representa a concentração de íons, principalmente de cálcio e magnésio presentes na água (Kubitzka 1999).

Boyd (1990) e Esteves (1998) relatam que o cálcio tem importância no processo de osmorregulação dos peixes, reduz a toxidez da amônia, interfere diretamente no pH da água, influência a ciclagem de elementos como o fosfato, além de ser reconhecido como importante agente da decomposição da matéria orgânica.

De modo geral, os valores obtidos para alcalinidade total, dureza total e cálcio nas duas épocas amostradas, apesar de estarem de acordo com o proposto em literatura para o cultivo de peixes e manutenção da qualidade da água (Sipaúba-Tavares 1994, Kubtiza 1999), indicando que provavelmente não ocorreram oscilações no pH, interferiram na dinâmica da comunidade fitoplantônica devido principalmente à grande disponibilização de carbono (figuras 13 e 14 e tabelas 5 e 6).

Sipaúba-Tavares (1994) alerta que quando os valores de condutividade elétrica, que reflete a concentração de íons presentes na água, são altos indicam grau de decomposição elevado e o inverso indica acentuada produção primária sendo, portanto, uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos.

Lopes (2000) registrou valores médios para a condutividade elétrica de $106 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e Matsuzaki et al. (2004) observaram valores para a condutividade elétrica de $50,5 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ na seca e $74,5 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ na chuva. Os valores médios encontrados no presente trabalho (figura 15 e tabelas 5 e 6) assemelham-se aqueles encontrados por Lopes (2000) e Matsuzaki et al. (2004) e são considerados elevados, pois os pesqueiros, como já foi mencionado, são ambientes rasos.

Matsuzaki et al. (2004) relata que os valores elevados de condutividade elétrica da água estão relacionados à ressuspensão de material do fundo do pesqueiro e aumento da taxa de decomposição que acaba por liberar maior quantidade de íons na coluna d' água. No caso dos pesqueiros amostrados neste trabalho, deve-se acrescentar a calagem e o intenso aporte de nutrientes como fatores que também contribuíram para os elevados valores de condutividade.

A calagem, método comumente utilizado em pesqueiros e tanques de cultivo, contribui com concentrações de cálcio e magnésio para o meio auxiliando na liberação de íons e atuando no equilíbrio do pH da água. Além disso, aumenta a disponibilidade de carbono utilizado na

fotossíntese e reduz a turbidez (Sipaúba-Tavares 1994). Segundo Kubitza (1999) este é um procedimento comum em pesqueiros e tanques de cultivo de peixes de baixo fluxo de água.

De acordo com Sipaúba-Tavares (1994), a respiração, fotossíntese, adubação, calagem e poluição são os cinco fatores que podem causar mudanças de pH na água. Conforme Kitamura et al. (1999), é de se esperar que o valor de pH aumente pela manhã devido ao processo fotossintético realizado pelos organismos autotróficos que por sua vez utilizam o CO_2 . Ressalta ainda que a doação do CO_2 através dos processos de decomposição e respiração também resulta em alteração no pH, levando à formação de carbonatos ou bicarbonatos. Geralmente o CO_2 em excesso reage com as moléculas de água para formar o ácido carbônico (H_2CO_3), tornando a água mais ácida.

Em relação ao pH, os valores médios obtidos para os vinte pesqueiros amostrados foram mais altos no período de seca (figuras 11 e 12 e tabelas 5 e 6). Nogueira & Matsumura-Tundisi (1994), Moura (1996) e Matsuzaki et al. (2004) também registraram os maiores valores de pH na época seca. Provavelmente estes resultados podem estar relacionados ao aumento da taxa fotossintética do fitoplâncton. Além disso, temperaturas mais baixas na seca do que no período de chuva podem ter influenciado a velocidade das reações no ambiente, reduzindo a velocidade das reações nos processos de decomposição (Moura 1996, Esteves 1998).

Matsuzaki et al. (2004) encontraram valores de pH de 6,9 no período seco e de 6,1 no período chuvoso, ou seja, valores bastante semelhantes aos encontrados no presente estudo que foi de 6,9 na seca e 5,9 na chuva. Kitamura et al. (1999) e Lopes (2000), que também estudaram pesqueiros, encontraram valores médios de 7,17 e 7,03, respectivamente.

De acordo com Esteves (1998), a redução dos valores de pH durante o período chuvoso está provavelmente relacionado com o maior aporte de matéria orgânica lixiviada do solo que, por sua vez, influenciou a produção de CO_2 , conseqüentemente, de HCO_3 e outros compostos com características ácidas que são responsáveis pelas variações do pH.

O oxigênio dissolvido é essencial ao metabolismo respiratório da maior parte dos organismos aquáticos. A dinâmica da distribuição de oxigênio em ambientes aquáticos é governada pelo equilíbrio entre as entradas do gás provenientes da atmosfera, da produção pela fotossíntese e as perdas devidas às oxidações químicas e biológicas (Takino & Cipolli 1988, Kubitza 1999, Wetzel 2001).

Com relação ao oxigênio dissolvido, os valores médios mais elevados foram registrados no período seco (figuras 11 e 12 e tabelas 5 e 6), o que corrobora as observações feitas por Moura (1996) e Esteves (1998), ou seja, que a elevação do pH está provavelmente relacionada com o processo fotossintético, que por sua vez eleva também os níveis de oxigênio dissolvido na água.

Segundo Esteves (1998), em lagos rasos, a concentração de matéria orgânica, aliada a altas temperaturas que ocorrem principalmente no período chuvoso, contribui decisivamente para a diminuição do oxigênio na água, muitas vezes em função da aceleração do processo de decomposição. Acredita-se que estes são os principais fatores relacionados ao decréscimo da concentração de oxigênio no período chuvoso.

Dentre os nutrientes dissolvidos, nitrogênio e fósforo são os principais elementos para os seres vivos em sistemas aquáticos, assumindo importante papel em seu metabolismo (Esteves 1998).

Em relação aos nutrientes, os maiores valores para nitrogênio amoniacal total, nitrato, ortofosfato e fósforo total foram registrados no período seco (figuras 17, 19-21 e tabelas 7 e 8). Para o nitrito as concentrações médias registradas foram bastante semelhantes nos dois períodos amostrados (figura 18 e tabelas 7 e 8). Acreditamos que esta situação de maior concentração de nutrientes no período de seca deva-se à baixa renovação da água que ocorre neste período. Esta situação acaba promovendo grande produtividade por parte do fitoplâncton na época seca e, por isto, neste período obtivemos valores mais elevados para o oxigênio e pH.

Kitamura et al. (1999) e Lopes (2000) que estudaram pesqueiros de São Paulo, registraram valores médios para nitrito e nitrato de $7 \mu\text{g L}^{-1}$ e $45,8 \mu\text{g L}^{-1}$ e $32 \mu\text{g L}^{-1}$ e $30,8 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. No presente trabalho, os valores para o nitrato foram superiores aos de nitrito tanto na seca quanto na chuva, entretanto, todos estes pesqueiros mencionados inclusive os que fazem parte deste estudo, apresentam concentrações para nitrito e nitrato dentro dos valores propostos pela Resolução Conama 020/86.

Segundo Wetzel (2001), na zona trofогênica o amônio é rapidamente assimilado pelas algas, o que o torna fonte mais significativa de nitrogênio para o fitoplâncton, já que o nitrato tem que ser reduzido a amônio antes de poder ser assimilado pelos produtores, gastando muito mais energia do que a necessária para assimilar o amônio.

No caso dos pesqueiros estudados, quantificou-se o nitrogênio amoniacal total que engloba duas formas de nitrogênio: NH_3 (forma não ionizada) e NH_4 (forma ionizada). Segundo Esteves (1998), no meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio, já em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e a parte da amônia formada pode difundir-se para a atmosfera. De acordo com Carmouze (1994), o predomínio de uma forma de nitrogênio sobre a outra ocorre em função do pH: a forma não ionizada (NH_3) prevalece em $\text{pH} > 10$ e a forma ionizada (NH_4) em $\text{pH} < 8,5$. Para Mercante et al. (2004), níveis tóxicos de amônia só ocorrerá quando forem observados altos valores de pH (acima de 8) e elevadas temperaturas da água (acima de 30°C).

Desta maneira, considerando que o pH dos pesqueiros foi em média levemente ácido no período chuvoso e neutro no período seco e que os valores médios de temperatura da água foram de $27,1^\circ\text{C}$ na chuva e $22,3^\circ\text{C}$ na seca, acreditamos que a maior parte da concentração do nitrogênio amoniacal total amostrado nos pesqueiros é composto por amônio.

O fósforo é um elemento indispensável ao crescimento das algas, pois faz parte da composição de importantes compostos celulares diretamente ligados ao armazenamento de energia da célula, como ATP e GTP. Além disso, o fósforo faz parte da composição de ácidos nucleicos, fosfolipídeos, nucleotídeos, fosfoproteínas, dentre outros (Esteves 1998). O referido autor ainda relata que toda forma de fósforo presente em águas naturais encontra-se sob a forma de fosfatos e que, do ponto de vista limnológico, todas frações de fósforo são importantes, no entanto, o ortofosfato (PO_4^{3-}) é a fração que assume maior relevância por ser a principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos.

A presença de ortofosfato na água depende da densidade e da atividade dos organismos, especialmente dos fitoplanctônicos e das macrófitas aquáticas os quais podem, durante a fotossíntese, assimilar grandes quantidades desses íons. Além disso, em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente fazendo com que o ortofosfato (PO_4^{3-}) seja assimilado mais rapidamente e incorporado à sua biomassa (Esteves 1998).

Com relação aos resultados obtidos, a concentração de fósforo total nos pesqueiros amostrados nos permite afirmar que 100% destes apresentaram valores até 25 vezes acima do recomendado pela Resolução Conama 020/86 (figuras 43 e 44). Esta situação deve-se provavelmente a diversos fatores, entre eles destacam-se: o elevado aporte desse elemento advindo do arraçoamento e a sua intensa liberação na coluna d'água como consequência da degradação da matéria orgânica advinda de organismos mortos, inclusive as algas. Este último fato pode ser sustentado pelas altas concentrações de feofitina registradas para os pesqueiros. Ainda, o revolvimento do sedimento pelos peixes seria capaz de fazer com que estes nutrientes retornassem à coluna d'água já que estes ambientes geralmente são de pouca profundidade.

Teichart-Coddington & Phelps (1989) observaram que em pesqueiros onde ocorre baixa renovação de água há tendência à maior concentração de fósforo.

Lopes (2000), registrou valores médios de $15 \mu\text{g L}^{-1}$ para o ortofosfato e $6 \mu\text{g L}^{-1}$ para o fósforo total. Matsuzaki et al. (2004), registraram valores de $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$ para o fósforo total, tanto na seca quanto na chuva. Dessa forma, ressalta-se que em ambos os estudos a concentração de fósforo total também esteve acima do recomendado pela Resolução Conama 020/86, que permite concentração de fósforo total de até $0,025 \text{ mg L}^{-1}$.

Sendo a clorofila *a* um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode indicar a quantidade de biomassa do fitoplâncton (Esteves 1998).

De acordo com Wetzel (2001), quando se utilizam os pigmentos fotossintéticos para se estimar a biomassa do fitoplâncton é da máxima importância salientar que existem parcela significativa de células de algas que já não são mais viáveis na coluna d'água, isto é, passaram a constituir detritos particulados em vários estados de decomposição, formando desta forma os feopigmentos. O referido autor comentou que para o Lago Lawrence, USA, a distribuição dos feopigmentos ao longo do ano chega a ser igual ou mesmo superior aos valores de clorofila *a*.

Os pesqueiros amostrados apresentaram valores médios de feofitina superiores aos valores médios de clorofila *a* nos dois períodos amostrados. Tanto a clorofila *a* quanto a feofitina apresentaram valores mais elevados no período seco, corroborando com os valores médios mais elevados para o pH, oxigênio e nutrientes, neste mesmo período (figuras 22 e 23 e tabelas 9 e 10).

Moura (1996) e Tucci (2002), estudando o Lago das Garças, Falco (2000) estudando o Reservatório de Salto Grande, Delazari-Barroso (2000) estudando o Reservatório Duas Bocas e Lopes (1999) estudando o Lago do Instituto Astronômico e Geofísico (IAG), também encontraram situação onde a concentração da clorofila *a* foi inversamente proporcional à concentração de feofitina em alguns pontos estudados, assim como ocorreu nos pesqueiros.

Como era de se esperar, os valores de clorofila *a* obtidos nos pesqueiros se aproximam mais dos valores mencionados por Moura (1996) e Tucci (2002) para o Lago das Garças que é um ambiente eutrófico, do que dos valores encontrados por Lopes (1999) que estudou o Lago do IAG, um ambiente oligotrófico.

De forma geral, é possível observar que a ação antrópica influenciou a dinâmica da comunidade fitoplanctônica tanto quanto a sazonalidade ou até mais, e as variáveis abióticas pouco variaram entre os dois períodos amostrados.

Em relação à comunidade fitoplanctônica, foram identificados 386 táxons para o período seco e 397 táxons para o período chuvoso distribuídos em nove classes, indicando considerável riqueza de espécies, nos dois períodos, com pequena vantagem para o período chuvoso (tabela 11).

Lopes (1999), estudando um lago oligotrófico de São Paulo, observou que nos dois períodos amostrados, seco e chuvoso, ocorreram as mesmas classes de algas, como nos pesqueiros amostrados no presente estudo. Tanto Lopes (1999) quanto Silva (1995), Moura (1996) e Carvalho (2003), observaram maior riqueza de espécies no período chuvoso.

Em relação ao presente estudo, acredita-se que a riqueza de espécies foi maior na chuva em decorrência de temperaturas mais elevadas e disponibilidade de nutrientes. Segundo Matsuzaki et al. (2004), que estudaram um pesqueiro da Região Metropolitana de São Paulo, nos períodos de temperaturas mais elevadas, principalmente em dezembro, o número de espécies encontradas foi maior do que nos outros períodos. De acordo com Margalef (1983), a velocidade dos processos orgânicos depende da temperatura e, dessa forma, temperatura mais elevada aliada a fatores tais como disponibilidade de nutrientes e oxigênio, aumentaria a velocidade da taxa de crescimento do fitoplâncton.

Do total de táxons identificados, a classe Chlorophyceae foi a que apresentou maior riqueza, contribuindo com 53% deste total no período seco e 49% no chuvoso. A classe

Cyanobacteria foi a segunda em representatividade, com 69 táxons (18%) no período seco e 93 (23%) no chuvoso. As demais classes juntas contribuíram com 29% na seca e 27% na chuva (figuras 24 e 25 e tabela 11).

Em ambientes tropicais e eutróficos, a classe Chlorophyceae contribui com grande número de espécies, conforme já demonstrado por diversos autores, tais como: Huszar 1994, Marinho 1994, Silva 1995, Sant' Anna et al. 1989, Beyruth 1996, Moura 1996, Sant' Anna et al. 1997, Calijuri 1999, Falco 2000, Tucci 2002, Carvalho 2003 e Matsuzaki et al. 2004.

Matsuzaki et al. (2004), que realizaram estudo qualitativo da comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro da RMSP, ao longo de um ano, concluiu que as classes mais comuns eram Chlorophyceae e Cyanobacteria, incluindo aí a ocorrência de algumas espécies potencialmente tóxicas de cianobactérias, sobretudo na primavera e verão, o que corrobora os resultados obtidos para os 20 pesqueiros nas duas épocas estudadas. Assim, parece que ambientes rasos e eutrofizados apresentam maior riqueza destes grupos fitoplanctônicos.

A classe Cyanobacteria esteve representada qualitativamente por três Ordens, de modo que tanto na seca quanto na chuva, a Ordem Chroococcales contribuiu com maior riqueza, seguida pelas demais, Oscillatoriales e Nostocales (figuras 26 e 27). Delazari-Barroso (2000), estudando um ambiente oligo-mesotrófico (Reservatório Duas Bocas, ES), registrou a mesma situação encontrada nos pesqueiros em relação à classe Cyanobacteria.

Dentre os pesqueiros estudados nas duas épocas amostradas, identificou-se quatro espécies de *Microcystis*: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis*, *Microcystis protocystis* e *Microcystis wesenbergii* (tabelas 12 e 13). Durante o período seco, as espécies de *Microcystis* foram encontradas em 14 pesqueiros (tabela 12). Já no período chuvoso, 17 pesqueiros apresentaram *Microcystis* (tabela 13).

Microcystis aeruginosa, considerada espécie cosmopolita e amplamente distribuída em corpos d' água brasileiros (Bittencourt-Oliveira 2000, Sant' Anna & Azevedo 2000), já foi registrada em inúmeros trabalhos, tais como Komárková et al. 1986, Komárek 1991, Branco & Senna 1994, Komárková 1995, Moura 1996, Nogueira 1997, Sant' Anna et al. 1997, Goodwin 1997, Costa 1998, Calijuri et al. 1999, Matthiensen et al. 1999, Porfírio et al. 1999, Vasconcelos 1999, Falco 2000, Sant' Anna & Azevedo 2000, Marinho & Huszar 2002, Tucci 2002, Werner 2002, Carvalho 2003, Stoyneva 2003, Sant' Anna et al. 2004, Sanchis et al. 2004, entre outros.

Embora bem mais restrita em termos de ocorrência, *Microcystis wesenbergii* já foi citada no Brasil, por diversos autores como Werner (2002), Sant' Anna & Azevedo (2000), Sant' Anna et al. (1997) e Carvalho (2003). De acordo com Komárek (1996), citado por Komárek & Keršner (2000), *Microcystis wesenbergii* é uma espécie de cianobacteria bastante comum, porém, não formadora de florações. Entretanto, apesar de não ser comum, *Microcystis wesenbergii* foi caracterizada como espécie dominante e formadora de floração em um reservatório eutrófico da República Tcheca (Komárek & Keršner 2000).

Observando as tabelas 12 e 13 podemos verificar que no período seco, *Microcystis protocystis* e *Microcystis wesenbergii* apresentaram maior distribuição, ocorrendo ambas as espécies em oito pesqueiros, já no período chuvoso, *Microcystis wesenbergii* foi a espécie com maior distribuição, ocorrendo em 13 pesqueiros.

De acordo com Komárek et al. (2002), tanto *Microcystis protocystis* quanto *Microcystis panniformis* não ocorrem em região temperada e estão amplamente distribuídas nos trópicos. Segundo estes autores, *Microcystis protocystis* ocorre em reservatórios com características meso a eutróficas e *Microcystis panniformis* em ambientes eutróficos e ambas são potencialmente produtoras de toxinas. Dessa forma, seria de se esperar que ambas as espécies ocorressem nos pesqueiros estudados, já que são ambientes eutróficos e com boa diversidade fitoplanctônica. Tal

fato é verdadeiro para *Microcystis protocystis*, bem distribuída nos dois períodos amostrados (ocorrência em 40 a 45% dos pesqueiros), no entanto *Microcystis panniformis* ocorreu apenas em poucos pesqueiros (tabelas 12 e 13).

Segundo Sant' Anna (com. pessoal), *Microcystis protocystis* é uma espécie que apenas recentemente começou a ser registrada no Brasil, mas que já apresenta boa distribuição, principalmente no Estado de São Paulo. Mais recente ainda é o registro de *Microcystis panniformis*, espécie descrita por Komárek et al. (2002) a partir de material brasileiro. Komárek et al. (2002), ainda relatam que pouco se conhece sobre a ecologia de *Microcystis protocystis* e *Microcystis panniformis*. Segundo Sant' Anna & Azevedo (2000), *Microcystis aeruginosa* é a espécie do gênero mais bem conhecida em termos ecológicos.

É importante ressaltar que, no presente estudo, grupos de cianobactérias como *Aphanocapsa* (prancha III, anexa), *Merismopedia* e *Synechococcus*, considerados por Komárek (2003) comuns em águas rasas e eutrofizadas, foram bastante importantes para a dinâmica dos pesqueiros e foram os principais competidores em relação às espécies de *Microcystis*.

De acordo com Calijuri (1999), alterações na composição e abundância da comunidade fitoplantônica podem ser provocadas pela variabilidade ambiental que, atuando com frequências e intensidades variáveis, podem apresentar-se como perturbação que irá então modificar o caráter qualitativo e quantitativo da biota, selecionando espécies através de mecanismos competitivos.

Chlorophyceae foi a classe que mais contribuiu em termos de densidade nas duas épocas amostradas (44% na seca e 56% na chuva), seguida pela classe Cyanobacteria que contribuiu com 31% da densidade total nas duas épocas amostradas. As demais classes, ou seja, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Xanthophyceae, Chrysophyceae e Dynophyceae, contribuíram com 25% na seca e 13% na chuva da densidade total (figuras 28 e 29).

Também em relação às espécies abundantes e dominantes, a classe Chlorophyceae destacou-se nos dois períodos amostrados, Cyanophyceae aparece na seqüência (figuras 40 e 41).

É importante ressaltar que dentre todas as Ordens de cianobactérias encontradas nos pesqueiros, as Chroococcales dominaram em relação a número de táxons, densidade, abundância e frequência de ocorrência (figuras 26 e 27 e tabela 14).

Komárek & Cronberg (2001), estudando dois lagos de pesca da África, observaram que um dos lagos era hipereutrófico e caracterizado por freqüentes florações de cianobactérias e também de clorofíceas. No outro, não foram observadas florações e foi grande a diversidade algácea com presença de muitas cianobactérias e também clorofíceas. No presente trabalho, a situação registrada em relação à comunidade fitoplanctônica foi bastante semelhante à descrita por Komárek & Cronberg (2001) para o mesmo tipo de ambiente, ou seja, em condições bastante eutróficas as cianobactérias e clorofíceas destacam-se.

As clorofíceas que em geral são destituídas de capacidade própria de movimentação no ambiente, são dependentes da turbulência da água para se manter em suspensão na massa d' água e exibem maiores taxas de crescimento da população em ambientes de águas turbulentas (Haphey-Wood 1988).

Ferragut (2004), em um estudo experimental sobre os efeitos do enriquecimento artificial por nitrogênio e fósforo sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica realizados em um lago oligotrófico, relatou que a adição isolada (+P) e combinada (+NP) de fósforo estimulou as clorofíceas em densidade e riqueza de espécies. Em geral, as clorofíceas dependem da oferta adequada de nutrientes para atingir taxa ótima de crescimento (Haphey-Wood 1988) pois possuem elevada taxa de crescimento e perdas e, conseqüentemente, exigem grande demanda de nutrientes (Reynolds 1984).

Acredita-se, dessa forma, que a turbulência que ocorre nos pesqueiros, que são lagos rasos (em média 1,1 a 1,5 m de profundidade), e a grande disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo, sejam os fatores que favoreceram a diversidade e densidade das clorofíceas nestes ambientes. De acordo com Jensen et al. (1994), que estudaram o impacto dos nutrientes sobre a comunidade fitoplanctônica em lagos rasos, altas concentrações de fósforo total favorecem o crescimento das clorofíceas, concentrações intermediárias favorecem as cianobactérias não-heterocitadas e baixas concentrações favorecem as cianobactérias heterocitadas, resultados que concordam com aqueles registrados no presente trabalho.

As cianobactérias são comuns a muitos ambientes aquáticos e isso deve-se às condições climáticas e meteorológicas que influenciam o grau de estratificação e mistura da coluna d' água, bem como a disponibilidade de luz e nutrientes (Sandgren, 1988; Oliver & Ganf, 2000).

Desse modo, os seguintes fatores propiciam o desenvolvimento das cianobactérias: temperatura da água acima de 20 °C; ambientes com pouca luminosidade, pois têm requereimento luminoso mais baixo que as algas eucariontes; ambientes com baixas razões NT/PT; presença de aerótopos que auxiliam no deslocamento na coluna d' água; pouca herbivoria pelo zooplâncton; necessidade de baixa concentração de CO₂; capacidade de armazenar fósforo eficientemente. Este conjunto de fatores fornece ao grupo grande vantagem competitiva (Oliver & Ganf, 2000).

Desta maneira, conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água torna-se importante, pois são elementos a serem considerados na avaliação da qualidade do sistema influenciando diretamente a composição e distribuição do fitoplâncton.

Neste sentido, pode ser observado por meio da análise da figura 45, que para o período seco, os fatores ambientais que estiveram mais relacionados às unidades amostrais, que são os pesqueiros, foram o pH e o Oxigênio Dissolvido. Estes fatores estão relacionados com a quantidade de íons de

hidrogênio dissolvidos na água e também com a maior atividade fotossintética realizada pelo fitoplâncton.

Tem sido bem documentado que as cianobactérias têm preferência por águas neutras a alcalinas, e que são rapidamente substituídas por fitoplâncton eucariótico (particularmente crisofíceas e clorofíceas) sob condições ácidas (Paerl, 1988).

Shapiro (1973), observou que as cianobactérias são mais eficientes ao utilizar baixas concentrações de CO_2 que as algas verdes. Desse modo, como a produtividade aumenta com o incremento dos nutrientes e o CO_2 decai como reflexo do pH aumentado, as cianobactérias tornar-se-iam dominantes. Fogg et al. (1973) e Jensen et al. (1994) concordam com Shapiro (1973), e relatam situação semelhante, ou seja, sob condições de alto pH, a habilidade das cianobactérias em usar o CO_2 em níveis muito baixos e também o CO_3 , as tornam capazes de dominar as algas eucariotas. Entretanto, posteriormente, Shapiro (1990) admitiu que não só as cianobactérias mas também algumas algas eucariotas estão adaptadas a ambientes com baixas concentrações de CO_2 .

O que pode ser observado por meio dos resultados referentes aos fatores abióticos é que na maioria dos pesqueiros o pH esteve dentro da neutralidade e o carbono, em função disto e também da calagem, provavelmente não foi limitante, assim como os nutrientes. Dessa forma, condições de estresse estiveram ausentes e as cianobactérias, inclusive *Microcystis* têm preferência por ambientes com grande redução dos nutrientes e estabilidade física da coluna d' água o que não ocorre nos pesqueiros. Por estas características foram consideradas por Odum (1988) e Reynolds (1988b) K ou S estrategistas, respectivamente.

A Análise de Componentes Principais (figura 45) nos mostra que, no período chuvoso, o fator ambiental mais relacionado às unidades amostrais foi a temperatura da água que mostrou-se mais elevada do que no período de seca, o que era de se esperar já que esta variável está relacionada à sazonalidade.

Analisando a figura 45 sobre outro ponto de vista, ou seja, com as unidades amostrais não agrupadas pela sazonalidade, pode-se visualizar que 50% dos pesqueiros agruparam-se em função das seguintes variáveis ambientais: alcalinidade, dureza, cálcio, condutividade, fósforo total, feofitina e clorofila *a*, o que estaria indicando que nestes pesqueiros a produtividade é alta, a calagem é freqüente assim como o arraçoamento e os valores de condutividade elétrica são mais elevados, provavelmente em consequência da ação antrópica mais pronunciada.

Em geral, as concentrações dos nutrientes amostrados foram mais elevadas no período seco (tabelas 7 e 8). Acreditamos que esta situação deva-se à baixa renovação da água. Os proprietários dos pesqueiros geralmente retêm a água nos lagos no período de seca, fazendo com que haja a concentração dos nutrientes, já no período de chuvas mais constantes a renovação da água torna-se mais freqüente. Dessa forma, esta situação acaba promovendo grande produtividade por parte do fitoplâncton na época seca e, por isto, neste período obtivemos valores mais elevados para o oxigênio e pH (figura 45), mostrando que a ação do homem influencia na sazonalidade. Ainda, em virtude deste tipo de manejo, as diferenças de densidade e biomassa, entre os dois períodos, para o gênero *Microcystis* foram pequenas, quando esperava-se diferença maior já que o período chuvoso, na maioria das vezes, favorece o grupo.

A Análise de Componentes Principais, efetuada para os parâmetros abióticos, ainda nos mostra que cerca de 40% dos pesqueiros amostrados na seca e na chuva estiveram agrupados em função de apresentarem as maiores concentrações de fósforo total. Entretanto, como já foi dito, todos os pesqueiros apresentam concentrações de fósforo total acima do recomendado. De acordo com Wetzel (2001), ambientes com altas concentrações de fósforo total caracterizam sistemas altamente produtivos, com tendência à eutrofização. Esta entrada constante de fósforo total nos tanques é provavelmente o principal desencadeador da eutrofização nestes ambientes que, por sua vez, foram em sua maioria caracterizados como ambientes eutróficos (figura 42 e tabela 15).

Segundo Petterson et al. (1993), o armazenamento de fósforo pelas cianobactérias e em especial por *Microcystis* é um dos fatores que permitem sua dominância sobre outros grupos do fitoplâncton.

Dentre a classe Cyanobacteria, particularmente as espécies de *Microcystis*, podem ter assimilado o ortofosfato da coluna d' água dos pesqueiros, já que estão contribuindo com elevada biomassa, pois as figuras 20 e 21 mostram que as concentrações de fósforo total foram bem altas nos pesqueiros, enquanto que as concentrações de ortofosfato estavam reduzidas. Além do mais, de acordo com Kromkamp et al. (1989), o gênero *Microcystis* tem alta capacidade de assimilar fósforo, além de usa-lo eficientemente.

Acredita-se que os constantes arraçoamentos, cujo objetivo é fazer com que os peixes ganhem peso, mais as iscas introduzidas pelos pescadores e que porventura não são consumidas, acabam aumentando ainda mais o enriquecimento da água em termos de nutrientes. Já a calagem, método comumente utilizado em pesqueiros e tanques de cultivo promove a diminuição da turbidez, aumenta a disponibilidade de carbono e equilibra o pH. Isto pode ser observado através das análises de variáveis ambientais que inclui nutrientes nitrogenados e fosfatados, mais as análises de cálcio, dureza total, condutividade e alcalinidade (figuras 13, 14 e 17-21).

Dessa maneira, acredita-se que a eutrofização destes ambientes, esteja diretamente relacionada ao uso inadequado das rações (tanto em qualidade quanto em quantidade) sem considerar as relações entre volume, área, tempo de residência, quantidade e qualidade dos peixes.

Muitas alterações que ocorrem na estrutura da comunidade fitoplanctônica estão relacionadas ao aumento da carga de nutrientes (fontes internas ou externas), com diferenças interespecíficas na taxa de assimilação de cada espécie em relação à concentração externa dos nutrientes. Estas diferenças podem estar relacionadas à velocidade de assimilação ou à concentração

necessária de determinados nutrientes, o que resultaria em diferentes respostas entre as espécies, em virtude da adaptação à amplitude do habitat descrito pelo grau de trofia (Reynolds 1998).

Segundo Paerl (1988), as cianobactérias e, em especial *Microcystis*, predominantes em reservatórios eutróficos/hipereutróficos, apresentam um conjunto de características morfológicas, fisiológicas e comportamentais que as tornam um grupo extremamente oportunista.

Microcystis é um dos gêneros de cianobactérias mais bem conhecidos. Muitas espécies ocorrem durante todo o ano nas regiões tropicais devido à luz e temperaturas constantes. São formadoras de florações em condições eutróficas, caracterizadas por estabilidade química e térmica, baixa turbulência e irradiância. Apresentam baixo crescimento em águas ácidas, salinas, turbulentas e não estratificadas (Sandgren, 1988; Komárek, 2003).

Reynolds (1987) e Steinberg and Hatmann (1988) sugerem que a eutrofização, especialmente por fósforo, freqüentemente resulta num aumento da diversidade da comunidade fitoplanctônica em direção às cianobactérias formadoras de florações, como o gênero *Microcystis*. De acordo com Oliver & Ganf (2000), em um lago onde foi constante a descarga de nutrientes advindos da agricultura, houve aumento das florações de *Microcystis aeruginosa*.

Outro caso estudado por Thornton (1982) e citado por Oliver & Ganf (2000), relata que a eutrofização antropogênica causada pela introdução de nitrogênio e fósforo em concentrações 5 a 10 vezes mais elevadas do que em condições naturais, favoreceu o domínio de *Microcystis aeruginosa*.

As figuras 30 e 31 fazem comparação entre as densidades do gênero *Microcystis* com as densidades das demais cianobactérias, para cada um dos pesqueiros amostrados nas duas épocas. Em ambos os períodos amostrados não houve dominância de nenhuma das espécies do gênero. Vale ressaltar que o período chuvoso apresentou maior densidade para o gênero e maior distribuição (figuras 32 e 33).

As espécies de *Microcystis* foram bastante frequentes, ocorrendo em 70% dos pesqueiros na seca e 85% na chuva. Apresentaram maior abundância no período chuvoso e não foram dominantes em nenhum dos pesqueiros amostrados (tabela 14).

Há grande número de trabalhos que relatam a redução do crescimento de *Microcystis aeruginosa* em função da turbulência (Toetz 1981, Reynolds et al. 1984, Visser et al. 1996 citados por Oliver & Ganf 2000). Oliver & Ganf (2000) observaram em um lago hipereutrófico dominado por *Microcystis* no verão, que a instalação de um processo de mistura artificial favoreceu algas eucariótas como clorofíceas (*Scenedesmus*), diatomáceas e flagelados.

Calijuri (1999) atribuiu a dominância de *Microcystis aeruginosa* às elevadas concentrações de nutrientes e à predominância da estabilidade física da coluna d' água. Michard et al. (1996), estudando um reservatório hipereutrófico na França, também constataram que períodos com maior turbulência e maiores fluxos de água, promoviam diminuição na dominância de *Microcystis aeruginosa* que aumentava conforme aumentava a estabilidade do sistema.

Kohler (1992), citado por Oliver & Ganf (2000), estudando a dinâmica de *Microcystis* em um reservatório hipereutrófico, concluiu que o crescimento de *Microcystis*, principalmente *Microcystis aeruginosa*, foi restrito aos períodos em que a coluna d' água esteve estratificada.

De acordo com Oliver & Ganf (2000), estudos sugerem que certas cianobactérias, como por exemplo *Microcystis*, levam cerca de dois dias para se adaptarem à altas irradiâncias e que as algas verdes, como *Scenedesmus*, adaptam-se mais rapidamente o que se reflete no crescimento da população. Esta situação explica porque espécies de *Scenedesmus* podem vir a dominar ambientes túrbidos, turbulentos e rasos, como é o caso da maioria dos pesqueiros onde a densidade das clorofíceas é alta nos dois períodos amostrados.

Segundo Jensen et al. (1994), as baixas concentrações de nitrogênio inorgânico favorecem o crescimento e dominância de *Microcystis*. Os resultados aqui descritos permitem inferir que as

concentrações de nutrientes foram altas nos dois períodos amostrados, principalmente em resposta aos processos de arrasto e fertilização. Desta forma, acreditamos que não houve, de maneira geral, limitação por nutrientes, situação que pode em parte ter desfavorecido as espécies de *Microcystis* em termos de dominância.

Embora não tenha sido possível medir o tempo de residência dos lagos, os proprietários dos pesqueiros abrem constantemente as comportas dos lagos na tentativa de evitar acúmulo de algas na superfície da água e conseqüente turbidez. Provavelmente, este tipo de manejo deve ter interferido na adaptação e permanência das espécies de *Microcystis* na coluna d' água.

Pode-se inferir também que as espécies de *Microcystis* talvez não tenham sido dominantes devido, dentre outros fatores, a pouca estabilidade térmica e acentuada turbulência destes ambientes que são rasos em sua maioria. Assim, o vento por exemplo, poderia ser um dos fatores que estariam propiciando processos de mistura e, nesta situação, a regulação da flutuação pelos aerótopos é ineficaz (Sandgren, 1988).

De acordo com Klemer et al. (1996) a limitação de carbono facilita a flutuação, pois evita o colapso dos aerótopos em *Microcystis aeruginosa* devido ao acúmulo de carboidrato advindo da fotossíntese. Nos pesqueiros amostrados, pudemos observar através da análise estatística (figura 45) e também das figuras 13 e 14 que provavelmente o carbono foi abundante nos sistemas e talvez o acúmulo de carboidrato pelas *Microcystis* que, por sua vez, promove o aumento da densidade das colônias e colapso dos aerótopos, não tenha permitido que se mantivessem na camada superficial, favorecendo a sedimentação.

Desta forma, os gêneros com ausência de aerótopos, como é o caso de *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e *Synechococcus* bem representados quali e quantitativamente, são favorecidos. Segundo (Komárek, 2003), estes grupos são comuns em ambientes meso e eutróficos, mas raramente produzem biomassa substancial por se tratar, na maioria das vezes, de organismos com

células picoplanctônicas. De acordo com Carvalho (2003), que estudou a comunidade fitoplanctônica de seis reservatórios de São Paulo, algumas espécies de *Aphanocapsa* e *Synechococcus* foram bastante comuns em alguns destes reservatórios.

As populações de *Synechococcus* tendem a predominar em ambientes profundos e largos com características oligo-mesotróficas, enquanto que *Aphanocapsa* e *Merismopedia*, são encontradas em ambientes rasos de águas quentes e ricas em nutrientes, principalmente no verão. Os três grupos adaptam-se muito bem a uma ampla gama de intensidade luminosa. As suas perdas estão diretamente relacionadas à herbivoria pelo zooplâncton. São comuns em ambientes neutros a ligeiramente alcalinos (Stockner et al. 2000).

Além disso, estes organismos ditos “não formadores de florações”, são comuns e abundantes em todo o mundo, no entanto, pouco se sabe sobre seus aspectos ecológicos (Stockner et al. 2000). Os mesmos autores ainda relatam que tanto *Aphanocapsa* quanto *Merismopedia* podem ocorrer juntamente com outras cianobactérias maiores como *Microcystis*. Além disso, são comuns em ambientes não limitados por fósforo.

Em relação às espécies de *Microcystis* que ocorreram nos pesqueiros na época seca, observa-se na figura 34 que *Microcystis protocystis* foi a que contribuiu com maior densidade (37%), seguida por *Microcystis aeruginosa* (32%) e *Microcystis wesenbergii* (31%). Na época chuvosa, *Microcystis aeruginosa* contribuiu com 44% da densidade total do gênero, *Microcystis protocystis* com 28%, *Microcystis wesenbergii* com 27% e *Microcystis panniformis* com 1% (figura 35).

Desta maneira, verifica-se que *Microcystis protocystis* foi a espécie com maior densidade no período de seca e *Microcystis aeruginosa* no de chuva (figura 38). *Microcystis protocystis* e *Microcystis wesenbergii* foram as espécies com maior distribuição no período seco e *Microcystis wesenbergii* a espécie com maior distribuição no período chuvoso (tabelas 12 e 13).

Podemos observar através das figuras 36 e 37 que em termos de biomassa, a situação em parte se inverte, ou seja, *Microcystis aeruginosa* contribui com maior biomassa nos dois períodos amostrados. Como foi dito anteriormente, no período seco *Microcystis protocystis* contribuiu com maior densidade, mas quando a densidade foi convertida à biomassa, *Microcystis protocystis* é superada por *Microcystis aeruginosa*, isto porque o volume de suas colônias (sem considerar a mucilagem) foi superior ao volume das colônias de *Microcystis protocystis*. Desta maneira, *Microcystis aeruginosa* foi a espécie do gênero que mais contribuiu em termos de biomassa (figura 39).

A Análise de Componentes Principais, apresentada na figura 46, mostra a relação entre a densidade das espécies de *Microcystis* e as espécies de cianobactérias que se mostraram importantes (abundantes ou dominantes) e as unidades amostrais. Assim, fica evidente que, em relação à densidade, as espécies de *Aphanocapsa*, *Merismopedia tenuissima* e *Synechococcus sp.* mostram-se mais importantes para o sistema. Dentre as espécies de *Microcystis*, apenas *Microcystis protocystis* aparece nesta análise de componentes principais, com alta significância.

Quando analisamos o biovolume destas mesmas espécies, observamos que a situação em parte se inverte, ou seja, as espécies de cianobactérias que se mostraram importantes (abundantes ou dominantes) mas que apresentam tamanho reduzido (células picoplanctônicas em sua maioria) têm por sua vez biomassa reduzida. Por outro lado, as espécies de *Microcystis* (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis protocystis* e *Microcystis wesenbergii*), apesar de não apresentarem densidades tão elevadas quanto às demais espécies citadas, contribuem com elevada biomassa para 85% dos pesqueiros, em pelo menos uma das duas épocas amostradas (figura 47).

Desta maneira, podemos afirmar que apesar da maioria das espécies de *Microcystis* apresentarem baixa densidade nos pesqueiros (com exceção à *Microcystis protocystis*), elas estão

contribuindo com elevada biomassa, provavelmente contribuindo significativamente para a taxa fotossintética e dinâmica do sistema.

Outra questão importante, relacionada à presença de espécies de *Microcystis* nos pesqueiros, diz respeito à toxicidade. Testes realizados com kits (Elisa) para amostras do período chuvoso mostraram que 60% dos pesqueiros responderam positivamente a presença de microcistina na água (C.T.J. Mercante, comunicação pessoal). Outro tipo de análise (Teste de Microcistina por Placa – Beacon), realizada com cepas de *Microcystis* isoladas de pesqueiros amostrados na época seca, também detectou a presença de microcistinas (R.Y. Honda, comunicação pessoal). Estes dados reforçam ainda mais a importância de se conhecer as espécies de *Microcystis* e sua dinâmica nestes ambientes, mesmo quando em baixas densidades, considerando que as microcistinas acumulam-se na musculatura do peixe e que a pesca recreativa atrai cada vez mais a população.

A partir das informações apresentadas neste trabalho, consideramos que não houve diferenças qualitativas nas populações de *Microcystis* encontradas nos pesqueiros, nas duas épocas amostradas. Entretanto, apesar de terem ocorrido as mesmas espécies nos dois períodos amostrados, o período chuvoso apresentou maior densidade, biomassa, distribuição e frequência para o gênero. Deve ser ressaltado ainda que a ação antrópica foi um fator fundamental para a dinâmica destes sistemas.

Desta forma, é importante mencionar que algumas medidas que visem o controle adequado tanto do uso das rações (qualidade e quantidade) quanto da calagem são de fundamental importância na manutenção de boa qualidade da água, trazendo benefícios à saúde dos peixes, ao meio ambiente e evitando perdas financeiras aos proprietários. Além disso, o controle adequado do tempo de retenção da água nos sistemas é uma medida que auxiliaria a manutenção da qualidade da água. Assim, promover-se-ia o desaceleramento da eutrofização e, conseqüentemente, haveria menor probabilidade de ocorrência de florações de algas e cianobactérias.

7. CONCLUSÕES

- 1) A turbulência que ocorre nos pesqueiros, que são lagos rasos, e a grande disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo, foram os fatores que favoreceram a diversidade e densidade das clorofíceas nestes ambientes.
- 2) Em ambos os períodos amostrados não houve dominância de nenhuma das espécies do gênero *Microcystis*. O período chuvoso apresentou maior densidade e biomassa para o gênero e maior distribuição. Além disso, as espécies de *Microcystis* foram bastante freqüentes, ocorrendo em 70% dos pesqueiros na seca e 85% na chuva.
- 3) Com base nos resultados apresentados, alguns fatores desfavoreceram a dominância das espécies de *Microcystis*, tais como:
 - Ausência de condições de estresse em termos de N e P. As cianobactérias, inclusive *Microcystis*, têm preferência por ambientes com redução dos nutrientes e estabilidade física da coluna d' água, o que não ocorre nos pesqueiros.

- Abertura constante das comportas dos pesqueiros, como forma de evitar acúmulo de algas na superfície da água e conseqüente turbidez dos lagos, deve ter interferido na adaptação e permanência das espécies de *Microcystis* na coluna d' água.
 - Pouca estabilidade térmica e acentuada turbulência destes ambientes, que são rasos em sua maioria, tornam ineficaz a regulação da flutuação pelos aerótopos.
- 4) Os gêneros com ausência de aerótopos, como é o caso de *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e *Synechococcus*, bem representados quali e quantitativamente, foram favorecidos, mas raramente produzem biomassa substancial.
- 5) *Microcystis protocystis* foi a espécie com maior densidade no período de seca e *Microcystis aeruginosa* no de chuva. *Microcystis protocystis* e *Microcystis wesenbergii* foram as espécies com maior distribuição no período seco e *Microcystis wesenbergii* a espécie com maior distribuição no período chuvoso. Em termos de biomassa, *Microcystis aeruginosa* contribui com maior porcentagem nos dois períodos amostrados.
- 6) Em relação à densidade, as espécies de *Aphanocapsa*, *Merismopedia tenuissima* e *Synechococcus sp.* mostraram-se mais importantes para o sistema. Dentre as espécies de *Microcystis*, apenas *Microcystis protocystis* apareceu na análise de componentes principais, com alta significância.
- 7) Em relação ao biovolume, a situação modificou-se, ou seja, as espécies de cianobactérias que se mostraram importantes em termos de densidade, picoplanctônicas em sua maioria, têm biomassa reduzida. Por outro lado, as espécies de *Microcystis* (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis protocystis* e *Microcystis wesenbergii*), apesar de não terem apresentado densidades tão elevadas quanto às demais espécies citadas, contribuíram com elevada biomassa para 85% dos pesqueiros em pelo menos uma das duas épocas amostradas, provavelmente contribuindo significativamente para a taxa fotossintética e dinâmica do sistema.

-
- 8) Testes de toxicidade realizados com amostras de água e também com cepas de *Microcystis* responderam positivamente à presença de microcistina, dados que reforçam ainda mais a importância de se conhecer as espécies de *Microcystis* e sua dinâmica nestes ambientes, mesmo quando em baixas densidades, considerando que as microcistinas acumulam-se na musculatura do peixe e que a pesca recreativa atrai cada vez mais a população.
- 9) Algumas medidas que visem o controle adequado tanto do uso das rações (qualidade e quantidade) quanto da calagem, são de fundamental importância na manutenção da boa qualidade da água. Assim, promover-se-ia o desaceleramento da eutrofização e, conseqüentemente, haveria menor probabilidade de ocorrência de florações de algas e cianobactérias.

8. RESUMO

RESUMO – (Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil). Considerando que o gênero *Microcystis* é amplamente distribuído em corpos d'água eutrofizados, que as suas florações são quase sempre tóxicas, que as microcistinas acumulam-se na musculatura do peixe e que as informações sobre estes organismos em sistemas destinados à pesca e lazer são quase inexistentes, nosso objetivo é o conhecimento das espécies de *Microcystis* que ocorrem nestes pesqueiros, bem como suas relações com fatores ambientais. Assim, amostrou-se vinte pesqueiros localizados na RMSP, em duas épocas do ano: seca e chuva. Foram medidos parâmetros climatológicos, físicos, químicos e biológicos. A análise qualitativa das populações de *Microcystis* foi realizada em microscópio óptico binocular. A análise quantitativa baseou-se em Utermöhl e a densidade foi calculada em número de organismos (org.mL^{-1}). Para o biovolume multiplicou-se as densidades de cada espécie pelo seu volume. Aplicou-se Carlson modificado na caracterização trófica. Identificou-se no presente trabalho quatro espécies de *Microcystis*: *M. aeruginosa*, *M. protocystis*, *M. wesenbergii* e *M. panniformis*. Outras cianobactérias

encontradas freqüentemente em altas densidades foram *Aphanocapsa holsatica*, *A. elachista*, *Merismopedia tenuissima* e *Synechococcus* sp. Houve diferenças quali e quantitativas nas populações de *Microcystis* entre as duas épocas amostradas. Apesar destas populações apresentarem baixas densidades, provavelmente devido à turbulência, ausência de estratificação e abundância de nutrientes, contribuíram com elevada biomassa devido ao tamanho de suas células. O período chuvoso apresentou maiores densidade, freqüência, biomassa e distribuição das espécies de *Microcystis*. A ação antrópica influenciou efetivamente a dinâmica destes sistemas e os parâmetros abióticos pouco variaram nos dois períodos amostrados.

Palavras-chave: *Microcystis*, florações, eutrofização, pesqueiros

9. ABSTRACT

ABSTRACT - (Dynamic of *Microcystis* populations (Cyanobacteria) in fishing ponds in the Metropolitan Region of São Paulo, SP, Brazil). Considering that the *Microcystis* genus is widely distributed in eutrophized water bodies, that its blooms are almost always toxic, that microcystins are accumulated in fish muscles and that information about these organisms in systems for fishing and leisure is almost inexistent, our objective is the knowledge of the *Microcystis* species occurring in these fishing ponds, as well as the relationships environmental factors. Thus, twenty fishing ponds located in RMSP were visited, in two periods of the year: dry and rainy. Climatic, physical, chemical and biological variables were measured. The qualitative analysis of the *Microcystis* populations was carried with binocular optic microscope. The quantitative analysis was based on Utermöhl's method and the density was calculated in number of organisms (org.mL⁻¹). For the biovolume, the density of each species was multiplied by its volume. The Modified Carlson Index was applied to trophic characterization. Four *Microcystis* species were identified in the present work: *M. aeruginosa*, *M. panniformis*, *M. protocystis* and *M. wesenbergii*. Other cyanobacteria

frequently found in high densities were *Aphanocapsa holsatica*, *A. elachista*, *Merismopedia tenuissima* and *Synechococcus* sp. There were qualitative and quantitative differences in the *Microcystis* populations between the two sampled periods. Although they were in low density, probably due to turbulence, absence of stratification and abundance of nutrients, they contributed to high biomass due to the size of their cells. The rainy period presented greater density, frequency, biomass and distribution of the *Microcystis* species. The human action effectively influenced the dynamics of these systems and the abiotic variables varied little in the two sampled periods.

Key words: *Microcystis*, blooms, eutrophization, fishing ponds

10. LITERATURA CITADA

- Aguiar, D.G. & Azevedo, S.M.F.O.** 1998. Effect of different nutrient concentrations on growth and hepatotoxin production by *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). Verhandlugen der Internatonalen Vereinigung fur Theorestiche und Angewandte Limnologie 26: 1657-1658.
- Ahn, C.Y.; Park, M.H.; Joung, S.H.; Kim, H.S.; Jang, K.Y. & Oh, H.M.** 2003. Growth Inhibition of Cyanobacteria by Ultrasonic Radiation: Laboratory and Enclousure Studies. Enviromental Science & Technology 37: 3031-3037.
- APHA - American Public Health Association** 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17 ed. Washington (USA), 1268 p.
- APHA - American Public Health Association** 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. Washington (USA), 1085 p.
- Azevedo, S.M.F.O.** 1998. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a Saúde Pública. Medicina On Line 1(3): 1-24.

- Beyruth, Z.** 1996. Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo 191 p.
- Beyruth, Z.; Sant'anna, C.L.; Azevedo, M.T.P. ; Carvalho, M.C. & Pereira, H.A.S.L.** 1992. Toxic algae in freshwater of São Paulo State. In: M. Cordeiro-Marino, M.T.P. Azevedo, C.L. Sant'Anna, N.Y. Tomita & E.M. Plastino. Algae and environment: A general approach. SBFic/Cetesb, São Paulo, pp. 53-64.
- Bittencourt-Oliveira, M.C.** 2000. Development of *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. (Cyanophyceae/Cyanobacteria) under cultivation and its taxonomic implications. Algological Studies 99: 29-37.
- Branco, S.M.** 1986. Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária. 3 ed. Cetesb/Ascetesb, São Paulo, 640 p.
- Branco, C.W.C. & Cavalcanti, C.G.B.** 1999. A ecologia das comunidades planctônicas no Lago Paranoá. In: R. Henry (ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais, pp. 573-593.
- Branco, C.W.C. & Senna, P.A.C.** 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. Algological Studies 75: 85-96.
- Boyd, C.** 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Birmingham Publishing Co. Alabama . Auburn University, Alabama, 482 p.
- Boyd, C.** 1992. Water quality management for ponds fish culture. 4 ed. Elsevier, Amsterdam, 318 p.
- Calijuri, M.C.** 1988. Respostas Físioecológicas da Comunidade Fitoplanctônica e Fatores Ecológicos em Ecossistemas com Diferentes Estágios de Eutrofização. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 293 p.

- Calijuri, M.C.** 1999. A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). Tese de livre docência, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Paulo 211 p.
- Carmichael, W.W.** 1994. The Toxins of Cyanobacteria. *Scientific American* 270(1): 64-72.
- Carmichael, W.W.** 1996. Toxic *Microcystis* and the enviroment. In M. F. Watanabe, K. Harada, W. W. Carmichael & H. Fujiki (eds). *Toxic Microcystis*. CRC Press, Boca Raton, pp. 1-11.
- Carmichael, W.W.; Eschedor, J.T.; Patterson, G.M.L. & Moore, R.E.** 1988. Toxicity and Parcial Structure of the Hepatotoxic Peptide Produced by the Cyanobacterium *Nodularia spumigena* Mertens emend. L575 from New Zealand. *Applied and Environmental Microbiology* 54(9): 2257-2263.
- Carmouze, J.P.** 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo e Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 253 p.
- Carvalho, M.C.** 2003. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo 130 p.
- Chorus, I. & Bartram, J.** 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. Aguide to their Public Health consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon, London, 416 p.
- Christoffersen, K.** 1996. Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia* 35: 42-50.
- Codd, G.A.** 2000. Cyanobacterial Toxins, the Perception of the Water Quality, and the Priorisation of Eutrophication Control. *Ecological Engineering* 16: 51-60.
- Codd, G.A. & Poon, G.K.** 1988. Cyanobacterial Toxins. In: L.J. Rogers & J. Gallon (eds.). *Biochemistry of the algae and Cyanobacteria*. Oxford, pp. 283-296.
- Cole, G.** 1983. Textbook of limnology. 3 ed. The C.V. Mosby Co, London, 426 p.

- Conama**–Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 020, de 18 de junho de 1986. Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. <http://www.lei.adv.br/020-86.htm>, acessado em 12/03/2002.
- Costa, M.N.** 1998. Ocorrência de *Microcystis* (Cianoprocarionte, Cyanophyceae) no período de chuvas, no reservatório de Salto Grande (Americana, SP) e variáveis físicas e químicas. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP 99 p.
- DAEE/DRH.** 2002. Características dos comitês de bacia hidrográfica no Estado de São Paulo, 25 p.
- Delazari-Barroso, A.** 2000. Comunidade fitoplanctônica do Reservatório Duas Bocas (Reserva Biológica de duas Bocas) – ES: variação vertical e temporal em duas épocas distintas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos 202 p.
- Dow, C.S. & Swoboda, U.K.** 2000. Cyanotoxins In: B.A. Whitton & M. Potts (eds.). The ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space. Kluwer academic Publishers, Dordrecht, pp. 614-627.
- Durigan, J.G., Sipaúba-Tavares, L.H., Oliveira, D.B.S.** 1992. Estudo limnológico em tanques de piscicultura. Parte I: Variação nictemeral de fatores físicos, químicos e biológicos. Acta Limnologica Brasiliensia 4: 211-223.
- Elder, G.H.; Hunter, P.R. & Codd, G.A.** 1993. Hazardous Freshwater Cyanobacteria (Blue-Green Algae). Lancet. 341(8859): 1519-20
- Eler, M. N., Cecarelli, P.S., Bufon, A.G.M. & Espíndola, E.L.G.** 2001. Mortandade de peixes (matrinxã, *Brycon cephalus*, e pacu, *Piaractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil. Boletim Técnico do Centro Nacional de Pesquisa de Peixes Tropicais, Pirassununga 14: 35-45.
- Esteves, F.A.** 1998. Fundamentos de Limnologia. 2 ed. Interciência, Rio de Janeiro, 602 p.

- Falco, P.B.** 2000. Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), em duas épocas do ano. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos 112 p.
- Ferragut, C.** 2004. Respostas das algas perifíticas e planctônicas à manipulação de nutrientes (N e P) em reservatório urbano (Lago do IAG, São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro 184 p.
- Fogg, G.E., Stewart, W.D., Fay, P. & Walsby, A.E.** 1973. The blue-green algae. Academic Press, New York. 117 p.
- Galat, D.L. & Verdin, J. P.** 1989. Patchiness, collapse and sucession of a cyanobacterial bloom evaluated by synoptic sampling and remote sensing. *Journal of Plankton Research* 11(5): 925-948.
- Giné, H., Bergamin, H., Zagatto, E.A.G. & Reis, B.F.** 1980. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analisys. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.
- Goodwin, K. L.** 1997. Dinâmica das populações de Cyanobacteria no Reservatório da Pampulha (MG) em duas escalas temporais (sazonal e diurna). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais 111 p.
- Grime, J.** 1979. Competition and struggle for existence. In: Anderson, R.M., Turner, B.D. & Taylor, L.R. (eds.). Ppulation dynamics. 20th Symposium of the British Ecological Society. London: Blackwell Scientific Publication, pp. 123-129.
- Hallegraeff, G. M.** 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32(2): 79-99.
- Happey-Wood, C.M.** 1988. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: C.D. Sandgren (ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press 103-133 p.
- Hidroplan,** 1995 [http:// www.comiteat.sp.gov.br](http://www.comiteat.sp.gov.br), acessado em 21/09/04

- Hillebrand, H.; Dürselen, C. D.; Kirschtel; Pllingher, U. & Zohary, T.** 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hoek, C. van den, Mann, D.G. & Jahns, H.M.** 1995. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University, 627 p.
- Huszar, V.L.M.** 1994. Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago da Batata, Pará, Brasil): Estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP 219 p.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E. Orlik, K. & Kristensen, P.** 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1692-1699.
- Kitamura, P.C.; R.B. Lopes, F.G. & Castro Jr., J.F.Q.** 1999. Avaliação ambiental e econômica dos lagos de pesca esportiva na bacia do Rio Piracicaba. *Boletim de Indústria Animal* 56: 95-107.
- Klemer, A.R., Cullen, J.J., Mageau, M.T., Hanson, K.M. & Sundell, R.A.** 1996. Cyanobacterial buoyancy regulation: The paradoxical roles of carbon. *Journal of Phycology* 32: 47-53.
- Komárek, J.** 1991. A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Algological Studies* 64: 115-127.
- Komárek, J.** 2003. Coccoid and Colonial Cyanobacteria. In: J. D. Wehr & R. G. Sheath (eds.). *Freshwater algae of North America: Ecology and Classification*. Elsevier Science (USA), 918 p.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes: 2. Chroococcales. *Archiv für Hydrobiologie/Algological Studies, Stuttgart* 73: 157-226.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** 1999. Cyanoprocaryota. 1. Teil Chroococcales. In: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Fisher Verlag, Stuttgart, v. 19/1, pp. 1-548.

- Komárek, J. & Cronberg, G.** 2001. Some chroococcalean and oscillatorialean Cyanoprokaryotes from southern African lakes, ponds and pools. *Nova Hedwigia* 73: 129-160.
- Komárek, J. & Komárková, J.** 2002. A review of the European *Microcystis*-morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. *Czech Phycology, Olomouc* 2: 1-24.
- Komárek, J., Komárková-Legnerová, J., Snaťková, Anna, C.L., Azevedo, M.T.P. & Senna, P.A.** 2002. Two common *Microcystis* species from tropical América. *Criptogamie/Algologie* 23: 159-177.
- Komárek, O. & Keršner, V.** 2000. On the dominance of the planktic cyanobacterium *Microcystis wesenbergii* – ecological and statistical analysis of the population. *Algological Studies* 97: 29-42.
- Komárková, J.** 1995. Fish stock as a variable modifying trophic pattern of phytoplankton. *Hydrobiologia* 369/370: 139-152.
- Komárková, J., Faina, R. & Pařízek, J.** 1986. Influence of the Watershed and Fishstock upon the Fish Pond Biocenoses. *Limnologica, Berlin* 17(2): 335-354.
- Kromkamp, J., Van Den Heuvel, A. & Mur, L.R.** 1989. Phosphorus uptake and photosynthesis by phosphate-limited cultures of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *British Phycological Society* 24: 347-355.
- Kubitz, F.** 1997. Sistemas de pesca recreativa. 2 ed. Sebrae (Coleção agroindústria, 9), Cuiabá, 74 p.
- Lewis, W.M.J.** 1976. Surface: volume ratio, implications for phytoplankton morphology. *Science*, v. 192, pp. 885-887.
- Lobo, E. & Leighton, G.** 1986. Estructuras de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central del Chile. *Revista de Biología Marinha* 22(1): 143-170.
- Lopes, R.B.** 2000. Caracterização dos lagos de pesca esportiva frente à qualidade de água e ao manejo empregado. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de São Paulo, Ilha Solteira 90 p.

- Lopes, R.M.** 1999. Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a Diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (IAG/SP), São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo 213 p.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. & Lecren, E.D.** 1958. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143-170.
- Magalhães, V.F., Marinho, M.M., Domingos, P., Oliveira, A.C., Costa, S.M., Azevedo, L.O. & Azevedo, S.M.F.O.** 2003. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay, Brasil, RJ. *Toxicon* 42: 289-295.
- Margalef, R.** 1983. *Limnologia*. Editora Omega, Barcelona, 1010 p.
- Marinho, M.M.** 1994. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica de um pequeno reservatório raso densamente colonizado por macrófitas aquáticas submersas (Açude do Jacaré, Mogi-Guaçu, SP, Brasil). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo 151 p.
- Marinho, M.M. & Huszar, V.L.M.** 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie* 153(3): 443-468.
- Marker, A.F.H., Nusch, H., RAI, H & Riemann, B.** 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusion and recommendations. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 91-106.
- Masser, M.P.; Cichra, C.E.; Gilbert, R.J.** 1993. Free fishing ponds. Management of food fish and water quality. Southern Regional Aquaculture Center, Florida, 8 p.
- Matsuzaki, M.** 2002. A comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo: aspectos ecológicos e sanitários. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo 137 p.

- Matsuzaki, M., Mucci, J.L.N. & Rocha, A.A.** 2004. Comunidade fitoplantônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista Saúde Pública* 38(5): 679-686.
- Matthiensen, A., Yunes, J.S. & Codd, G.A.** 1999. Ocorrência, Distribuição e Toxicidade de cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Biologia* 59(3): 361-376.
- Mc Cune, B. & Mefford, J.J.** 1997. PC-ord. Multivariate analysis of ecological data version 3.0. Oregon MJM Software Design, 47 p.
- Mercante, C.T.J., Cabianca, M.A., Silva, D., Costa, S.V. & Esteves, K.E.** 2004. Water quality in fee-fishing ponds located um the metropolitan region of São Paulo city, Brazil: an analysis of the eutrophication process. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(1): 95-102.
- Mercante, C.T.J., Costa, S.V., Silva, D., Cabianca, M.A. & Esteves, K.E.** 2005. Qualidade da Água em Pesque-Pagues da Região Metropolitana de São Paulo (Brasil): avaliação através de fatores abióticos (período seco e chuvoso). *Actascientiarum*. (no prelo)
- Mercante, C.T.J. & Tucci-Moura, A.** 1999. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11(1): 1-14.
- Michard, M., Aleya, L. & Verneaux, J.** 1996. Mass occurrence of the Cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* in the Hypereutrophic Villerest Reservoir (France): Usefulness of the biyearly examination of N/P and P/C couplings. *Archiv für Hydrobiologie* 135(3): 337-359.
- Molica, R.J.R.** 1996. Efeitos da intensidade luminosa no crescimento e produção de microcistinas em duas cepas de *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elekin (Cyanophyceae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 88 p.
- Moura, A.T.N.** 1996. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplantônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro 172 p.

- Nogueira, M.G. & Matsumura-Tundisi, T.** 1994. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP). I-Dinâmica das variáveis físicas e químicas. *Revista Brasileira de Biologia* 54(1): 147-159.
- Nogueira, N.M.C.** 1997. Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kützinger (Cyanophyta / Cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. 109 p.
- Odum, E.P.** 1988. *Ecologia*. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 434 p.
- Oliveira, D.B.S. De; Sipaúba-Tavares, L.H. & Durigan, J.G.** 1992. Estudo limnológico em tanques de piscicultura. Parte II: Variação semanal de fatores físicos, químicos e biológicos. *Acta Limnologica Brasiliensia* 4: 1123-137.
- Oliver, R.L. & Ganf, G.G.** 2000. Freshwater blooms. In: B. A. Whitton & M. Potts (eds.). *The ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space*. Kluwer Academic Publishers, pp. 149-194.
- Otsuka, S., Suda, S., Li, R., Matsumoto, S. & Watanabe, M. M.** 2000. Morphological variability of colonies of *Microcystis* morphospecies in culture. *Journal of General and Applied Microbiology* 46: 39-50.
- Otsuka, S., Suda, S., Shibata, S. Oyaizu, H. Matsumoto, S. & Watanabe, M.M.** 2001. A proposal for the unification of five species of the cyanobacterial genus *Microcystis* Kützinger ex Lemmermann 1907 under the Rules of the Bacteriological code. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 51: 873-879.
- Pearl, H.W.** 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 261-305.

- Pearl, H.W. & Tucker, C.S.** 1995. Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. *Journal of World Aquaculture Society* 26(2): 109-131.
- Petterson, K.; Herlitz, E. & Istvanivics, V.** 1993. The role of *Gloeotrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments of water in Lake Erken. *Hydrobiologia*, Dordrecht 253: 123-129.
- Porfirio, Z., Ribeiro, M.P., Estevam, C.S., Houly, R.L.S. & Sant' Ana, A.E.G.** 1999. Hepatoesplenomegaly caused by an extract of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* bloom collected in the Manguaba Lagoon, Alagoas, Brazil. *Revista de Microbiologia* 30(3): 278-285
- Rede das águas**, <http://www.rededasaguas.org.br>, acessado em 21/11/2004.
- Relatório Fapesp.** 2003. Diagnóstico ecológico-sanitário de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo. Relatório parcial, 160 p.
- Reynolds, C.S.** 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, 384 p.
- Reynolds, C.S.** 1987. Cyanobacterial water-blooms. In: J.A. Callow (ed.). *Advances in Botanical Research*, v. 13, pp. 67-143.
- Reynolds, C.S.** (1988a). The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Verhandlugen der Internatonalen Vereinigung fur Theorestiche und Angewandte Limnologie* 23: 683-691.
- Reynolds, C.S.** (1988b). Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: C.D. Sandgren (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, pp. 388-434.
- Reynolds, C.S.** 1998. What factors influence the species composition of Phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* v. 369/370, pp. 11-26.
- Reynolds, C.S., Jaworski, G.H.M., Cmiech, H.A. & Leedale, G.F.** 1981. On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend Elenkin. *Philosophical transactions of the royal society of London* 293: 419-477.

- Reynolds, C.S. & Walsby, A.E.** 1975. Water- blooms. *Biological Review* 50: 437-481.
- Rocha, A.A.** 1992. Algae as Biological Indicators of Water Pollution. In: M. Cordeiro-Marino, M.T.P. Azevedo, C.L. Sant' Anna, N.Y. Tomita & E.M. Plastino. *Algae and environment: A general approach*. SBFic/Cetesb, São Paulo, pp. 34-53.
- Sá, W.P.J. & Sipaúba-Tavares, L.H.** 1997. produtividade primária fitoplanctônica e variação de parâmetros limnológicos ao longo do dia, em tanques de cultivo planctônico da Estação Hidrobiológica e Piscicultura de Furnas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 9: 83-91.
- Sanchis, D., Carrasco, D. & Quesada, A.** 2004. The genus *Microcystis* (Microcystaceae/Cyanobacteria) from a Spanish reservoir: A contribution to the definition of morfological variations. *Nova Hedwigia* 79: 479-495.
- Sandgren, C.D.** 1988. *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, 442 p.
- Sant'Anna, C.L. & Azevedo, M.T.P.** 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71: 359-385.
- Sant'anna, C.L., Azevedo, M.T.P. & Sormus, L.** 1989. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo Taxonômico e Aspectos Ecológicos. *Hoehnea* 16: 89-131
- Sant' Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Senna, P.A.C., Komárek, J. & Komárková, J.** 2004. Plantic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica* 27(2): 213-227.
- Sant' Anna, C.L., Sormus, L., Tucci, A. & Azevedo, M.T.P.** 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea* 24: 67-86.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.U.** 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.

- Schäfer, A.** 1984. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre, Editora da Universidade, UFRGS, 532 p.
- Shapiro, J.** 1973. Blue-green algae: Why they become dominant. *Science* 179: 382-384.
- Shapiro, J.** 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. *Verhandlugen der Internatonalen Vereinigung fur Theorestiche und Angewandte Limnologie*, Stuttgart 24: 38-54.
- Shepherd, G.J.** 1996. FITOPAC 1: Manual de usuário. Departamento de Botânica, Unicamp, Campinas, 95 p.
- Silva, L.H.S.** 1995. Variabilidade temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 142 p.
- Sipaúba-Tavares, L.H.** 1994. Limnologia aplicada à aquicultura. FUNEP, São Paulo, 72 p.
- Sipaúba-Tavares, L.H.** 1996. Variação diurna de alguns parâmetros limnológicos em três viveiros de piscicultura submetidos a diferentes tempos de residência. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 29-36.
- Smith, V.H.** 1986. Light and Nutrient Effects on the Relative Biomass of Blue-grren Algae in Lake Phytoplankton. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 148-153.
- Steinberg, C.E.W. & Hartmann, H.M.** 1988. Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwater Biology* 20: 279-287.
- Stockner, J., Callieri, C. & Cronberg, G.** 2000. Picoplankton and other non-bloom-forming Cyanobacteria in Lakes. In: B.A. Whitton & M. Potts (eds.). *The ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, pp. 195-231.
- Stoyneva, M.P.** 2003. Steady-state phytoplankton assemblages in shallow Bulgarian wetlands. *Hydrobiologia* 502: 169-173.

- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R.** 1960. A manual of sea water analysis. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Ottawa 125: 1-185.
- Takino, M. & Cipólli, M.N.** 1988. Caracterização limnológica em tanques de cultivo de tilápia, *Oreochromis niloticus*: parâmetros físicos, químicos e clorofila *a*. Boletim do Instituto de Pesca 15(2): 237-245.
- Teichert-Coddington, D. R & Phelps, R.P.** 1989. Effects of seepage on water quality and productivity of inorganically fertilized tropical ponds. Journal of Aquaculture in the Tropics 4(1): 85-92.
- Toledo, A.P., Talarico, M., Chinez, S.J. & Agudo, E.G.** 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Congresso de Engenharia Sanitária, Camboriu. pp. 1-34.
- Tucci, A.** 2002. Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro 274 p.
- Tundisi, J.G.** 2003. Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez. RiMa, Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos, 247 p.
- Utermöhl, H.** 1958. Zur Vervollkommen der quantitativen phytoplankton-methodik. Internationale Vereinigung für Limnologie, Mitteilungen 9: 1-38.
- Valderrama, J.C.** 1981. The simultaneous analysis of nitrogen and total phosphorus in natural waters. Marine Chemical 10: 109-122.
- Vasconcelos, V.M.** 1999. Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. Brazilian Journal of Medical and Biological Research 32(3) 249-254.
- Watanabe, M.F., Harada, K., Carmichael, W.W. and Fujiki, H.** 1996. Toxic *Microcystis*. CRC Press, Boca Raton, 262 p.

-
- Weber, C.I.** 1973. Plankton. In: National Enviromental Research Center Office of Rsearch and Development U. S. Enviromental Protection Agency Cincinnati (ed.). Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents, pp. 1-17.
- Wehr, J.D. & Sheath, R.G.** 2003 Freshwater Algae of North America: Ecology an Classification. Academic Press, London, pp. 917.
- Werner, V.R.** 2002. Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagunas da planície costeira do Estado do rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade do Estado de São Paulo, São Paulo 363 p.
- Wetzel, R.G.** 2001. Limnología. Academic Press, London, pp. 1006.
- Zagatto, P.A.** 1997. Manual de orientação em casos de florações de algas tóxicas: um problema ambiental e de saúde pública. Cetesb, São Paulo (série manuais), 20 p.
- Zohary, T. & Breen, C.M.** 1989. Enviromental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. Hydrobiologia 178: 179-192.

11. ANEXOS

TABELAS E FIGURAS

Tabela I. Coordenadas geográficas dos pesqueiros estudados.

Localização dos Pesqueiros Amostrados			
Código dos Pesqueiros	Latitude	Longitude	Altitude (m)
01	S23°22'48,6"	W46°14'29,3"	665
02	S23°22'47,6"	W46°22'03,5"	696
03	S23°22'21,8"	W46°36'24,6"	920
04	S23°20'07,1"	W46°35'41,2"	796
05	S23°25'10,6"	W46°57'05,9"	767
06	S23°26'48,5"	W46°57'16,6"	765
07	S23°26'48,5"	W46°56'54,1"	757
08	S23°41'48,6"	W46°54'02,7"	842
09	S23°49'49,9"	W46°40'28,5"	778
10	S23°49'28,7"	W46°40'21,7"	788
11	S23°48'41,6"	W46°39'32,6"	783
12	S23°46'32,3"	W46°45'38,5"	788
13	S23°37'23,6"	W46°23'25,5"	787
14	S23°42'02,1"	W46°21'49,9"	784
15	S23°39'02,1"	W46°13'37,0"	785
16	S23°42'05,0"	W46°18'0,6"	805
17	S23°25'24,0"	W46°22'05,6"	773
18	S23°36'37,5"	W46°54'03,6"	804
19	S23°37'09,4"	W46°53'26,6"	800
20	S23°38'36,3"	W46°59'20,2"	922

Tabela IIA. Estações de amostragem com seus respectivos códigos e datas das coletas realizadas no período seco.

Código dos Pesqueiros	Data da Coleta
01	11/09/01
02	11/09/01
03	13/09/01
04	13/09/01
05	17/09/01
06	17/09/01
07	17/09/01
08	19/09/01
09	24/09/01
10	24/09/01
11	24/09/01
12	25/09/01
13	04/10/01
14	04/10/01
15	08/10/01
16	08/10/01
17	08/10/01
18	10/10/01
19	10/10/01
20	10/10/01

Tabela IIB. Estações de amostragem com seus respectivos códigos e datas das coletas realizadas no período chuvoso.

Código dos Pesqueiros	Data da Coleta
01	19/2/2002
02	19/2/2002
03	5/3/2002
04	5/3/2002
05	21/2/2002
06	21/2/2002
07	21/2/2002
08	26/2/2002
09	28/2/2002
10	28/2/2002
11	7/3/2002
12	21/3/2002
13	12/3/2002
14	14/3/2002
15	21/3/2002
16	21/3/2002
17	12/3/2002
18	19/3/2002
19	19/3/2002
20	19/3/2002

Tabela IIIA. Condições do tempo observadas durante a realização das coletas no período seco, em cada pesqueiro amostrado.

Código dos Pesqueiros	Chuvoso	Nublado	Sol	Vento
01	X			X
02	X			X
03			X	
04			X	
05		X		X
06		X		X
07		X		X
08			X	
09			X	
10			X	X
11			X	X
12		X		X
13			X	X
14			X	X
15		X		X
16		X		X
17		X		X
18			X	
19			X	
20			X	

Tabela IIIB. Condições do tempo observadas durante a realização das coletas no período chuvoso, em cada pesqueiro amostrado.

Código dos Pesqueiros	Chuvoso	Nublado	Sol	Vento
01			X	
02		X		X
03			X	X
04			X	
05	X			
06	X			X
07	X			X
08		X	X	X
09	X			
10	X			
11			X	X
12		X	X	X
13			X	
14	X			
15	X	X		
16	X	X		
17			X	
18			X	
19			X	
20			X	

Tabela IV. Valores absolutos de chuva diária para os seguintes meses de coleta: setembro/outubro de 2001 (período seco) e fevereiro/março de 2002 (período chuvoso), segundo dados meteorológicos da Estação Água Branca, SP, fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE).

Dias	Precipitação (mm)			
	Setembro/2001	Outubro/2001	Fevereiro/2002	Março/2002
1	0	0	0,3	9
2	0	92	0,1	0
3	0	0,9	9	0,3
4	0	0	0	50,9
5	0	0	0	3,9
6	0	0	0	3,6
7	4,4	0	1,3	0
8	0	0	29,5	0,1
9	0	20,2	0,5	4,7
10	0	0	7,7	11,3
11	0	0	0	2,1
12	0	18	0	20,8
13	0	0	0	0
14	10	0	11,7	0,3
15	35,4	0	0	2,5
16	1,4	0	35,3	50,2
17	0	0	0,5	12,5
18	0,3	11	0	30,5
19	0	1,2	0	15,3
20	0	38	0	0
21	0,5	0	1,7	20,7
22	0	15	19	13,9
23	3	15,4	18,8	0
24	0,9	0	11,8	0
25	0	0	0,6	32,5
26	6,5	0	0	15,4
27	0	0	0	0
28	0	0	1,7	20,3
29	0,2	0	---	0
30	4	0	---	0
31	---	0	---	0

Tabela VA. Valores absolutos dos parâmetros físicos dos pesqueiros amostrados no período seco. Onde, temperatura do ar = (TempAr), temperatura da água = (TempÁgua), transparência da água = (Transp), zona eufótica = (Z.euf), coeficiente de atenuação = (CoefAt), turbidez = (Turb) e profundidade = (Prof).

	TempAr (°C)	TempÁgua (°C)	Transp (m)	Z.euf (m)	CoefAt (m)	Turb (NTU)	Prof (m)
P1S	21,0	22,6	0,1	0,3	17,0	27	1,8
P2S	19,0	22,5	0,5	1,5	3,4	120	1,5
P3S	21,0	20,3	0,4	1,2	4,3	24	3,5
P4S	27,0	22,6	0,4	1,2	4,3	21	1,6
P5S	11,5	20,0	0,3	0,9	5,7	13	1,6
P6S	14,5	19,9	0,4	1,2	4,3	23	1,8
P7S	18,0	21,7	0,5	1,5	3,4	11	1,8
P8S	20,0	19,7	0,6	1,8	2,8	19	0,8
P9S	25,0	22,2	0,4	1,2	4,3	19	2,5
P10S	25,0	24,7	0,5	1,5	3,4	15	2,7
P11S	29,0	26,9	0,5	1,5	3,4	50	1,5
P12S	24,0	22,5	0,2	0,6	8,5	60	1,7
P13S	22,0	21,9	0,4	1,2	4,3	32	1,0
P14S	26,0	22,1	0,5	1,5	3,4	39	1,0
P15S	18,5	22,8	0,4	1,2	4,3	45	0,5
P16S	18,0	22,8	0,3	0,9	5,7	44	1,0
P17S	18,0	22,0	0,2	0,6	8,5	87	1,0
P18S	23,0	22,5	0,4	1,2	4,3	26	0,9
P19S	25,0	23,9	0,3	0,9	5,7	57	0,6
P20S	30,0	22,7	0,3	0,9	5,7	63	1,0

Tabela VB. Valores absolutos dos parâmetros físicos dos pesqueiros amostrados no período chuvoso. Onde, temperatura do ar = (TempAr), temperatura da água = (TempÁgua), transparência da água = (Transp), zona eufótica = (Z.euf), coeficiente de atenuação = (CoefAt), turbidez = (Turb) e profundidade = (Prof).

	TempAr (°C)	TempÁgua (°C)	Transp (m)	Z.euf (m)	CoefAt (m)	Turb (NTU)	Prof (m)
P1C	22,5	29,4	0,4	1,05	4,86	38	1,5
P2C	28,0	26,6	0,7	2,10	2,43	20	1,2
P3C	26,0	23,8	0,2	0,60	8,50	96	0,9
P4C	30,0	28,6	0,4	1,20	4,25	28	1,6
P5C	23,5	25,3	0,3	0,90	5,67	48	1,6
P6C	23,0	24,2	0,5	1,50	3,40	34	1,0
P7C	24,5	25,1	0,5	1,50	3,40	26	2,5
P8C	25,0	25,2	0,8	2,40	2,13	17	0,8
P9C	21,5	24,9	0,3	0,75	6,80	40	0,8
P10C	23,5	25,4	0,3	0,75	6,80	30	0,9
P11C	26,0	27,4	0,6	1,65	3,09	19	1,0
P12C	24,5	28,0	0,2	0,60	8,50	86	0,5
P13C	30,0	29,6	0,4	1,20	4,25	22	1,0
P14C	23,0	27,8	0,5	1,50	3,40	27	1,8
P15C	22,0	26,9	0,2	0,60	8,50	98	0,5
P16C	21,0	27,6	0,4	1,20	4,25	47	0,3
P17C	33,0	30,0	0,2	0,60	8,50	72	1,0
P18C	27,0	29,2	0,3	0,90	5,67	41	1,1
P19C	27,0	29,4	0,3	0,90	5,67	47	0,8
P20C	27,0	28,2	0,3	0,90	5,67	53	1,0

Tabela VIA. Valores absolutos dos parâmetros químicos e biológicos dos pesqueiros amostrados no período seco. Onde, condutividade elétrica = (Cond), potencial hidrogeniônico = (pH), oxigênio dissolvido = (OD), dureza total = (DT), cálcio = (Ca), alcalinidade total = (Alc) e sólidos totais em suspensão = (STS).

	Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH (pH)	OD (mg L^{-1})	DT ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Ca ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Alc ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	STS (mg L^{-1})
P1S	11	6,2	6,1	9,7	1,6	14,7	0,0
P2S	20	6,6	6,3	3,9	1,6	10,5	0,0
P3S	37	7,9	10,4	19,4	4,7	25,2	22,0
P4S	75	7,4	11,8	29,1	7,8	46,2	44,0
P5S	66	6,9	5,9	29,1	6,2	31,5	27,0
P6S	90	7,1	6,6	46,6	14,0	56,7	31,0
P7S	56	7,2	10,3	23,3	4,7	31,5	18,0
P8S	31	8,5	10,6	7,8	4,7	10,5	31,6
P9S	82	7,5	7,8	34,9	8,5	31,5	32,7
P10S	125	7,6	8,5	31,0	14,7	56,7	30,9
P11S	41	7,0	8,2	17,5	4,7	14,7	55,3
P12S	27	6,6	7,9	11,6	2,3	12,6	68,5
P13S	100	6,4	6,4	26,8	6,9	34,4	26,7
P14S	30	6,0	9,5	15,30	3,10	15,10	17,0
P15S	140	6,6	6,2	40,2	9,2	40,9	32,1
P16S	260	6,8	5,2	88,0	29,8	94,6	27,0
P17S	30	6,0	6,1	7,7	2,3	15,1	24,0
P18S	230	6,6	8,3	53,6	11,5	62,4	35,0
P19S	270	6,8	11,2	42,1	13,8	64,5	38,2
P20S	140	6,6	7,7	51,7	13,0	51,6	21,9

Tabela VIB. Valores absolutos dos parâmetros químicos e biológicos dos pesqueiros amostrados no período chuvoso. Onde, condutividade elétrica = (Cond), potencial hidrogeniônico = (pH), oxigênio dissolvido = (OD), dureza total = (DT), cálcio = (Ca), alcalinidade total = (Alc) e sólidos totais em suspensão = (STS).

	Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH (pH)	OD (mg L^{-1})	DT ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Ca ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Alc ($\text{mgCaCO}_3 / \text{L}^{-1}$)	STS (mg L^{-1})
P1C	20	5,3	7,4	7,7	3,1	12,6	23,27
P2C	30	5,6	5,9	7,7	1,5	14,7	17,5
P3C	40	5,4	6,8	9,6	2,3	14,7	41,5
P4C	90	5,8	6,6	30,6	8,4	40,0	22,0
P5C	80	6,1	3,9	28,7	8,4	40,0	30,7
P6C	100	6,1	4,4	44,0	12,2	50,5	17,5
P7C	70	5,9	6,1	30,6	6,9	37,9	14,5
P8C	60	5,6	7,9	7,7	1,5	18,9	9,1
P9C	110	5,8	5,5	32,5	8,4	37,9	28,0
P10C	130	6,1	6,1	47,9	13,0	54,7	27,3
P11C	50	5,8	8,4	17,2	4,6	6,3	16,4
P12C	50	6,3	8,3	15,3	1,5	16,8	62,0
P13C	80	5,7	5,8	23,0	7,7	33,7	17,5
P14C	60	5,7	7,7	9,6	2,3	16,8	13,5
P15C	120	6,1	4,2	39,2	9,4	48,4	47,5
P16C	160	6,2	5,2	47,0	14,1	52,6	26,0
P17C	30	5,6	11,0	13,7	2,4	16,8	94,0
P18C	200	6,2	6,1	47,0	8,6	48,4	22,0
P19C	280	6,3	7,3	56,8	11,8	67,4	31,3
P20C	190	6,1	6,4	52,9	17,2	56,8	79,5

Tabela VIIA. Valores absolutos dos parâmetros químicos dos pesqueiros amostrados no período seco. Onde, nitrogênio amoniacal total = (NAT), nitrito = (N-NO₂), nitrato = (N-NO₃), ortofosfato = (P-PO₄) e fósforo total = (PT).

	NAT (µg L ⁻¹)	N-NO ₂ (µg L ⁻¹)	N-NO ₃ (µg L ⁻¹)	P-PO ₄ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)
P1S	330	10,9	80,4	10,8	61,7
P2S	150	27,1	84,6	14,1	69,6
P3S	110	10,3	93,1	8,8	58,4
P4S	220	7,8	87,6	18,5	185,6
P5S	120	5,9	86,9	10,4	113,1
P6S	230	8,7	75,2	10,0	86,0
P7S	260	11,5	80,4	9,6	93,5
P8S	660	7,5	77,8	8,5	116,6
P9S	800	4,0	60,9	15,4	152,2
P10S	860	7,8	69,4	9,3	176,4
P11S	960	6,8	81,1	17,8	92,0
P12S	1770	11,6	183,1	26,4	120,1
P13S	630	5,9	28,5	18,6	162,0
P14S	190	7,9	25,8	8,90	36,7
P15S	400	1,2	2,2	13,3	167,2
P16S	460	4,2	18,9	10,4	124,4
P17S	860	7,0	58,3	27,5	161,7
P18S	380	7,7	69,9	7,6	120,2
P19S	670	6,2	9,7	17,5	230,1
P20S	880	32,1	643,6	15,4	116,9

Tabela VIIB. Valores absolutos dos parâmetros químicos dos pesqueiros amostrados no período chuvoso. Onde, nitrogênio amoniacal total = (NAT), nitrito = (N-NO₂), nitrato = (N-NO₃), ortofosfato = (P-PO₄) e fósforo total = (PT).

	NAT (µg L ⁻¹)	N-NO ₂ (µg L ⁻¹)	N-NO ₃ (µg L ⁻¹)	P-PO ₄ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)
P1C	330	16,7	63,0	7,2	58,2
P2C	220	9,1	59,9	3,5	63,4
P3C	360	8,2	72,5	13,1	54,0
P4C	420	7,2	74,6	3,8	98,7
P5C	410	3,6	66,0	2,3	107,7
P6C	230	6,6	58,7	4,4	82,4
P7C	310	7,8	63,9	5,4	82,4
P8C	200	4,8	69,7	3,8	81,1
P9C	260	3,0	52,5	3,8	129,6
P10C	220	5,1	56,2	2,9	183,3
P11C	180	3,7	62,9	15,0	50,7
P12C	190	6,1	21,9	7,7	168,6
P13C	210	4,0	20,3	8,2	98,0
P14C	180	4,0	20,9	4,8	54,7
P15C	1700	30,5	7,8	49,0	125,6
P16C	1660	7,7	14,7	5,9	76,7
P17C	290	9,8	45,5	14,5	162,3
P18C	360	3,0	55,0	8,0	141,6
P19C	820	4,8	9,1	17,9	191,2
P20C	780	47,6	500,8	5,3	92,4

Tabela VIIIA. Valores absolutos parâmetros químicos e biológicos dos pesqueiros amostrados no período seco. Onde, clorofila a = (Clora) e feofitina = (Feo).

	Clora ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Feo ($\mu\text{g L}^{-1}$)
P1S	40,3	62,0
P2S	36,3	78,7
P3S	36,6	69,2
P4S	94,1	128,0
P5S	14,0	108,1
P6S	30,9	100,3
P7S	11,9	59,6
P8S	27,5	87,0
P9S	65,9	115,3
P10S	51,0	101,9
P11S	40,3	82,6
P12S	113,0	162,5
P13S	40,3	79,6
P14S	5,2	15,1
P15S	97,1	150,4
P16S	69,5	104,7
P17S	71,6	106,5
P18S	51,3	78,0
P19S	167,3	374,5
P20S	51,5	93,8

Tabela VIIIB. Valores absolutos dos parâmetros químicos e biológicos dos pesqueiros amostrados no período chuvoso. Onde, clorofila a = (Clora) e feofitina = (Feo).

	Clora ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Feo ($\mu\text{g L}^{-1}$)
P1C	1,50	22,26
P2C	13,73	34,75
P3C	12,36	40,72
P4C	13,73	36,28
P5C	57,12	105,45
P6C	19,22	65,39
P7C	21,97	46,57
P8C	14,52	34,08
P9C	44,62	66,63
P10C	58,58	134,32
P11C	14,28	33,12
P12C	134,56	259,72
P13C	39,13	95,91
P14C	15,79	38,84
P15C	52,86	83,37
P16C	33,64	62,36
P17C	68,65	157,59
P18C	46,68	114,21
P19C	88,79	142,13
P20C	23,47	49,24

Tabela IXA. Valores do Índice de Estado Trófico Modificado para os pesqueiros estudados, no período seco.

	IET(PSR)			IET(PT)			IET(CHL)			IET(DS)			IETMED		
P1S	50	M	**	56	E		68	E		84	E		62	E	
P2S	54	E	***	58	E		67	E		61	E		60	E	
P3S	47	M		55	E		67	E		64	E		57	E	
P4S	58	E		72	E		76	E		64	E		68	E	
P5S	49	M		65	E		57	E		68	E		59	E	
P6S	49	M		61	E		65	E		64	E		59	E	
P7S	48	M		62	E		55	E		61	E		56	E	
P8S	46	M		65	E		64	E		58	E		58	E	
P9S	55	E		69	E		73	E		64	E		65	E	
P10S	48	M		71	E		70	E		61	E		63	E	
P11S	57	E		62	E		68	E		61	E		62	E	
P12S	63	E		66	E		78	E		74	E		70	E	
P13S	58	E		70	E		68	E		64	E		65	E	
P14S	47	M		49	M		47	M		61	E		50	M	
P15S	53	M		71	E		76	E		64	E		66	E	
P16S	49	M		66	E		73	E		68	E		63	E	
P17S	63	E		70	E		73	E		74	E		69	E	
P18S	45	M		66	E		70	E		64	E		61	E	
P19S	57	E		75	E		82	E		68	E		71	E	
P20S	55	E		65	E		70	E		68	E		64	E	

** = Mesotrófico *** = Eutrófico

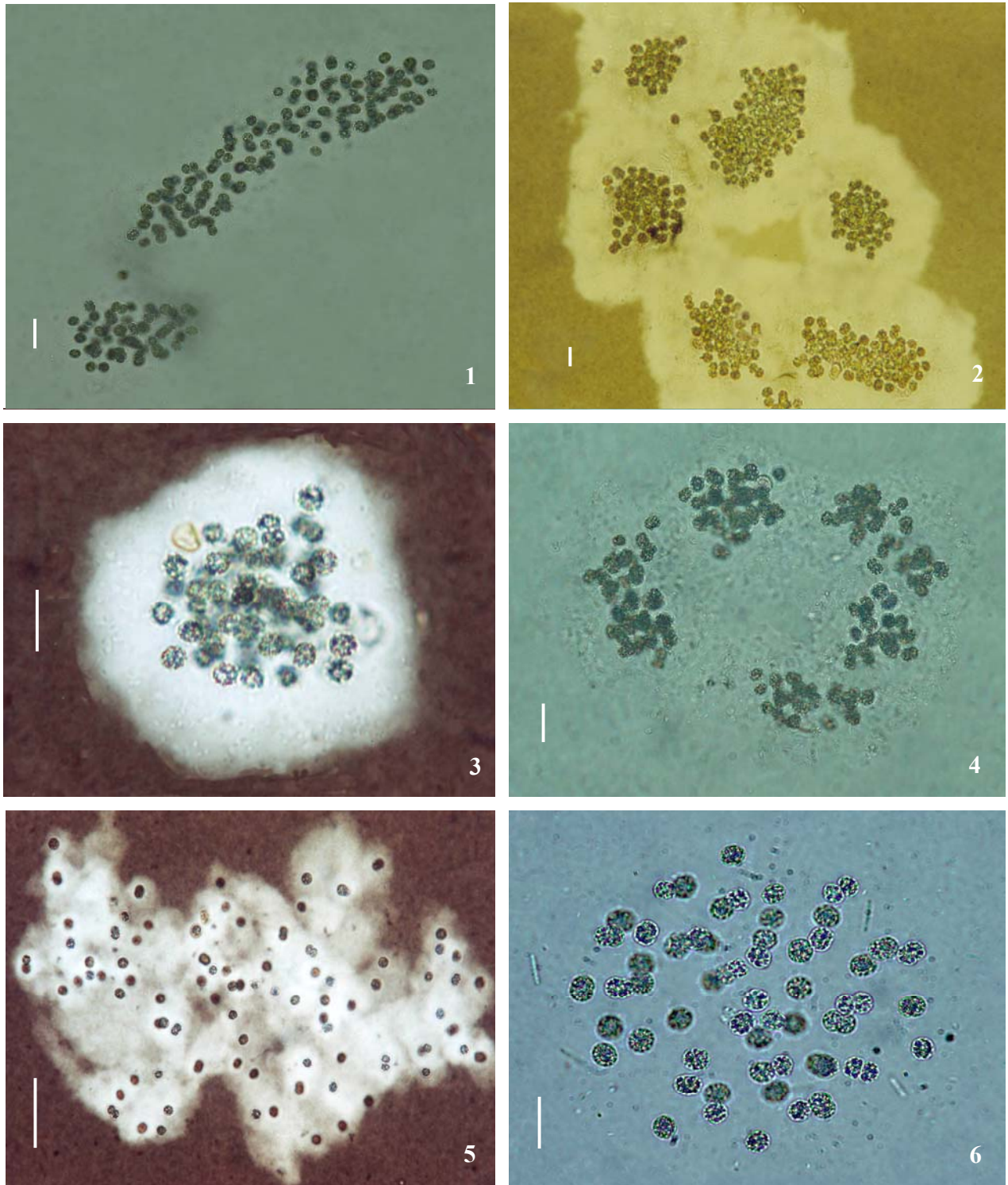
Tabela IXB. Valores do Índice de Estado Trófico Modificado para os pesqueiros estudados, no período chuvoso.

	IET(PSR)			IET(PT)			IET(CHL)			IET(DS)			IETMED		
P1C	44	M		55	E		35	O		66	E		48	M	
P2C	34	O *		57	E		57	E		56	E		50	M	
P3C	53	M **		54	E		56	E		74	E		57	E	
P4C	35	O		63	E		57	E		64	E		53	M	
P5C	28	O		64	E		71	E		68	E		56	E	
P6C	37	O		60	E		60	E		61	E		53	M	
P7C	40	O		60	E		62	E		61	E		55	E	
P8C	35	O		60	E		57	E		54	E		51	M	
P9C	35	O		67	E		69	E		71	E		59	E	
P10C	31	O		72	E		71	E		71	E		60	E	
P11C	55	E ***		53	E		57	E		59	E		56	E	
P12C	45	M		71	E		80	E		74	E		67	E	
P13C	46	M		63	E		67	E		64	E		59	E	
P14C	38	O		54	E		58	E		61	E		52	M	
P15C	72	E		66	E		70	E		74	E		70	E	
P16C	41	O		59	E		66	E		64	E		57	E	
P17C	54	E		70	E		73	E		74	E		67	E	
P18C	46	M		68	E		69	E		68	E		62	E	
P19C	57	E		73	E		76	E		68	E		69	E	
P20C	40	O		62	E		62	E		68	E		57	E	

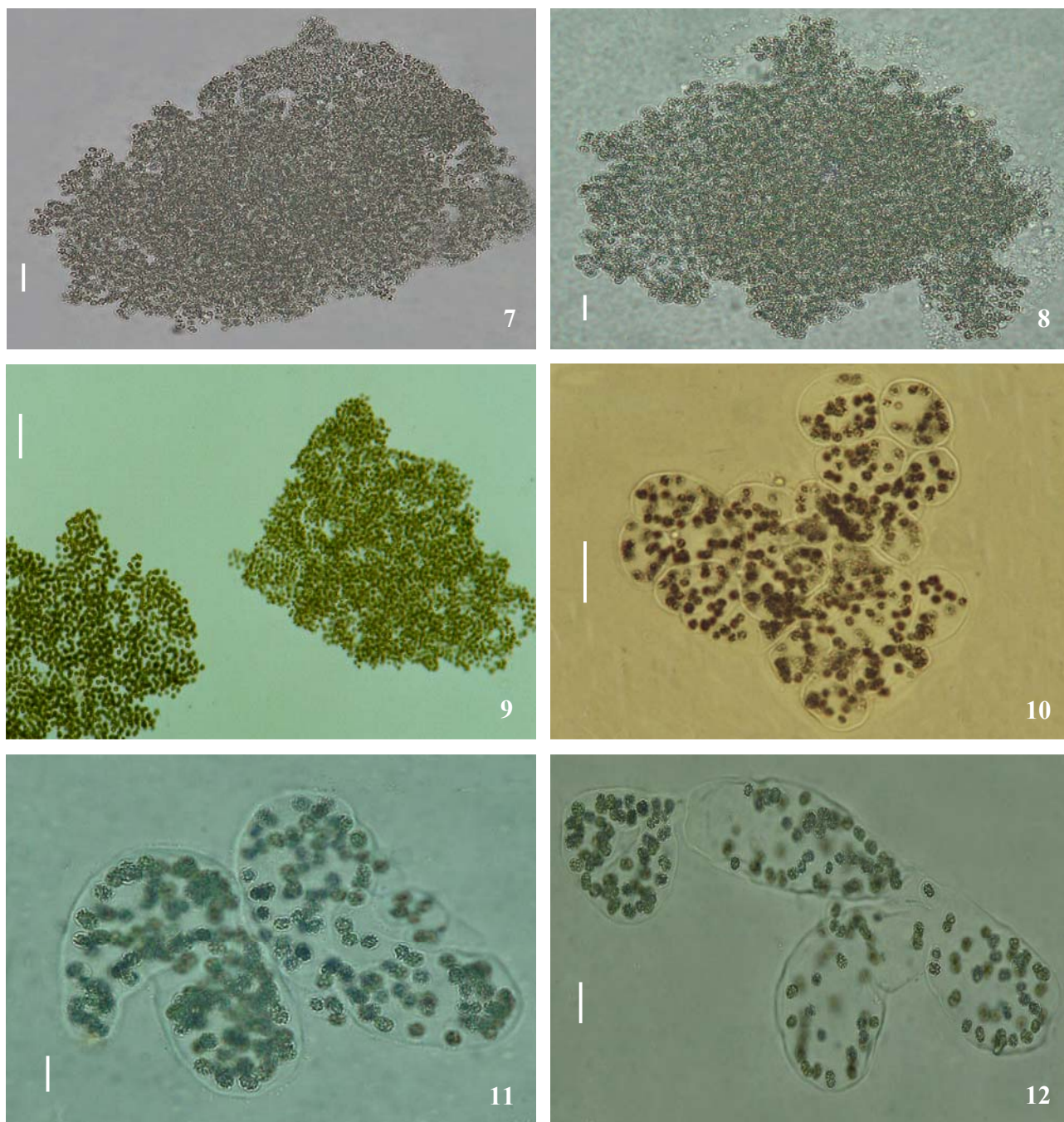
* = Oligotrófico ** = Mesotrófico *** = Eutrófico



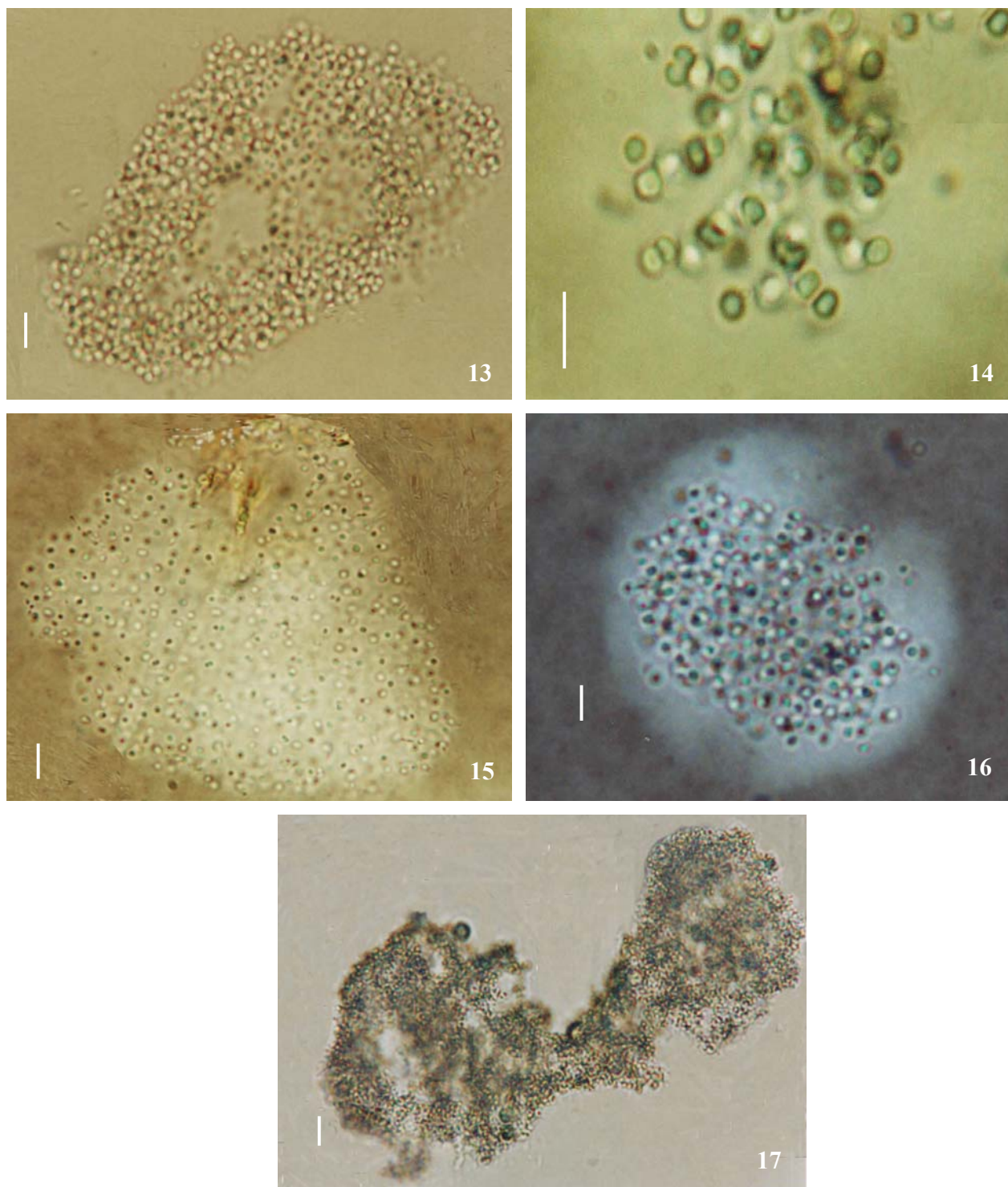
Figura 2. Aspecto geral de alguns pesqueiros amostrados.



Prancha I: figuras 1-4. *Microcystis aeruginosa*, 5 e 6. *Microcystis protocystis*. Escalas: figuras 1, 3, 4 e 6 = 20 μm ; figura 2 = 10 μm ; figura 5 = 40 μm .



Prancha II: figuras 7-9. *Microcystis panniformis*, 10-12 *Microcystis wesenbergii*. Escalas: figuras 7, 10-12= 20 μm ; figura 8 = 5 μm ; figura 9 = 40 μm .



Prancha III: 13. *Aphanocapsa* cf. *cumulus*, 14. *A. koordersii*, 15. *A. delicatissima*, 16. *A. incerta*, 17. *A. holsatica* Escalas: figuras 13, 15, 16 = 5 μm ; figuras 14 e 17 = 10 μm .