



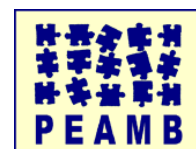
UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
FACULDADE DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
MESTRADO

GLÁUCIA FREITAS SAMPAIO

**CYANOBACTÉRIAS COMO PARÂMETRO DE QUALIDADE AMBIENTAL:
UM ESTUDO DO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ**

Rio de Janeiro

2008



GLÁUCIA FREITAS SAMPAIO

**CYANOBACTÉRIAS COMO PARÂMETRO DE QUALIDADE AMBIENTAL:
UM ESTUDO DO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ**

Orientador: *Olavo Barbosa Filho*

Co-orientador: *Gandhi Giordano*

Dissertação apresentada, como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental,
ao Programa de Pós –graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro
– UERJ.

Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente

Março 2008

S192

SAMPAIO, GLÁUCIA FREITAS

Cianobactérias como parâmetro de
qualidade ambiental: um estudo do
complexo lagunar de Jacarepaguá
160p. FEN/UERJ

Orientador: Olavo Barbosa Filho
Dissertação (Mestrado) –
Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia
Bibliografia: f.140 - 157

1. Cianobactérias 2. Parâmetro de
Qualidade Ambiental 3. Complexo
Lagunar de Jacarepaguá
I. FEN/UERJ. II. Título.

CDU 574-5(815.3)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta
dissertação.

Assinatura

Data

GLÁUCIA FREITAS SAMPAIO

**CYANOBACTÉRIAS COMO PARÂMETRO DE QUALIDADE AMBIENTAL:
UM ESTUDO DO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental,
ao Programa de Pós –graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro
– UERJ.

Aprovada em:
Banca Examinadora:

Prof. Olavo Barbosa Filho, D. Sc. – Presidente
PEAMB/ UERJ

Prof. Gandhi Giordano, D. Sc.
PEAMB/UERJ

Prof^ª. Marilene de Sá Cadei – D. Sc.
IB/UERJ

Prof^ª. Ana Cláudia Pimentel de Oliveira – D. Sc.
DILAB 4/ FEEMA

Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Março de 2008

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação aos dois segmentos mais importantes da minha vida: meu trabalho e minha família.

A “minha” instituição FEEMA e em especial aos amigos e colegas que conquistei nesta casa e que colaboraram para este resultado.

E aos meus filhos Marcelo e Cláudia que souberam ter companherismo, paciência e dedicação me dando a sustentabilidade, a força e o amor que eu precisava, desde o início até a conclusão desta difícil jornada.

AGRADECIMENTOS

“ Saber o que tem que ser feito é *conhecimento*.
Fazer o que tem que ser feito sem ser solicitado é *iniciativa*.
Ajudar os outros a fazer a coisa certa é *espírito de equipe*.
Fazer tudo isso sempre é *profissionalismo*.”

À realização desta dissertação não seria possível sem a colaboração de inúmeras pessoas que, direta ou indiretamente, participaram com valiosas contribuições.

Para todos que me prestaram solidariedade e mostraram que acima de todos os conhecimentos acumulados, o amor ao próximo, o respeito e o perdão constituem o maior mérito do ser humano. Obrigada!

Aos Professores Olavo Barbosa Filho e Gandhi Giordano pela orientação que prestaram no desenvolvimento desta dissertação.

Aos amigos de trabalho Gisele Alves Gômara e Fernando Álvares Batalha pelo exemplo de ética, espírito de equipe e profissionalismo, que contribuíram em especial com o tratamento estatístico dos resultados produzidos.

A todos os amigos do laboratório: Paulo Roberto, Marta, Conceição, Tamar, Eunice, Jane, Ana Cláudia, Ricardo, Rose, Hugo, Tânia, Jorge Penna, José Luis, Vitor, Izabela, Rubia, Renata, Ivan, Jorgina e Chico, pelo apoio diário.

À Direção da FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, que me apoiou nesta valorização profissional e proporcionou a utilização toda infra-estrutura para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos e colegas da FEEMA, em especial dos Serviços de Biologia, Físico-Química, Química Instrumental, Microbiologia, Coleta e Diagnóstico, Biblioteca e de Pessoal por formamos esta grande e importante família. Todos me proporcionaram o apoio necessário para o desenvolvimento deste trabalho, não medindo esforços quando eu precisava de qualquer colaboração ou orientação.

À Dra. Patrícia Domingos pela contribuição na revisão deste trabalho.

Ao amigo Carlos Eduardo Strauch - Kadu - pela constância em mostrar-me, que mesmo difícil, valia a pena investir neste mestrado e desenvolver esta dissertação.

Ao amigo Ariston Pereira pela oportunidade de compartilhar o conhecimento da dinâmica das interações químicas.

À equipe de coleta, liderada pelo André Leone, por vivenciarmos tantas experiências no campo e acreditarmos na importância do trabalho da instituição FEEMA.

Aos membros da Câmara Comunitária de Jacarepaguá, Srs. Carlos Neves e Antônio Miranda, por ceder-me grande acervo sobre a história de Jacarepaguá.

À Dra. Christina Bassani pela amizade, apoio, incentivo e pelas leituras do texto e orientações durante o desenvolvimento desta dissertação.

Ao Professor Ricardo Polleri pelas sugestões na avaliação das variáveis ambientais.

Ao Marcelo Sampaio Pinto e a Cláudia Sampaio Pinto (meus filhos) pelo apoio na confecção do material gráfico.

À minha mãe e as minhas tias pelo constante apoio e pelas orações que me fortaleceram espiritualmente.

Ao Cláudio Merker, amigo de todas as horas, por sua compreensão.

À Elaine Loureiro como exemplo de amizade e dedicação, me dando incentivo para esta difícil jornada e suporte para as revisões bibliográficas.

Ao amigo Clovis Carvalho que me deu conselhos para a edição das fotos.

À amiga Fátima Cristina Inácio de Araújo por seus conselhos durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Antônio Luzardo da Rocha pelas diversas e oportunas sugestões textuais.

À Fernanda Parmera Chagas Batalha pela ajuda na editoração.

Ao aluno Guiderlan Lemos Mantovani (Engenharia Cartográfica/UERJ) pela orientação na digitalização dos mapas.

Ao Sebastião Marques por sua amizade e carinho.

À equipe do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias do Departamento de Biofísica/ UFRJ, por disponibilizar bibliografia atualizada. E, em especial, a Professora Sandra Azevedo que sempre acreditou e confiou no nosso trabalho, incentivando-me ao aprimoramento.

Às profissionais do Departamento de Botânica/Museu Nacional do Rio de Janeiro pela valiosa oportunidade de aprimoramento através do curso com a Dra. Padisack, pelas contribuições na bibliografia concedida e pela oportunidade de utilização do equipamento para captura de imagens microscópicas.

Às Dras. Valéria Fernandes, Vera Werner e Vera Calegari, Suzana Barros e Kleber Renan de Souza pelo envio de suas teses e dissertações para referências bibliográficas.

A todos os colegas do mestrado que juntos desfrutamos várias experiências, sempre presentes na página do grupo.

A todos os professores do PEAMB/UERJ por serem nossos verdadeiros mestres.

Às secretárias Betinha e Iranete, pessoas importantes na secretaria da pós-graduação do PEAMB/UERJ.

A você que esteve lado a lado participando dessa difícil jornada, o meu muito obrigado.

Momentos felizes louvem a Deus.

Momentos difíceis busquem a Deus.

Momentos silenciosos adorem a Deus.

Momentos dolorosos confiem em Deus.

Cada momento agradeça a Deus.

Bom amigo, Bianchi (in memoriam).

Resumo do Trabalho Final apresentado ao PEAMB/UERJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

CIANOACTÉRIAS COMO PARÂMETRO DE QUALIDADE AMBIENTAL: UM ESTUDO NO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ

Gláucia Freitas Sampaio

Março de 2008

Orientador: Olavo Barbosa Filho

Co-Orientador: Gandhi Giordano

Área de Concentração: Controle de Efluentes Líquidos e Emissões Atmosféricas.

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá, localizado no município do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil, é formado pelas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi. Estas lagunas estão interligadas ao mar pelo canal da Joatinga e têm como afluentes rios e canais que vertem dos maciços da Tijuca e da Pedra Branca. Recebem esgotos sanitários e efluentes industriais, além de contribuições difusas de águas de drenagem e circulação das massas de águas de várias origens, com elevada carga de poluição. A eutrofização cultural aliada aos processos de evolução de ecossistemas costeiros produziu um estado de degradação destas águas com constantes florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. O presente estudo tem como objetivo avaliar a ocorrência das cianobactérias (Classe Cyanophyceae) no Complexo Lagunar de Jacarepaguá e corroborar a hipótese de serem boas indicadoras de qualidade ambiental de águas salobras. Foi realizado um monitoramento ambiental nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi, nos anos de 2004 a 2006, sendo analisados parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os resultados obtidos demonstraram a dominância e a persistência das cianobactérias em elevadas concentrações de nutrientes, caracterizando a hipereutrofização dessas lagunas. As estratégias ecológicas das cianobactérias garantiram sua dominância em quase todo o período amostral e demonstraram ser um refinado sensor das variáveis ambientais. A salinidade não foi um fator de limitação ao desenvolvimento desses microorganismos. Desta forma, este estudo, oferece subsídios para gestão de recursos hídricos, corroborando com a legislação CONAMA 357/05-MMA, na sugestão de indicação deste parâmetro de qualidade ambiental também para ambientes salobros na classe 1.

Palavras-chaves: Fitoplâncton, Cianobactérias, Parâmetro de Qualidade Ambiental, Águas Salobras, Lagoas Costeiras, Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Abstract of Final Work presented to PEAMB/UERJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Environmental Engineering.

CYANOBACTERIA AS ENVIRONMENTAL QUALITY PARAMETERS: A STUDY IN JACAREPAGUÁ LAGOON COMPLEX

Gláucia Freitas Sampaio

March 2008

Supervisor: Olavo Barbosa Filho
Co-supervisor: Gandhi Giordano
Research Área: Wastewater and Air Pollution Control

The Jacarepaguá Lagoon Complex, located in the state of the Rio of Janeiro, in Southeast of Brazil, is formed by the lagoons of Jacarepaguá, Camorim, Tijuca and Marapendi. These lagoons are interconnected to the sea by the Joatinga canal and receive contribution from tributary rivers and channels that come from Tijuca and Pedra Branca massifs. They receive industrial and domestic effluents, including diffuse contributions of the drainage basin, as well as water circulation from several origins, with a high pollution load. The cultural eutrophication associated with coastal ecosystems evolution processes, have produced a state of degradation of these waters with frequent waterblooms of potentially toxic cyanobacteria. The objective of the present study is to evaluate the presence of Cyanobacteria (Class Cyanophyceae) in the Jacarepaguá Lagoon Complex and also to corroborate the hypothesis of using them as a good bioindicators of environmental quality in brackish waters. An environmental monitoring program has been carried out in the lagoons of Jacarepaguá, Camorim, Tijuca and Marapendi from 2004 to 2006, including physical, chemical and biological parameters analysis. The results showed the dominance and persistence of Cyanobacteria at high concentrations of nutrients, characterizing the hypereutrofication of these lagoons. The ecological strategies of Cyanobacteria were responsible for their dominance in almost the whole period of study and demonstrated that they can be used as a good sensor of environmental variables. The salinity did not demonstrate to be a limiting factor to the development of these microorganisms. In this way, this study provides subsidies for water resources management, corroborating with Brazilian legislation (CONAMA 357/05-MMA) suggesting the inclusion of Cyanobacteria as a parameter of environmental quality in brackish environments classified as Class 1.

Keywords: Phytoplankton, Cyanobacteria, Environmental Quality Parameter, Brackish Waters, Coastal Lagoons, Jacarepaguá Lagoon Complex.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1.1 - Vista panorâmica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Fonte: www.serla.rj.gov.br. 1-Laguna de Jacarepaguá; 2-Laguna do Camorim; 3-Laguna da Tijuca e 4-Laguna de Marapendi 29
- Quadro 1.1 - Principais características das sub e micro-bacias que drenam as lagunas do Sistema Lagunar de Jacarepaguá e os percentuais de ocupação das áreas de entorno. 32
- Figura 1.2 – Ocupação de diversas ilhas na laguna da Tijuca: Coroa, Pitangueiras, Gigoia, Pescadores, Garças, Primeira, Mangue Alto, Clube Marina, Fantasia e Ribeiro. Fonte SERLA. 34
- Figura 1.3 - Vista parcial da laguna de Marapendi no trecho protegido pela Reserva Biológica. 35
- Figura 1.4 – Intervenção antrópica nas margens da laguna da Tijuca. 37
- Figura 1.5 - Pontos clandestinos de lançamentos de efluentes domésticos no rio Guerengüê que despeja suas águas na laguna de Jacarepaguá. 37
- Figura 1.6 - Matérias vinculadas nos meios de comunicação demonstrando os problemas ambientais do complexo lagunar de Jacarepaguá. 38
- Figuras 1.7 e 1.8 - Florações de Cianobactérias conferindo coloração verde nas águas da laguna da Tijuca. As partes mais escuras referem-se a região com baixa profundidade devido ao assoreamento. (Fontes SERLA /FEEMA). 39
- Figura 1.9 – Desembocadura do canal do Cortado - laguna de Jacarepaguá, completamente coberto por *Eichornia crassipes* e *Typha dominguensis* (margens). 41
- Figura 1.10 - *Eichornia crassipes* coexistindo com as florações de Cianobactérias na laguna de Jacarepaguá. 41
- Figura 1.11 - Ocorrência de florações em diversos períodos nas águas das lagunas. Este fenômeno de floração é recorrente e conhecido pela comunidade local de pescadores, como sendo “sementes de gigoga”- *Eichhornia crassipes*: (a) Cianobactérias co-existindo com macrófitas; (b) material concentrado em rede de coleta; (c) coloração esverdeada nas águas da laguna da Tijuca; (d) água da laguna do camorim, totalmente verde pela presença de Cianobactérias. 44
- Figura 1.12 - Arroio Fundo desembocando na laguna do Camorim. Fonte: Mario Moscateli. 46
- Figura 1.13 - Arroio Pavuna com suas águas escuras sob influência do distrito industrial de Jacarepaguá. Fonte: Mario Moscateli. 46
- Figura 1.14 - Coloração verde da água pela presença de *M. aeruginosa* no canal da Joatinga. Fonte: FEEMA 46

- Figura 1.15 - Atividade pesqueira artesanal bastante desenvolvida nas lagunas de Jacarepaguá e do Camorim. Ocorrem espécies de interesse econômico como Tainhas, Savelhas e Tilápias, dentre outras. 47
- Figuras 2.1 - Morfologia variada das Cianobactérias: (a) unicelular em processo de divisão; (b) colonial; (c) filamentosa com bainha mucilaginosa; (d) filamentosa com formação de heterocito. As fotos a, c e d fazem parte do material deste estudo e a foto b pertence a Sant`Anna, 2004. 50
- Figura 2.2 - Gêneros de Cianobactérias potencialmente tóxicas, freqüentemente encontrados em ecossistemas aquáticos (FUNASA, 2003). 55
- Quadro 2.1 - Relação das principais toxinas produzidas pelas Cianobactérias. 57
- Figura 3.1 – Mapa com a localização da área de estudo. 63
- Figura 3.2 - Rede de plâncton – Equipamento utilizado para concentrar os organismos fitoplanctônicos a serem identificados nas análises qualitativas. A massa verde intenso, no interior do equipamento, refere-se ao concentrado de Cianobactérias e outras micro-algas. 65
- Figura 3.3 - Técnica de sedimentação Utermöhl. a) Microscópio invertido marca Wild-Zeiss utilizado para a contagem com um contador manual à frente; b) Amostras preparadas em câmaras de sedimentação com volumes de 50 mL (esquerda) e 2 mL utilizadas nas análises quantitativas. 72
- Figura 3.4 - Cálculo do fator de conversão para contagem de células em microscópio invertido. 72
- Figura 4.1 – Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi) na laguna de Jacarepaguá, nos anos de 2004, 2005 e 2006. 80
- Figuras 4.2, 4.3, 4.4 – Variação temporal da temperatura da água, salinidade e condutividade elétrica na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. 81
- Figuras 4.5, 4.6, 4.7 – Variação temporal do pH, oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio Kjeldahl na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 82
- Figuras 4.8, 4.9 e 4.10 – Variação temporal do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na laguna de Jacarepaguá, nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 83
- Figuras 4.11, 4.12 e 4.13 – Variação temporal do fósforo total, ortofosfato e clorofila *a* na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 84

- Figura 4.14 – Variação temporal da feofitina na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. 85
- Figuras 4.15 e 4.16 – Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi) e temperatura da água na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. 86
- Figuras 4.17, 4.18 e 4.19 – Variação temporal da salinidade, condutividade elétrica e pH na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006 O tracejado representa a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).. 87
- Figuras 4.20, 4.21 e 4.22 – Variação temporal do oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio amoniacal na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 88
- Figuras 4.23, 4.24 e 4.25 - Variação temporal do nitrito, nitrato e fósforo total na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 89
- Figuras 4.26, 4.27 e 4.28 - Variação temporal do ortofosfato, clorofila *a* e feofitina na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 90
- Figuras 4.29, 4.30 e 4.31- Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi), temperatura da água e salinidade na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. 92
- Figuras 4.32, 4.33 e 4.34 - Variação temporal da condutividade, pH e oxigênio dissolvido (OD) na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 93
- Figuras, 4.35, 4.36 e 4.37 - Variação temporal do nitrogênio Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e nitrito na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 94
- Figuras 4.38, 4.39, 4.40 - Variação temporal do nitrato, fósforo total e ortofosfato na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 95
- Figuras 4.41 e 4.42 - Variação temporal da clorofila *a* e feofitina na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. 96

- Figuras 4.43 - Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi) na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. 97
- Figuras 4.44, 4.45 e 4.46 - Variação temporal da temperatura da água, salinidade e condutividade elétrica na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. 98
- Figuras 4.47, 4.48 e 4.49 - Variação temporal do pH, oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio Kjeldahl na laguna de Marapendi, nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 99
- Figuras 4.50, 4.51 e 4.52 - Variação temporal do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na laguna de Marapendi, nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 100
- Figuras 4.53, 4.54 e 4.55 - Variação temporal do fósforo total , ortofosfato e clorofila *a* na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA). 101
- Figura 4.56 - Variação temporal da feofitina na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. 102
- Figura 4.57 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas. 103
- Figura 4.58 – Frequência de ocorrência dos táxons registrados na laguna de Jacarepaguá. 104
- Figura 4.59 - Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna de Jacarepaguá. 104
- Figura 4.60 Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas. 105
- Figura 4.61 - Frequência de ocorrência dos táxons registrados na laguna do Camorim. 106
- Figura 4.62 -. Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna de Camorim. 106
- Figura 4.63 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas 107

- Figura 4.64 - Frequência de ocorrência dos táxons registrados na laguna da Tijuca. 108
- Figura 4.65 - Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna da Tijuca. 108
- Figura 4.66 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas. 109
- Figura 4.67 - Frequência de ocorrência dos táxons analisados na laguna de Marapendi. 110
- Figura 4.68 - Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna de Marapendi. 110
- Prancha 4.1 – Táxons de Cianobactérias mais representativos das lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi. Fig. 1 e 2 - *Aphanizomenon* sp.(10 e 5 μ m); Fig. 3 e 4 - *Planktothrix* sp. (10 e 5 μ m); Fig. 5 e 6 - *Microcystis aeruginosa* (10 e 5 μ m); Fig. 7 e 8 - *Jaaginema subtilissima*.(5 e 10 μ m). 113
- Figura 4.69 - Dendograma da análise de agrupamento entre as estações de coleta e a densidade fitoplanctônica (células/mL) nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi durante os anos de 2004, 2005 e 2006. Aplicou-se o método de aglomeração de Ward e a medida de distância Euclidiana. 114
- Figura 4.70 – Laguna de Jacarepaguá - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna de Jacarepaguá e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1(chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade),Temp.água (temperatura da água), Secchi, Cl *a* (clorofila *a*) e Feo (feofitina). 116
- Figura 4.71 – Laguna do Camorim - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna de Camorim e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1(chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade),Temp.água (temperatura da água), Secchi, Cl *a* (clorofila *a*) e Feo (feofitina). 117

- Figura 4.72 – Laguna da Tijuca - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna da Tijuca e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1(chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade),Temp.água (temperatura da água), Secchi, Cl *a* (clorofila *a*) e Feo (feofitina).

118

- Figura 4.73 – Laguna de Marapendi - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna de Marapendi e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1(chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade),Temp.água (temperatura da água), Secchi, Cl *a* (clorofila *a*) e Feo (feofitina).

119

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1 - Valores morfométricos das lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi para a caracterização física do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. 31
- Tabela 3.1 – Estações de coleta com seus códigos, coordenadas e referências. 64
- Tabela 3.2 - Relação das variáveis abióticas analisadas, suas metodologias analíticas e respectivos limites de detecção. 67
- Tabela 4.1 – Valores médios mensais das chuvas acumuladas e nas 24 horas que antecederam as coletas; maré predominante e média diária da temperatura do ar, relativos às datas de amostragens dos anos de 2004, 2005 e 2006. 77

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	20
OBJETIVOS	23
1 - ÁREA DE ESTUDO – COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ	25
1.1 - Ecologia das lagoas costeiras	25
1.2 - Caracterização do meio físico do Complexo Lagunar de Jacarepaguá	27
1.2.1 - <u>Geomorfologia e clima da baixada de Jacarepaguá</u>	27
1.2.2 - <u>Hidrologia do Complexo Lagunar de Jacarepaguá</u>	28
1.3 - Caracterização do meio biótico do Complexo Lagunar de Jacarepaguá	36
1.3.1 - <u>Degradação ambiental e seus impactos sobre o Complexo Laguna de Jacarepaguá</u>	36
1.3.2 - <u>O meio ambiente eutrofizado e os efeitos sobre a integridade biótica</u>	39
2 – CIANOBACTÉRIAS	49
2.1 - Definição e características gerais	49
2.2 - Mecanismos adaptativos que favorecem o desenvolvimento das Cianobactérias	51
2.3 – Toxicidade das Cianobactérias – Riscos ambientais nos corpos hídricos	53
2.4 – Fatores que favorecem a dominância de Cianobactérias	57
2.5 - Parâmetro de qualidade ambiental	59
3 – METODOLOGIA	62
3.1 – Conjunto de dados utilizados	62
3.2 – Procedimentos de amostragem	62
3.2.1 – <u>Variáveis abióticas</u>	64
3.2.2 – <u>Variável biótica – Fitoplâncton</u>	65
3.3 - Procedimentos analíticos	66
3.3.1 - <u>Variáveis abióticas</u>	66
3.3.2 - <u>Variável biótica – Fitoplâncton</u>	71
3.3.2.a – Identificação das populações	71
3.3.2.b - Densidade fitoplanctônica	71
3.3.2.c – Testes de toxicidade	73
3.4 – Tratamento estatístico dos dados	73
3.4.1 - <u>Abundância, riqueza taxonômica e frequência de ocorrência</u>	73
3.4.2 - <u>Índices biológicos</u>	74
3.4.3 - <u>Análises multivariadas</u>	75

4 –	DADOS UTILIZADOS, RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO	76
4.1 –	Variáveis climatológicas	76
4.2 –	Variáveis hidrológicas	78
4.3 –	Variáveis abióticas e bióticas	78
4.3.1 -	<u>Físicas e químicas</u>	79
4.3.2 –	<u>Fitoplâncton</u>	102
4.4 –	Tratamento estatístico dos dados	114
4.4.1 –	<u>Análise de agrupamento</u>	114
4.4.2 -	<u>Análise de ordenação</u>	115
4.5 –	Toxicidade	119
4.6 –	Caracterização da qualidade das águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá	121
5 –	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	136
5.1 –	Conclusões	136
5.2 –	Recomendações	140
	REFERÊNCIAS	141
	APÊNDICE A – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna de Jacarepaguá nos anos 2004, 2005 e 2006.	159
	APÊNDICE B – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna do Camorim nos anos 2004, 2005 e 2006.	160
	APÊNDICE C – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna da Tijuca nos anos 2004, 2005 e 2006.	161
	APÊNDICE D – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna de Marapendi nos anos 2004, 2005 e 2006.	162
	APÊNDICE E – Lista geral dos táxons fitoplanctônicos identificados através das análises qualitativas e quantitativas nas lagunas de Jacarepaguá, camorim, Tijuca e Marapendi, com as respectivas frequências de ocorrências. Os táxons representados com (*) foram registrados somente nas análises qualitativas.	163
	APÊNDICE F – Densidade total do fitoplâncton (cel/mL), riqueza e diversidade específica na laguna de Jacarepaguá.	166
	APÊNDICE G - Densidade total do fitoplâncton (cel/mL), riqueza e diversidade específica na laguna do Camorim.	167
	APÊNDICE H - Densidade total do fitoplâncton (cel/mL), riqueza e diversidade específica na laguna da Tijuca.	168
	APÊNDICE I - Densidade total do fitoplâncton (cel/mL), riqueza e diversidade específica na laguna de Marapendi.	169

CYANOBACTÉRIAS COMO PARÂMETRO DE QUALIDADE AMBIENTAL: UM ESTUDO DO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ

INTRODUÇÃO

Os impactos sobre os sistemas lagunares, principalmente pelo adensamento populacional na zona costeira brasileira têm exigido mudanças nos conceitos de avaliação ambiental.

Os ambientes costeiros têm apresentado um marcante interesse científico, não só pelas ações físico-químicas, ocasionadas por importantes fluxos de matéria e energia, como também, por razões econômicas e ecológicas (AZEVEDO e CARMOUZE, 1994).

A integração da ciência básica (com uma visão sistêmica do problema) com a política pública tem demonstrado que a ecologia, a limnologia e a engenharia ambiental devem promover ações visando bons resultados na aplicação de programas de manejo, recuperação de sistemas aquáticos e para o gerenciamento ambiental dos corpos d'água. Desta forma, os princípios ecológicos de funcionamento do ambiente vêm se tornando prerrogativas importantes para a aplicação de medidas operacionais e legais de modo a garantir às necessidades dos usos da água para as gerações presentes e futuras.

Apesar da constatação de que a água é um dos recursos naturais mais importantes do planeta, verifica-se que os recursos hídricos em geral, e especialmente aqueles que drenam áreas urbanas, vem sofrendo alterações qualitativas e quantitativas por usos inadequados para diluição de efluentes domésticos e industriais e pela poluição difusa proveniente do adensamento urbano.

A poluição tem sido definida, no seu sentido mais amplo, como sendo qualquer modificação das características de um ecossistema, de modo a torná-lo impróprio para as formas de vida que ele abriga (BRANCO, 1986).

Os sistemas lagunares, compreendem o principal sistema lêntico do país (ESTEVES, 1988) e são ambientes tipicamente de deposição e sedimentação, submetidos ao forte estresse em função das atividades humanas concentradas nas áreas costeiras. O processo natural de sedimentação em lagunas tem sido acelerado por altas taxas de material orgânico provenientes dos rios e pela disposição imprópria de esgotos na água.

A crescente poluição nesses ambientes aquáticos vem causando o enriquecimento artificial (eutrofização) e com isso aumentando a probabilidade de proliferação de

Cianobactérias em altas concentrações (CARMICHAEL, 1992). Verifica-se então, que a dominância de determinadas espécies ou grupos taxonômicos está associada a dois fatores principais, como a concentração de nutrientes (N e P) e a salinidade (DOMINGOS, 2006). O processo da eutrofização tem causado a perda de qualidade das águas e tem favorecido cada vez mais a ocorrência de florações de Cianobactérias em diversos corpos hídricos em nível mundial.

As Cianobactérias, também conhecidas como “algas azuis”, têm sido abordadas em vários estudos como uma das classes mais dominantes do fitoplâncton em sistemas eutrofizados. Verifica-se que apesar das espécies de Cianobactérias terem uma marcada amplitude ecológica, individualmente elas são caracterizadas por marcadas especializações exibindo profunda sensibilidade às mudanças ambientais (PAERL, 1988). A maior constância ambiental, devido à sazonalidade pouca marcada nos trópicos, tem demonstrado favorecer a ocorrência de longos períodos de dominância de Cianobactérias (HUSZAR et al., 2000).

No Brasil, estudos demonstram que 52% dos ecossistemas continentais apresentam altas percentagens de Cianobactérias e ocorrência de intensas florações, sendo essa dominância marcante em lagunas costeiras (HUSZAR e SILVA, 1999).

Além dos desequilíbrios ecológicos do ponto de vista de perda de diversidade e de alterações ao longo da cadeia trófica, as florações de Cianobactérias também apresentam problemas à saúde humana pela produção de metabólitos secundários (toxinas) que alteram a qualidade sanitária e ambiental do ecossistema. Essas toxinas são reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos (CHORUS e BARTRAM, 1999). A ocorrência e o controle das Cianobactérias e as toxinas por elas produzidas e liberadas no meio aquático, têm atraído grande atenção dos órgãos públicos de proteção ambiental, institutos de pesquisa e companhias de saneamento, face aos riscos potenciais de perda da qualidade da água em seus usos preponderantes.

Com relação ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá, tema desta pesquisa, o primeiro registro em literatura de ocorrência de Cianobactérias foi apresentado por Semeraro e Costa (1972). Desde então, vários relatos de florações com Cianobactérias potencialmente tóxicas têm sido descritos, considerando-se a importância sócio-econômica e ambiental (potencial pesqueiro, qualidades cênicas e das atividades recreacionais) dessas lagunas costeiras.

A escolha do Complexo Lagunar de Jacarepaguá como área de estudo levou em consideração tratar-se de lagunas costeiras urbanas, mixohalinas, com grandes impactos antrópicos, hipereutrofizadas (OECD, 1982), com florações constantes de Cianobactérias, aliado à existência de grande massa de dados ambientais disponíveis para sua caracterização

ambiental. Desta forma, o desenvolvimento de estudos ambientais utilizando-se de indicadores biológicos, em especial com a comunidade das Cianobactérias - aliado aos fatores abióticos e ambientais - tornam-se de grande importância para o entendimento da dinâmica dos ambientes lagunares interiores, permitindo assim a obtenção de informações para a implementação de ações para o gerenciamento ambiental.

A escolha das Cianobactérias como parâmetro indicador de qualidade ambiental para águas salobras, visa estabelecer mais um padrão biológico de classificação e avaliação da qualidade das águas de acordo com seus usos preponderantes. A comunidade das Cianobactérias tem refletindo com grande sensibilidade e rapidez às mudanças ambientais naturais ou antrópicas, pois apresentam um tempo de geração muito curto com expressiva contribuição à produtividade e atuam como base da cadeia trófica aquática (REYNOLDS, 2006). Desta forma, denota-se a importância de utilização destes microorganismos como indicadores de qualidade ambiental sendo, essas espécies, excelentes sensores das propriedades do ambiente (BRANCO,1991).

Os estudos sobre as características e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica são interessantes tanto para os cientistas como para os gestores, já que permitem conhecer melhor o funcionamento do ecossistema e de seus recursos (OCHOA e TARAZONA, 2003).

Assim sendo, o conhecimento da dinâmica das Cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, torna-se relevante não apenas por sua importância como produtor primário do corpo d'água como também por serem as flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa indicadoras eficientes das alterações naturais ou antrópicas. Além do mais, esses microrganismos causam danos às relações humanas, estando frequentemente relacionados ao fenômeno da eutrofização e de florações tóxicas, fatores estes que repercutem nos usos múltiplos das lagunas costeiras em seus aspectos estéticos, recreacionais e econômicos ¹.

1 Durante o desenvolvimento desta dissertação diversas manchetes no jornalismo colocaram o Complexo Lagunar de Jacarepaguá em evidência pela questão ambiental. A ocorrência de florações de Cianobactérias em janeiro de 2007 revelou resultados positivos para a presença de microcistinas nas águas do sistema lagunar e da praia da Barra. Tais resultados justificaram a interdição da praia durante o período em que os resultados indicavam riscos aos banhistas. Novamente, em outubro de 2007 novas análises realizadas na água da laguna da Tijuca, revelaram a presença tóxica de *Microcystis aeruginosa*, no entanto, sem ser detectada a toxina na água da praia. Diante deste fato, a FEEMA intensificou o monitoramento do Complexo Lagunar de Jacarepaguá em alerta para os riscos potenciais de contaminação humana pelo consumo do pescado ou pelo contato de uso primário.

OBJETIVOS

Este estudo fundamenta-se em duas premissas: a importância ecológica das lagunas costeiras, em especial a caracterização ambiental do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e a utilização das Cianobactérias como parâmetro de qualidade ambiental de ecossistemas salobros. A partir de então, busca-se estabelecer padrões de distribuição das Cianobactérias nas diferentes lagunas do Complexo de Jacarepaguá, relacionando-os com os diversos fatores ambientais principalmente a salinidade.

Definem-se a seguir os objetivos deste estudo:

- Monitorar a qualidade de água das lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi através de análises do fitoplâncton correlacionadas com as variáveis ambientais;
- Verificar a influência dos parâmetros físicos e químicos (salinidade, temperatura, transparência da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, séries nitrogenada e fosforada e pigmentos fotossintéticos) para o desenvolvimento das Cianobactérias;
- Avaliar a ocorrência e persistência das Cianobactérias em diferentes gradientes de salinidade;
- Fornecer subsídios, através da caracterização da qualidade das águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, para a indicação das Cianobactérias como parâmetro de qualidade ambiental também em águas salobras.

No **Capítulo 1** apresentou-se a área de estudo e fez-se referência a ecologia das lagunas costeiras com relação ao processo natural de eutrofização, dentro da sucessão ecológica, bem como a eutrofização antropogênica ou “cultural” imposta sobre o Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Na complexa estrutura deste ecossistema fica evidente que a ação antropogênica vem causando alterações nos vários processos ecológicos das lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi, comprometendo assim a capacidade de recuperação e acarretando condições impróprias para manutenção da qualidade de suas águas em seus usos preponderantes. Através das descrições geo-morfológicas, sedimentológicas e dos processos dinâmicos de circulação de águas formadoras do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, pôde-se observar a influência de diferentes massas de águas de origens pluviais, fluviais e de regimes de marés, caracterizando assim o seu meio físico. A caracterização do meio biótico demonstrou a degradação do meio natural, indicando um ambiente altamente

eutrofizado com comprometimentos à integridade biótica, principalmente relacionada às florações tóxicas de Cianobactérias, a perda estética de suas águas e ao potencial pesqueiro.

No **Capítulo 2** apresentam-se as características gerais das Cianobactérias - um ser primitivo, com uma simplicidade estrutural, intermediária entre as bactérias e as algas, com organização celular procariótica e com fisiologia fotossintética muito similar a das algas (eucarióticas). Neste capítulo serão discutidos os mecanismos adaptativos que favorecem sua ocorrência nos mais diversos tipos de ambientes, principalmente sua ocorrência em ambientes salobros. Bem como, sua importância em virtude dos problemas que podem causar nos ecossistemas aquáticos, tanto do ponto de vista ecológico com suas florações, como pelo sanitário, prejudiciais pela produção de compostos metabólicos - as cianotoxinas. Além disso, fundamentou-se também que a ocorrência e dominância desses microrganismos num determinado meio podem traduzir as demais forças condicionantes, sendo assim podendo ser considerada como um bom parâmetro para avaliação da qualidade ambiental.

Todos os aspectos metodológicos empregados neste estudo estão demonstrados no **Capítulo 3** e foram sempre baseados na preconização de métodos aceitos internacionalmente, além de um conjunto de dados obtidos de séries históricas.

No **Capítulo 4**, foram apresentados os resultados das séries históricas e os obtidos através das análises biológicas (densidade total do fitoplâncton e de Cianobactérias e a composição florística) e das análises ambientais (temperatura, transparência da água, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, nutrientes - N e P, clorofila *a* e feofitina), indispensáveis à caracterização da qualidade das águas das lagoas, segundo os critérios já estabelecidos na legislação ambiental (resolução CONAMA 357/05/MMA). A discussão dos resultados permitiu evidenciar as variações espaço-temporais (máximas e mínimas) em cada laguna, estabelecendo assim diversas inter-relações da dinâmica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e em especial para a comunidade de Cianobactérias. As conclusões e recomendações são apresentadas no **Capítulo 5** e fornecem subsídios para futuros estudos preconizando ações para o gerenciamento ambiental pelos órgãos públicos que cuidam deste complexo lagunar.

Deste modo, este estudo apresenta uma sugestão para a indicação das Cianobactérias como parâmetro de qualidade ambiental de ambientes salobros da Classe 1, conforme a atual classificação estabelecida pela resolução CONAMA 357/05/MMA.

1 – ÁREA DE ESTUDO – COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ

1.1 - Ecologia das lagoas costeiras

A conceituação mais usualmente aceita para lagoas costeiras foi estabelecida por Kjerfve (1994), como: “Corpo d’água interior, usualmente com orientação paralela à costa, separado do mar por barreiras, conectado ao oceano por uma ou mais comunicações restritas e possuindo profundidades que não ultrapassam a poucos metros”. Elas sempre apresentam alta produtividade primária e são valiosas pelo potencial pesqueiro. Na escala geológica, apresentam curta durabilidade com sua existência intrinsecamente vinculada a eficiência de filtração e as taxas relativas de trocas com o mar. O termo, lagoa costeira é definido pelo Glossário de ecologia (WERNER, 2002), como sendo um corpo d’água que se forma na região próxima à costa, devido às modificações do nível do mar pela ação do próprio mar, do sistema fluvial e do vento, tendo salinidade variável.

No Brasil, de forma geral, usa-se o termo lagoa em referência a todos os corpos d’água costeiros e interiores (ESTEVEES, 1988). Entretanto, no decorrer desta dissertação será sempre adotada a denominação de lagoa, conforme conceituado acima.

As lagoas são sistemas de grandes importâncias ecológicas, sociais e econômicas, relacionadas à sua ampla distribuição na costa brasileira (BOZZELLI e HUSZAR, 2003). Os processos lagunares são muito variados e dependem do tamanho da bacia, profundidade, fluxo das águas, área de drenagem e a própria origem (gênese) do ecossistema aquático. Existe ainda, um padrão ligado ao aumento da produtividade nas áreas de contato entre ecossistemas aquáticos e terrestres (PINTO-COELHO, 2000).

A eutrofização é um processo natural, dentro da sucessão ecológica, de maturação de um ecossistema lacustre (BRAGA et.al., 2006). O estado trófico de uma lagoa se refere a sua carga de nutrientes disponível e a produtividade biológica podendo, ser classificado como eutrófico, mesotrófico e oligotrófico (MARGALEF, 1983b). A condição de eutrófico pode ser atingida através de processos naturais de aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais. Essa condição natural é lenta, contínua e chamada de envelhecimento natural (ESTEVEES, 1988).

A eutrofização induzida pelo homem é chamada de artificial, cultural ou antropogênica e consiste do envelhecimento precoce dos ambientes lagunares. Esta eutrofização antropogênica ou poluição é um processo dinâmico que resulta em modificações quali-quantitativas nas características físicas e químicas da água, bem como em toda a

comunidade biótica (ESTEVES, 1988). Ocorre uma entrada de material orgânico e inorgânico muito acima da capacidade de homeostase - processos dinâmicos de auto-manutenção - do ambiente (RICKLEFS, 2003).

Com base na literatura, constata-se que os principais fatores relacionados com a eutrofização são os nutrientes (nitrogênio e fósforo), a radiação solar e a temperatura. As conseqüências desse processo impactam a qualidade da água e a utilização dos recursos hídricos, diminuindo a diversidade biológica, proliferando as cianobactérias potencialmente tóxicas e alterando as concentrações de oxigênio. Mais recentemente, têm-se verificado que a salinidade e a concentração de nutrientes são fatores muito relevantes nos estudos dos ecossistemas aquáticos costeiros (DOMINGOS, 2006).

Segundo o relatório técnico do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2007), as elevadas concentrações de nutrientes e outras condições ambientais favoráveis, como os gradientes térmicos e a salinidade variável e, ainda, as excepcionais condições de abrigo e suporte à reprodução e à alimentação inicial da maioria das espécies que habitam os oceanos, transformaram os ambientes costeiros num dos principais focos de atenção no que diz respeito à conservação ambiental e à manutenção da biodiversidade.

Os ecossistemas lênticos litorâneos (lagos costeiros e lagunas) são particularmente abundantes na costa brasileira e a costa leste fluminense consiste em excelente exemplo das seqüências sedimentares transgressivas e regressivas do nível do mar, o qual contribuíram para a formação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. O Rio de Janeiro representa o segundo estado em corpos d'água costeiros, com um total de 50 entre a Ilha Grande e a Baixada Campista (AMADOR, 1996). Aproximadamente 13% dos ambientes costeiros existentes no mundo, representados por sistemas lagunares, se caracterizam por acumular matéria orgânica e apresentar alta produtividade e biomassa, tanto autotrófica como heterotrófica (BARNES, 1980).

Calheiros (2006) sugere o termo planície costeira de Jacarepaguá e a caracteriza como um conjunto de lagunas separadas por cordões arenosos resultantes das oscilações do nível relativo do mar nos últimos 7.000 anos e tendo suas características naturais modificadas pela urbanização nos últimos 30 anos. A zona costeira apresenta grande instabilidade, com variedade temporal e espacial, em função de uma série de processos geológicos continentais e marinhos.

Os processos litorâneos que ocorrem na região costeira lagunar influenciam na circulação e renovação da água e no transporte de escalares - sal, sedimentos e contaminantes

(MARQUES, 1984). Desta forma, a morfologia dos corpos d'águas costeiros sofre os efeitos diretos do regime hidráulico salino bem como das intervenções humanas nesses ambientes.

Segundo Kjerfve (1994), as lagunas costeiras do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, podem ser classificadas como “sufocadas” e sob estresse por apresentarem longo tempo de residência e pouca troca de água com o mar, o que acentua o processo de eutrofização.

Então como exemplo para os aspectos ecológicos discutidos neste capítulo, as lagunas costeiras do complexo de Jacarepaguá servirão como o estudo de caso, de um sistema com tendência natural de apresentar modificações num espaço de tempo geológico. O seu complexo dinamismo e às suas conformações e dimensões, aliadas as recentes alterações antropogênicas estão contribuindo com danos irreversíveis ao sistema, comprometendo as importantes funções que essas lagunas realizam.

1.2 - Caracterização do meio físico do Complexo Lagunar de Jacarepaguá

1.2.1- Geomorfologia e clima da baixada de Jacarepaguá

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá está localizado na região sudeste do Brasil, no município do Rio de Janeiro, entre as latitudes 22° 58' W e 23° 01' S e longitudes 43° 0' e 43° 29' W (FEEMA, 1980a) (**Figura 1.1**). Limita-se ao sul, pelo Oceano Atlântico e pelos maciços da Pedra Branca (ao norte) e da Tijuca (a oeste) com uma superfície aproximada de 120 km², sendo apenas 10% constituído pela área alagada das lagunas. A Baixada de Jacarepaguá é um ambiente costeiro, com aproximadamente 18,5 km de extensão e caracteriza-se por praias retilíneas e um conjunto de lagunas separadas do mar por cordões arenosos resultantes das oscilações do nível relativo do mar nos últimos 7.000 anos A.P. (CALHEIROS, 2006).

A origem deste sistema lagunar relaciona-se ao período de variação do nível do mar no Holoceno, onde os movimentos de transgressão marinha transformaram a Baixada em uma enseada com níveis de água acima dos níveis atuais. Este complexo lagunar está situado sobre uma planície paludial sedimentar do Quaternário, com suave declividade, onde se podem encontrar diferentes tipos de terrenos como: areais, mangues, turfeiras e depósitos de vasas orgânicas (PIMENTA e MARQUES, 2003).



FIGURA 1.1 – Vista panorâmica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Fonte: www.serla.rj.gov.br.
1-Laguna de Jacarepaguá; 2-Laguna do Camorim; 3-Laguna da Tijuca e 4-Laguna de Marapendi

Os maciços que circundam a Baixada são formados por rochas cristalinas e guarda o ponto mais alto da cidade do Rio de Janeiro, o pico da Pedra Branca com 1024 m de altitude.

Essas elevações tornam-se divisores de águas da bacia drenante ao sistema lagunar, sendo constituído a oeste pelas linhas de crista do Maciço da Tijuca e ao norte pelo Maciço da Pedra Branca. A área total de drenagem da bacia hidrográfica é de aproximadamente 300 km² sendo que 176 km² referem-se aos rios contribuintes que deságuam nas lagoas (SONDOTÉCNICA, 1998a).

Os processos geológicos na região da bacia hidrográfica dos maciços da Pedra Branca e Tijuca são deflagrados por condições de alta pluviometria aliados à movimentação de solos em áreas de declividade acentuada, aliados as características montanhosas impróprias à ocupação humana, uma vez que cerca de 80 km² estão acima da cota 100 m, cobertas por florestas, (COHIDRO, 2006).

A Baixada de Jacarepaguá apresenta-se submetida à ação de ventos constantes (que variam de direção com predominância dos ventos de sudoeste e as brisas marinhas e continentais) e está localizada numa área intertropical com intensa insolação anual (MARQUES, 1984).

O clima é do tipo “A” (tropical), segundo a classificação de Köppen, variando aos tipos Af (clima tropical quente e úmido sem estação seca) e Aw (clima tropical quente e úmido, com verão úmido e inverno seco) em função dos contrastes da topografia entre as

áreas planas da planície e as montanhas e pela proximidade do mar. As temperaturas são elevadas na planície costeira e suavizadas pelos ventos litorâneos, nas áreas mais elevadas. A pluviometria na planície costeira apresenta pequenos coeficientes de variação anual e grandes variações mensais. Os ventos predominantemente Sul e as temperaturas mais elevadas são registrados no período de primavera /verão (CALHEIROS, 2006).

1.2.2- Hidrologia do Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Das vertentes convergem os cursos d'água que drenam para o complexo lagunar, compreendendo dois subsistemas: O primeiro é formado pelas lagunas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca com uma extensão de 13 km² de área interligada ao mar pelo canal de Joatinga e o segundo pela laguna de Marapendi, localizada entre uma estreita faixa de restinga recente (praia da Barra da Tijuca e do Recreio dos Bandeirantes) e o sistema que compõe as lagunas interiores (MARQUES, 1984).

O volume de água do conjunto lagunar, estimado é de pouco mais de $2,38 \times 10^7 \text{ m}^3$. A laguna de Jacarepaguá é a mais interiorizada do complexo lagunar e possui uma área de 3,7 km², tendo uma profundidade média de 3,32m (PIMENTA e MARQUES, 2003), recebendo uma forte influência do continente pelo aporte fluvial. A laguna de Camorim é a menor de todas, com 0,8 km², comportando-se como um canal de ligação entre as lagunas de Jacarepaguá e Tijuca. A laguna da Tijuca possui 4,8 km² de área e é através do canal da Joatinga que as águas de todo o complexo lagunar drenam para o oceano. A laguna de Marapendi possui um espelho d'água com 3,5 km² e uma extensão de 10 km de comprimento (COHIDRO, 2006). Comunica-se com a lagoa da Tijuca através do canal de Marapendi que estabelece uma ligação direta com o Canal da Joatinga, favorecendo as variações de fluxos induzidos pelas marés.

De acordo com Fernandes (1991), o subsistema Jacarepaguá-Camorim-Tijuca apresenta-se como um sistema estrangulado, onde a entrada de água do mar não é eficiente, sendo maior à exportação do sistema para o mar. Este processo não é acompanhado pelo sedimento, que fica preferencialmente retido no interior das lagunas. Em períodos de grande intensidade de chuvas, esse padrão é quebrado e observa-se a descarga de material nas áreas adjacentes. Este autor considera o sistema equivalente a um estuário com uma mistura de águas salinas e dulcícolas.

Historicamente, Corrêa (1936); Araújo (1978) denominaram a laguna do Camorim, como atual Jacarepaguá, dizendo que era um sistema de água salobra, enquanto a laguna da

Tijuca que possuía suas margens cobertas com manguezal arbóreo e exibia predominantemente água salgada. Quanto à laguna de Marapendi seria um sistema dulcícola com características de lago costeiro. Esta informação é corroborada em FEEMA (1984) onde é citado, que esta laguna constituía um sistema naturalmente dulcícola, e de forma preventiva a evitar a propagação do mosquito anofelino, tornou-se mesohalino com a comunicação com a laguna da Tijuca, através do canal artificial de Marapendi.

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá recebe água de diversas origens: precipitação e escoamento pluvial (chuvas freqüentes entre a baixada e os maciços), águas fluviais (rios que descem dos maciços), águas de sub-superfície (provenientes de lençóis freáticos das encostas e do mar) e águas do mar (penetram nas lagunas com os movimentos de marés). As maiores vazões e cargas foram observadas nos dias de maiores pluviosidades (MARQUES, 1984).

A área de drenagem desta bacia hidrográfica apresenta uma extensão territorial de 303,5 km², o que representa cerca de 25% do município do Rio de Janeiro (COHIDRO, 2006).

Do Maciço da Tijuca para a Laguna da Tijuca, drenam os rios da Barra, Cachoeira, Itanhangá e Muzema, originando uma área de drenagem em torno de 27 km², para a Laguna de Camorim drenam os rios Retiro, Arroio Fundo e Anil, com uma área de aproximadamente 92 km² (Prefeitura do Rio de Janeiro, 1999). Já, do Maciço da Pedra Branca para a Lagoa de Jacarepaguá, drenam os rios Pavuna, Pavuninha, Passarinho, Caçambé e Marinho. Merece também destaque, a bacia do rio Vargem Grande que drena do Maciço da Pedra Branca na porção situada a oeste, que apesar de desconectada do sistema lagunar se articula diretamente com o mar, através do Canal de Sernambetiba (COHIDRO, 2006).

A laguna de Jacarepaguá possui a maior área de drenagem da região com 102,8 km², recebendo uma vazão dos rios contribuintes de cerca de 0,78 m³/s. A laguna da Tijuca possui a maior área física, mas uma pequena área drenante com cerca de 26,9 km², cuja contribuição dos rios chega a 0,58 m³/s de vazão. Já a laguna de Camorim possui uma pequena área, repartida entre as áreas das lagunas de Jacarepaguá e da Tijuca, mas com uma grande área drenante de aproximadamente 91,7 km². Os rios que nela deságuam contribuem com mais de 50% da vazão total da região com equivalência de 1,58m³/s. A laguna de Marapendi possui uma área drenante de 4,6 km².

A seguir a **Tabela 1.1** apresenta as principais características métricas das lagunas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

TABELA 1.1 - Valores morfométricos das lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi. para a caracterização física do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.						
LAGUNA	Área (km ²)	Drenagem (km ²)	Largura média (km)	Comprimento Médio (km)	Perímetro (km)	Profundidade Média(m)
Jacarepaguá	3,7	102,8	0,93	4	15	3,32
Camorim	0,8	91,7	0,49	3,5	8	1,27
Tijuca	4,8	26,9	0,88	6	21	2,09
Marapendi	3,5	4,6	0,35	10	23	1,8

Fonte: FEEMA, 1991(dados extraídos de cartas batimétricas da SERLA,1977)

Os sistemas de drenagem associados às lagunas de Jacarepaguá caracterizam-se por apresentarem, dentre outros aspectos, pequenas dimensões, baixa densidade de drenagem e reduzidas hierarquias fluviais (SONDOTÉCNICA, 1998a).

A laguna de Marapendi não recebe aporte da rede fluvial por estar localizada entre dois cordões litorâneos (MUEHE, 1998), mas apresenta como elemento secundário o canal das Taxas.

De acordo com o levantamento realizado, foi verificado no curso deste trabalho, que há uma grande dispersão ou mesmo divergências entre os valores apresentados por variados autores referentes às informações qualitativas e quantitativas das várias microbacias e seus respectivos rios contribuintes. De modo a coligir os dados existentes oriundos de várias fontes adotou-se os dados apresentados pela tabela de COHIDRO (2006), representada no **Quadro 1.1**. As divergências entre autores que foram verificadas, quanto aos rios que fazem parte de uma ou outra sub-bacia, talvez possam ser justificadas pelas diversas obras de retificações que foram feitas como parte do programa de macro drenagem de Jacarepaguá (Prefeitura do Rio de Janeiro, 1999) e pelo Programa de Reabilitação Ambiental da Bacia de Jacarepaguá (folder promocional da Secretaria de Obras/Rio Águas).

QUADRO 1.1 - Principais características das sub e micro-bacias que drenam as lagunas do Sistema Lagunar de Jacarepaguá e os percentuais de ocupação das áreas de entorno.

Corpo Receptor	Sub/Micro Bacia	Curso D'água	Áreas (%)			Tempo concent (h)	Vazões máximas (m ³ /s)			
			Área (Km ²)	Florestas	Urbanizada		Dens. urb.	TR10	TR20	TR50
Laguna de Jacarepaguá	Micro bacia do rio Muzema	rio Muzema	1,12	33,7	60,3	0,0	0,42	8,0	10,7	13,6
	Sub Bacia da zona dos Canais	rio Calembá	1,50	29,9	70,1	0,0	1,08	8,0	10,5	13,1
	Sub Bacia da zona dos Canais	canal do Urubu	2,24	0,0	100,0	0,0	5,56	6,3	8,0	9,7
	Sub Bacia da zona dos Canais	rio Vargem Pequena	2,75	56,9	43,1	0,0	1,12	11,3	15,3	19,5
	Sub Bacia da zona dos Canais	rio Cancela	3,32	45,4	54,6	0,0	1,43	13,6	18,1	22,9
	Sub Bacia da zona dos Canais	canal do Portelo/ rio Marinho	17,67	28,7	71,3	0,0	11,76	28,5	36,5	44,5
	Sub Bacia da zona dos Canais	canal do Cortado	32,33	15,9	84,1	0,0	12,96	52,3	66,5	80,5
	Sub bacia dos Passarinhos	rio dos Passarinhos	2,80	15,3	84,7	0,0	1,29	15,2	19,6	24,3
	Sub bacia dos Passarinhos	rio Pavuninha	6,73	10,4	89,6	0,0	2,41	27,2	34,9	43,0
	Sub bacia do Guereguê	rio Areal	3,28	66,6	33,4	0,0	1,15	12,6	17,2	22,1
	Sub bacia do Guereguê	rio do Engenho Novo	9,29	61,3	38,7	0,0	1,62	32,7	44,1	56,2
	Sub bacia do Guereguê	arroyo Pavuna/Guereguê	21,22	29,2	70,8	0,0	3,94	61,8	80,0	98,6
Laguna do Camorim	Sub bacia do arroio Fundo/rio Grande	rio Pechincha	1,80	11,1	68,9	0,0	0,87	11,6	15,0	18,7
	Sub bacia do arroio Fundo/rio Grande	rio Banca da Velha	4,62	18,2	74,0	7,8	1,55	23,0	29,7	36,7
	Sub bacia do arroio Fundo/rio Grande	rio Covanca	4,76	65,9	34,2	0,0	1,00	19,5	26,6	34,2
	Sub bacia do arroio Fundo/rio Grande	rio Pequeno	8,68	67,4	32,6	0,0	1,05	34,4	47,0	60,5
	Sub bacia do arroio Fundo/rio Grande	rio Tindiba	14,21	33,6	60,4	0,0	1,83	57,4	75,2	93,9
	Sub bacia do arroio Fundo/rio Grande	arroyo Fundo/rio Grande	82,36	45,1	52,8	2,1	6,47	151,5	199,2	247,8
	Sub bacia do rio Camorim e rio Caçambê	rio Caçambê	4,69	54,4	45,6	0,0	1,10	20,3	27,3	34,8
	Sub bacia do rio Camorim e rio Caçambê	rio Camorim	7,24	72,5	27,5	0,0	1,47	24,2	32,9	42,3
	Sub bacia do rio Anil	córrego Portela	1,16	6,9	93,1	0,0	0,60	9,1	11,8	14,6
	Sub bacia do rio Anil	rio Papagaio	2,35	43,8	56,2	0,0	0,56	13,0	17,5	22,4
	Sub bacia do rio Anil	rio São Francisco	2,65	41,1	58,9	0,0	0,90	13,9	18,5	23,3
	Sub bacia do rio Anil	rio Sangrador	13,55	66,7	33,3	0,0	1,69	44,7	60,5	77,5
Sub bacia do rio Anil	rio Anil	23,37	56,3	43,7	0,0	2,82	67,7	96,8	113,0	
Laguna da Tijuca	Sub bacia do rio Cachoeira	rio Tijuca	4,14	75,0	25,0	0,0	0,59	18,7	26,1	34,1
	Sub bacia do rio Cachoeira	rio Itanhagá	4,22	52,9	47,1	0,0	0,88	19,9	26,9	34,3
	Sub bacia do rio Cachoeira	rio Gávea Pequena	4,77	81,6	18,4	0,0	0,55	20,8	29,3	38,7
	Sub bacia do rio Cachoeira	rio Cachoeira	16,77	81,0	19,0	0,0	1,46	53,2	72,9	94,1
	Sub bacia do rio das Pedras	rio Retiro	3,54	32,5	67,5	0,0	1,29	17,0	22,4	28,1
	Sub bacia do rio das Pedras	rio das Pedras	7,04	43,2	56,8	0,0	1,43	30,2	40,0	50,3
	Micro bacia do rio das Pedras	rio da Barra	2,04	73,0	27,0	0,0	0,36	10,3	14,5	19,2
Canal de Semambetiba	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Branco	0,91	40,0	60,0	0,0	0,77	5,0	6,7	8,5
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Portão	1,99	52,2	47,8	0,0	0,65	10,4	14,1	18,1
	Sub bacia do rio Vargem Grande	canal do Cascalho	2,48	38,9	61,1	0,0	1,38	10,8	14,3	18,0
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Pombo	3,10	38,3	61,7	0,0	1,65	12,5	16,5	20,7
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Cambugui	3,19	85,0	15,0	0,0	0,53	13,0	18,5	24,7
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Sacarrão	6,93	81,6	18,4	0,0	0,90	26,0	36,2	47,2
	Sub bacia do rio Vargem Grande	canal das Piabas	7,04	55,1	44,1	0,0	1,78	25,0	33,4	42,4
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Paineiras	9,05	85,8	14,2	0,0	0,99	31,4	43,8	57,3
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Morto	9,63	63,1	36,9	0,0	1,93	31,6	42,4	53,9
	Sub bacia do rio Vargem Grande	rio Vargem Grande	19,26	76,4	23,6	0,0	2,16	54,6	74,1	95,0
	Sub bacia do rio Vargem Grande	Canal de Semambetiba	46,31	59,8	40,2	0,0	4,66	96,5	128,4	161,6

Fonte: Stael, 1996 Modificada

Fonte: COHIDRO, 2006

Segundo Marques (1984), os diferentes rios que formam o Complexo Lagunar de Jacarepaguá possuem baixa profundidade média, com 80% de área inferior a 2m de profundidade. Este autor considera a bacia do Arroio Fundo como a principal em grandeza, com todas as suas características favoráveis à maior ação do escoamento fluvial, sendo este o principal rio que drena para o complexo lagunar, demonstrando sua importância nos processos de assoreamento para a laguna do Camorim. Nos dias de hoje, constata-se a intensa ocupação horizontal e vertical e entroncamentos rodoviários as margens deste corpo hídrico que recebe o nome de rio Grande no seu curso médio.

O intenso processo de erosão das encostas que carregam material sólido para os rios contribuintes ao complexo lagunar, juntamente com o lançamento de esgoto e de efluentes industriais, os lixos, os aterros e a própria decomposição de material biológico (macro e microscópicos) vêm contribuindo para o estado atual de assoreamento das lagunas (COHIDRO, 2006). Segundo Lamego (1974) as lagunas tinham um fundo arenoso que foi posteriormente coberto por argilas trazidas pelos córregos da serra.

Verifica-se que a sedimentação das lagunas está relacionada ao aporte de carga com o volume de fluxo onde maiores vazões e cargas estão diretamente relacionadas com o volume de chuva. (MARQUES, 1990). Os depósitos de fundo das lagunas apresentam distintas características dominantes com alto conteúdo orgânico e zonas inorgânicas de composição arenosa onde a retenção de material particulado é menor. A existência de áreas profundas deve-se as dragagens realizadas (FEEMA, 1988). A laguna da Tijuca apresenta predominância de depósitos inorgânicos, provavelmente influenciados pelo regime de maré que limita a formação de depósitos orgânicos. Apresenta, preferencialmente, fundo arenoso com poucas áreas de mistura de silte e outras constituídas de lama denotando a falta de turbulência junto ao fundo. As lagunas de Jacarepaguá e Marapendi demonstram sedimentos orgânicos em processo ativo de decomposição favorecida pela baixa taxa de renovação das águas, lançamento pontual e difuso de esgoto e proliferação de plantas aquáticas (LIARS MICROARS, 2002).

Com menor influência, as articulações hidrológicas entre o mar e a baixada são feitas por efeito das marés que regulam as entradas e saídas de águas nos canais de Sernambetiba e da Joatinga. A amplitude máxima da maré na barra do canal da Joatinga é da ordem de 1,5m, e responde pela penetração de água salgada nas lagunas, mantendo-as salobras (COHIDRO, 2006). Segundo Marques (1990) a amplitude do nível de variação das lagunas, sob o efeito das marés, é inferior ao observado junto à linha da costa, cujos pequenos canais não são suficientes para permitir respostas imediatas às subidas e descidas do nível d'água das marés. Segundo Zee et al. (1992) a morfologia irregular das lagoas, favorece o confinamento e prejudica a circulação da água. O estreitamento da laguna de Camorim dificulta a troca de águas entre as lagunas da Tijuca e Jacarepaguá e é neste trecho que dois dos maiores fluviais - rio Anil e Arroio Fundo drenam suas águas poluídas de áreas de adensamento urbano e industrial (COHIDRO, 2006).

No que se refere ao complexo lagunar, o autor supracitado, também aponta a situação crítica da laguna da Tijuca, que vem sofrendo grave processo de assoreamento pelo acúmulo de resíduos sólidos domésticos e pelo aporte de sedimentos resultante da intensa urbanização da área. A carga orgânica afluyente à laguna é diversas vezes superior à sua capacidade de diluição. Verifica-se ainda grande aporte de sedimentos para esta laguna, pois ela recebe água das demais lagunas e da maior parte dos rios da região. Boa parte de seu espelho d'água vem desaparecendo na maré baixa quando o nível d'água reduz para alguns centímetros. A **Figura 1.2** retrata a ocupação humana nas diversas áreas da laguna da Tijuca.



FIGURA 1.2 – Ocupação de diversas ilhas na laguna da Tijuca: Clube Marina , Pitangueiras, Gigoia, Pescadores, Garças, Primeira, Mangue Alto, Ribeiro, Coroa e Fantasia. Fonte SERLA.

Marques (1990), relata em seus levantamentos que cerca de 60% da área das lagunas de Jacarepaguá (máx. 10 m), Camorim (max. 3,5 m) e Tijuca (max. 8 m) apresentam profundidades inferiores a 1 m e somente 10% com profundidades entre 5 m e 10 m. Zee et al.(1992), utilizando dados de 1977, determinou uma profundidade média de 2,09 m para a laguna da Tijuca. Esta profundidade é, certamente, bem menor nos dias de hoje devido ao acelerado processo de assoreamento e formação de aterros.

Um perfil não estratificado das lagunas, definido por Marques (1990), demonstrou que a ação dos ventos aliada à baixa profundidade favorece a mescla da coluna d'água. A circulação interna das águas e as oscilações induzidas pela maré facilitam a retenção de sedimentos nas reentrâncias existentes no contorno irregular das margens, onde as partículas inorgânicas ao se adensarem, precipitam no fundo. A laguna de Marapendi é rasa, e mais de 50% de sua área tem profundidades inferiores a 1m. Esta laguna, só recebe pequena quantidade de sedimentos fluviais na medida em que as águas do canal da Joatinga penetram pelo canal de Marapendi. Há ligações pelo lençol freático entre a laguna de Marapendi e as demais lagunas (**Figura 1.3**).



FIGURA 1.3 – Vista parcial da laguna de Marapendi no trecho protegido da Reserva Biológica.

Em todas as lagunas, dragagens e aterros foram realizados alterando a circulação das águas e diminuindo os espaços naturais de expansão das margens em épocas de cheias, ficando evidente a atuação humana colaborando para entulhar a baixada e aterrar as lagunas. Outro exemplo é a construção de vias públicas isolando os brejos das margens das lagunas e aterrando as margens com resíduos sólidos (lixo), materiais das encostas e até sedimento da própria laguna. Segundo Marques (1990), a laguna de Marapendi perdeu sua ligação com o mar, ficando muito dependente da ação antrópica e da produção de matéria orgânica em seu interior. A abertura do canal artificial de Marapendi estabeleceu uma ligação mais direta com o canal da Joatinga permitindo um maior fluxo de águas induzidas pelas marés.

A presença de material arenoso, no entorno da laguna de Marapendi, com grande porosidade e permeabilidade, faz com que toda a precipitação pluvial, se infiltre e não haja escoamento superficial em direção a Marapendi. Os esgotos provenientes do adensamento populacional no entorno desta laguna, tem origem nas residências e nas galerias pluviais e são os grandes abastecedores desta laguna.

Segundo Fernandes (1991), os canais que drenam a baixada de Jacarepaguá apresentam baixa funcionalidade hidráulica.

Calheiros (2006) aponta que apesar do maior índice de água no complexo lagunar ir do continente para o mar, as ações antrópicas (construções e aterros) como também bancos arenosos e vegetação, facilitam a retenção de sedimento e favorecem ao assoreamento das lagunas e canais. A própria circulação interna e as mudanças de maré promovem a retenção de sedimentos nas margens das lagunas (SONDOTÉCNICA, 1998a).

Através das descrições geomorfológicas, sedimentológicas e dos processos dinâmicos de circulação de águas formadoras do sistema lagunar de Jacarepaguá, pode-se observar a grande influência de diferentes massas de águas de origens pluviais, fluviais e de regimes de marés, ressaltando que lagunas costeiras constituem ambientes de transição afetadas tanto por processos continentais como marinhos.

1.3 - Caracterização do meio biótico do Complexo Lagunar de Jacarepaguá

1.3.1.- Degradação ambiental e seus impactos sobre o Complexo Lagunar de Jacarepaguá

No entorno do Complexo Lagunar de Jacarepaguá encontram-se 16 bairros com cerca de 682.000 habitantes (IBGE, 2000) que contribuem com aproximadamente 3.200m³/s de esgotos domésticos não tratados, além de 1.300t/dia de lodo de esgoto que causam assoreamento (COHIDRO, 2006). As diversas indústrias químicas, farmacêuticas, metalúrgicas, alimentícias e eletrônicas também lançam seus efluentes (FEEMA, 1988) bem como os centros comerciais. A região de Jacarepaguá é a que mais contribui com 70% do esgoto doméstico não tratado, enquanto a Barra da Tijuca e Recreio dos Bandeirantes contribuem com 30%. Esse adensamento populacional aliado a falta de saneamento, lançam 45 t/dia de carga orgânica de DBO e 80 t/dia de lixo (COHIDRO, 2006).

Os usos das águas fluviais na bacia são basicamente para abastecimento urbano e diluição de despejos domésticos e industriais, sendo uma pequena parcela para dessedentação de animais domésticos e para recreação (SONDOTÉCNICA, 1998a).

A avaliação realizada por (COHIDRO, 2006) demonstrou que o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, bem como seus rios e canais contribuintes à bacia hidrográfica, encontram-se sob grande influência de águas residuárias, ricas em matéria orgânica de origem urbana e industrial. Esse impacto antropogênico foi verificado a partir dos parâmetros de natureza orgânica – oxigênio dissolvido e nutrientes – indicadores típicos de eutrofização ambiental. Verificou-se a redução do espelho d'água, devido a aterros irregulares, à ocupação inadequada da faixa marginal de proteção e à formação de ilhas por assoreamento de material proveniente da erosão das margens dos rios e de áreas drenantes.

Constata-se através das **Figuras 1.4 e 1.5**, que as margens das lagunas, os rios e canais estão servindo como vazadouros de lixo, entulhos de obras e efluentes sanitários e industriais, fato que prejudica o fluxo das águas, interfere nos processos hidrológicos e geomorfológicos.



FIGURA 1.4 – Intervenção antrópica nas margens da laguna da Tijuca.

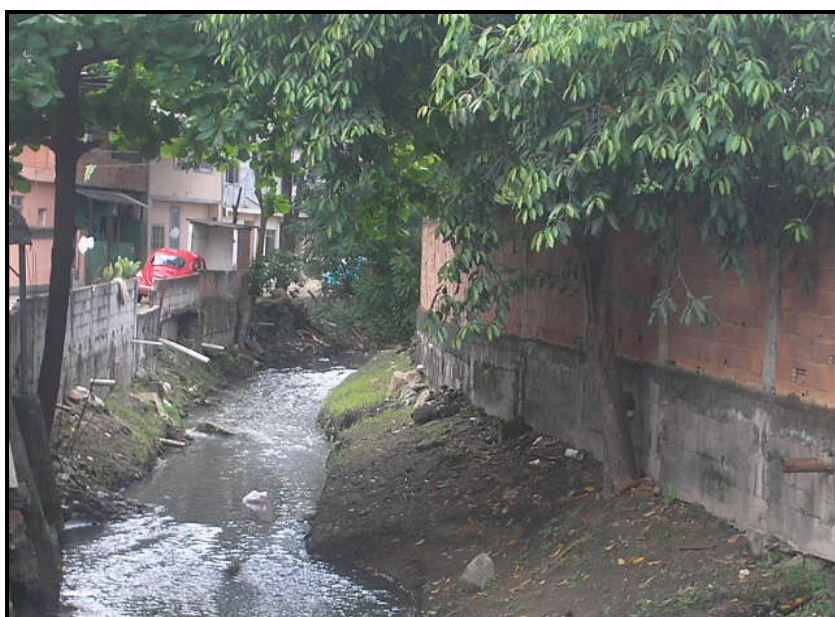


FIGURA 1.5 - Pontos clandestinos de lançamentos de efluentes domésticos no rio Guerengê que despeja suas águas na laguna de Jacarepaguá.

A falta de fiscalização tem contribuído para derrubada de florestas e vegetações nativas, favorecendo a ocorrência da vegetação invasora exótica e as construções urbanas de diversas naturezas (MARQUES, 1990).

Segundo COHIDRO (2006), a laguna do Camorim recebe esgotos, algas tóxicas e macrófitas da laguna de Jacarepaguá, como também expressivo volume de esgoto do arroio Fundo e do canal do Anil. A laguna da Tijuca, passagem obrigatória das águas provenientes de todo o sistema lagunar, recebe toda a carga de esgotos, sedimentos e resíduos sólidos da

baixada e a extravasa para a praia da Barra. A laguna de Marapendi apresentava freqüentes mortandades de peixes, principalmente no canal de Marapendi, devido ao grande volume de esgotos lançados neste canal.

Verifica-se atualmente que as condições de poluição e de uso inadequado do espaço urbano contribuem para a degradação o meio ambiente natural local. A alteração da fisionomia regional provocou, a partir dos anos oitenta, o surgimento de ações envolvendo governo e comunidades locais pela criação de reservas e parques ecológicos (SONDOTECNICA, 1998b). Importância foi atribuída às margens como os ambientes mais sensíveis em todo o conjunto, pois estão suscetíveis aos processos lagunares e continental devendo merecer então um tratamento preventivo contra sua deterioração, poluição e ocupação (PIMENTA; MARQUES, 2003).

Várias reportagens (**Figura 1.6**) apelam às autoridades públicas para a recuperação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.



FIGURA 1.6 - Matérias vinculadas nos meios de comunicação demonstrando os problemas ambientais do complexo lagunar de Jacarepaguá.

Algumas ações emergenciais foram realizadas no ano de 2006 pela SERLA, como a limpeza de rios e canais que deságuam nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim. Inclusive a construção do emissário submarino da Barra da Tijuca previa em 2007, a retirada de cerca de 2800L/s de esgoto dos rios contribuintes ao Complexo Lagunar (CEDAE, com. pes.).

Quanto ao desenvolvimento do local, o planejamento regional (Plano Lúcio Costa) não foi contemplado de forma a conciliar o desenvolvimento urbano da Barra da Tijuca e de Jacarepaguá, com o equilíbrio ambiental dos recursos naturais (SONDOTÉCNICA, 1998b; LOBO, 2006).

As antigas paisagens naturais da região estão sendo alteradas pelo uso inadequado do espaço urbano acarretando problemas diretos sobre o Complexo Lagunar, como assoreamento, mortandade de peixes, mudanças estéticas da água e principalmente as florações de algas potencialmente tóxicas (**Figuras 1.7 e 1.8**).



FIGURAS 1.7 e 1.8 - Florações de cianobactérias conferindo coloração verde nas águas da laguna da Tijuca. As partes mais escuras referem-se a região com baixa profundidade devido ao assoreamento. (Fontes: www.serla.rj.gov.br e www.feema.rj.gov.br).

1.3.2 - O meio ambiente eutrofizado e os efeitos sobre a integridade biótica

A eutrofização é o enriquecimento das águas com os nutrientes (N e P) necessários ao crescimento da vida vegetal aquática (fitoplâncton e macrófitas). É um processo natural de sucessão ecológica dos ecossistemas, com grande interação entre os ambientes lacustre e terrestre.

Alguns estudos foram precursores para o conhecimento da biota local, Correa (1936) detalhou com preciosismo o "Sertão Carioca" da baixada de Jacarepaguá com seus rios, lagunas e brejos. Lamego (1974) retratou o início do processo de ocupação da baixada e sua influência sobre a biota. FEEMA (1980b) relatou as pressões antrópicas e as medidas severas

de proteção aos mananciais da região, bem como Marques (1984, 1990), com a geomorfologia local já apontava as áreas desprotegidas dos rios e encostas.

Levantamentos bibliográficos demonstraram que as áreas dos maciços da Pedra Branca e da Tijuca não comportam somente espécies vegetais nativas, já que estas foram suprimidas pelas culturas de café e cana-de-açúcar e a extração de madeira (COHIDRO, 2006). Por conta dessa destruição, plantios foram realizados de modo a regenerar a floresta, merecendo destaque o reflorestamento orientado pelo major Manuel Gomes Archer no período de 1862/1874, que envolveu o transplante de espécies nativas das matas próximas e também de espécies exóticas com mudas provenientes do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (COHIDRO, 2006).

Diversos fatores climáticos são relacionados à variada cobertura vegetal da Baixada de Jacarepaguá e das encostas montanhosas, dentre eles a topografia, a precipitação pluviométrica, os ventos marinhos, a litografia aflorante, a drenagem e a salinidade das águas das lagoas. Essas variáveis caracterizam a vegetação local: Floresta Ombrófila Densa Submontana (Mata Atlântica) nas vertentes das serras, nos morros e planos bem drenados; Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas; as áreas de formação pioneira com a floresta de restinga; os cordões arenosos à beira do mar e o mangue, exclusivo dos solos litorâneos pantanosos, sujeitos à influência das marés. A cobertura vegetal primitiva dos trechos úmidos era formada por brejos, florestas aluviais, matas de restinga e mangues e os trechos não sujeitos a inundação, exibiam as florestas de terras baixas e comunidades de restinga (SONDOTÉCNICA, 1998b). Segundo FEEMA (1980a), é grave a situação de degradação das áreas verdes, observando-se extensas áreas cobertas com capim – colônio (capim africano) em detrimento da regeneração florestal.

A vegetação muito comumente encontrada na Baixada de Jacarepaguá é composta de *Typha dominguensis* formando extensos taboais bem como muitas áreas dominadas por gramíneas. Essas espécies apresentam importância ecológica semelhante aos manguezais, formando áreas de alimentação, reprodução de variada fauna (aves, reptéis e mamíferos), filtro biogeoquímico e estabilizador de sedimentos, além de ser um agente anti-erosivo que favorece a retenção de material particulado afluente de corpos d'água (COHIDRO, 2006). Na região litorânea, também se registram a ocorrência de densos taboais de *Typha dominguensis* e poucos bancos de *Eichornia crassipes* (Fernandes, 1993). A ação do “bota-fora” (descarte de material da construção civil) além de alterar a topografia natural e favorecer o estabelecimento de espécies ruderais e exóticas, impede o desenvolvimento de espécies nativas.

Durante o desenvolvimento do presente estudo foi observado bancos da macrófita *Eichornia crassipes* cobrindo grande parte da superfície das águas das lagoas de Jacarepaguá e Camorim, assim como as do rio Marinho e as do canal do Cortado (**Figuras 1.9 e 1.10**).



FIGURA 1.9 – Desembocadura do canal do Cortado - laguna de Jacarepaguá, coberto por *Eichornia crassipes* e *Typha domingensis* (margens).



FIGURA 1.10 - *Eichornia crassipes* coexistindo com florações de cianobactérias na laguna de Jacarepaguá.

Apesar da eficiência como filtro biológico retendo diversos poluentes, esses grandes bancos de *Eichornia crassipes* podem gerar impactos sobre o ecossistema como: incremento de nutrientes, redução do fluxo de águas em canais e rios, redução da circulação das águas das lagoas, evaporação com perda substancial de águas, redução de eficiência fotossintética de vegetal emerso e microalgas e desenvolvimento de vetores patogênicos (SONDOTÉCNICA, 1998b).

A margem ocidental da Laguna de Marapendi bem como alguns trechos dos rios Arroio Fundo, do Anil, das Pedras e Cachoeira apresenta terrenos brejosos, hoje em acelerado processo de desaparecimento (COHIDRO, 2006). Constatamos que as restingas e os brejos são os ecossistemas que mais sofrem a intensa fragmentação e supressão da vegetação. Essas áreas, de fácil ocupação, foram aterradas para construções urbanas, bem como para malha urbana oficial. Segundo Marques (1990), a supressão de vegetação na baixada e nas encostas expõe o solo à erosão, aumentando a mobilização de sedimentos nos diversos rios da região.

Segundo COHIDRO (2006) a fauna local ainda é bastante variada, sendo que o jacaré de papo amarelo (espécie que denominou a região) está restrito ao Parque Municipal Chico Mendes e ao Canal das Taxas. O diagnóstico da fauna realizado por SONDOTÉCNICA (1998b) detectou várias espécies de anfíbios, répteis, aves e mamíferos. Segundo esta

referência, a perda de um quantitativo da diversidade biológica se deve, a poucas espécies possuírem capacidade adaptativa as mudanças de fisionomias vegetais impostas pela degradação ambiental. À fauna associada ao manguezal está relacionada com organismos que habitam permanentemente, em todo o seu ciclo vital (como os moluscos e os crustáceos) e por aqueles de frequência temporária para abrigo, desova e alimentação apenas na fase de crescimento - diversos peixes e mamíferos (COHIDRO, 2006).

A atividade pesqueira artesanal tem grande importância econômica na região com 3 colônias de pesca: ASPEBAGUÁ, Centro Laboral Mestre Pedro e APELABATA (COHIDRO, 2006). Das 89 espécies de peixes, registradas por SONDOTÉCNICA (1998b), 62,5 % são marinhas eurihalinas e 37,5% são restritas as águas doces e/ou sistemas mesohalinos. As espécies de peixes consideradas mais abundantes na laguna de Jacarepaguá, são descritas por Moraes e Andreatta (1994) e as espécies que utilizam as lagunas para estratégias reprodutivas e/ou alimentares são mencionadas por Andreatta et al. (1992). A extinção de espécies locais foi associada à urbanização na região e a alteração dos regimes salinos no Complexo Lagunar de Jacarepaguá (SONDOTÉCNICA, 1998b). As principais espécies comercializadas na região são Tilápias, Savelhas e Tainhas (com. pessoal da colônia Mestre Pedro).

Verificam-se, através de diversas publicações FEEMA (1981, 1982, 1991); Marques (1984); Fernandes (1993), que o Complexo Lagunar de Jacarepaguá e seus rios contribuintes, vêm recebendo descargas de materiais alóctones somados aos materiais produzidos nas próprias lagunas, acumulando nutrientes e metais pesados ultrapassando sua capacidade de depuração. Uma classificação da qualidade ambiental com base na biota descreve que os rios apresentam qualidade ruim, péssima ou regular e em especial os rios Anil e Pavuna apresentam condições críticas (SONDOTÉCNICA, 1998b; FEEMA, 1981).

Vários autores têm demonstrado o aumento relativo da população fitoplanctônica (algas e cianobactérias), em decorrência da eutrofização do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. O primeiro registro de florações algais na laguna de Jacarepaguá foi feito por Semeraro e Costa (1972), que não citaram os organismos formadores desta floração. Saieg-Filho (1986) descreveu o fitoplâncton local e apontou para a séria gravidade da eutrofização artificial do sistema lagunar. A partir da década de 90, vários estudos foram publicados com aspectos relacionados à ecologia e aos problemas ambientais, principalmente apontando para as florações das Cianobactérias da espécie *Microcystis aeruginosa* (FERNANDES, 1993). Moraes; Andreatta (1994) descrevem que essa espécie de Cianobactéria é fonte de alimento para o pescado da laguna de Jacarepaguá. Baseado em Magalhães; Azevedo (1998); Gomes;

Magalhães; Azevedo (1998b) foi verificada bioacumulação de toxinas (microcistinas) em vísceras de *Tilapia* indicando risco potencial à saúde humana que consome o pescado local. De forma a complementar esta informação, Soares (1999) verificou que o consumo de cianobactérias da espécie *Microcystis aeruginosa* pela *Tilapia rendalli* causou redução de peso, sem no entanto causar mortalidade. O zooplâncton da laguna de Jacarepaguá demonstrou ser um importante vetor na transferência de cianotoxinas para outros níveis tróficos (FERRÃO-FILHO; KOZLOWSKY-SUZUKI; AZEVEDO, 2002). Recentemente, as análises de água das lagoas realizadas pela FEEMA (OLIVEIRA et al., 2005, 2006; SAMPAIO et al., 2007) demonstraram a presença de microcistinas em concentrações acima de 1 µg/L - valor recomendado pela OMS (CHORUS e BARTRAM, 1999) para potabilidade. Essas toxinas são reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos (FALCONER e HUMPAGE, 1996). O registro de cepas tóxicas halotolerantes vem se expandindo para ambientes salobros (DOMINGOS, 2006).

Segundo critérios da OECD (1982) as lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi podem ser classificadas como hipereutróficas (DOMINGOS, 2001).

Este estudo permitiu registrar a ocorrência de florações de cianobactérias nas quatro lagoas, com altas densidades celulares. A seguir a **Figura 1.11** demonstra a formação de densas natas superficiais de coloração intensa registradas nas lagoas com grande frequência.

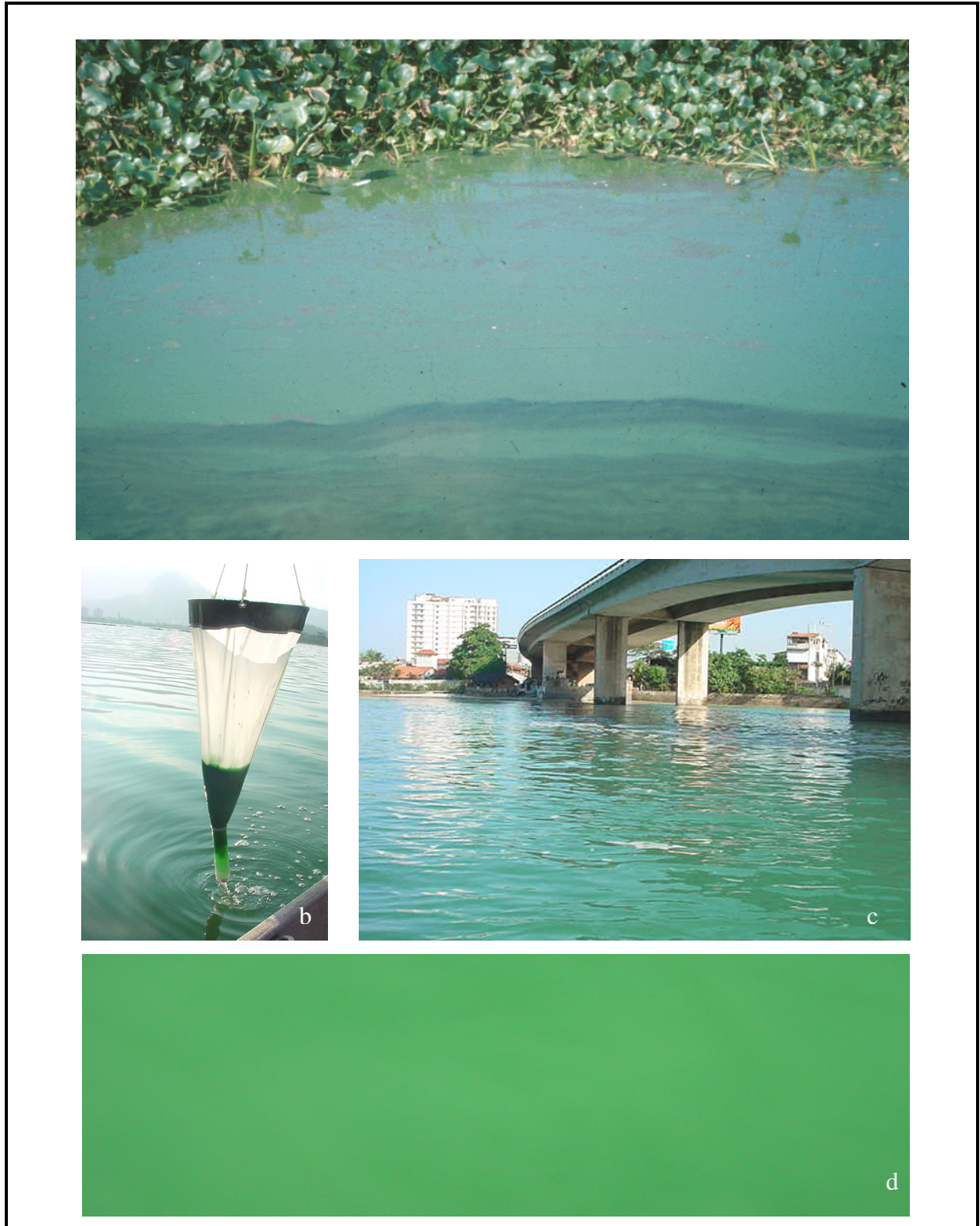


FIGURA 1.11 - O fenômeno de floração é recorrente em todo complexo lagunar e conhecido pelos pescadores, como sendo “sementes de gigoga”- *Eichhornia crassipes*: (a) cianobactérias coexistindo com macrófitas na laguna de Jacarepaguá; (b) concentrado de células, em rede de coleta, na laguna de Jacarepaguá; (c) coloração esverdeada nas águas da laguna da Tijuca; (d) água da laguna do Camorim, totalmente verde pela presença de cianobactérias.

Os resultados das análises ambientais apresentados no relatório COHIDRO (2006) serão aqui referenciados, de modo a estabelecer futuras correlações em outros capítulos desta dissertação, bem como evidenciar a situação de contaminação das lagunas do Complexo de Jacarepaguá em relação a diversos parâmetros de qualidade estabelecidos na legislação ambiental resolução CONAMA 357/05: Os coliformes fecais atingiram concentrações de 10^3 a 10^6 NMP/100 mL; os valores de pH foram violados em vários períodos em todas as lagunas (6,2 a 9,0); as concentrações de OD refletiram a elevada poluição orgânica e as condições impróprias em relação aos padrões para Classe 1 (0 a 16 mg/L) ; a DBO apresentou valores médios de 30-35 mg/L, com valores máximos de 1500 mg/L na laguna da Tijuca; a DQO registrou taxas elevadas em todas as lagunas e em diversas épocas do ano, apresentando valores médios de 100 mg/L nas lagunas de Jacarepaguá e do Camorim e maiores que 200 mg/L nas lagunas da Tijuca e de Marapendi. A salinidade apresentou variações de 0 a 39 g/Kg, sendo os maiores valores observados nas lagunas de Marapendi e Tijuca com grande influência do regime de marés e os menores valores nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim com influências tanto dos ciclos sazonais de chuvas como do aporte de água salgada através do canal da Barra da Tijuca, sugerindo a existência de uma cunha salina. As concentrações de nitrogênio amoniacal estiveram dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05. Diferentemente, os teores de nitrogênio total apresentaram valores elevados, com concentrações que variaram de 0,01 mg/L a 98,3 mg/L característicos de ambientes eutrofizados. A laguna de Camorim apresentou os maiores valores, também refletindo os aportes do arroio Pavuna. As concentrações de fósforo total estiveram acima dos limites ambientais, com concentrações entre 0,01 mg/L e 6,6 mg/L. Com relação ao sedimento, a laguna de Camorim apresentou contaminação de metais pesados (chumbo, cobre e zinco) como influências do Arroio Fundo. A Laguna de Marapendi devido à baixa profundidade de suas águas e o fundo coberto por resíduos vegetais em decomposição apresentaram condição de anoxia e mortandade de peixes. As mesmas condições anóxicas foram registradas na laguna de Jacarepaguá (FEEMA,1988).

De forma complementar aos dados apresentados acima, Fernandes (1991) caracterizou que o arroio Fundo e o arroio Pavuna são as duas vias mais importantes de transporte de metais para o interior das lagunas e associou a concentração desses metais, ao baixo padrão de circulação das lagunas (**Figuras 1.12 e 1.13**).



FIGURAS 1.12 e 1.13- Arroio Fundo (a esquerda) desembocando na laguna do Camorim. Arroio Pavuna (a direita) com suas águas escuras sob influência do distrito industrial de Jacarepaguá. Fonte Mário Moscateli

Segundo Mathiensen et al.,1999, deve-se ter atenção especial para a ocorrência de cianobactérias que podem ser transportadas para os estuários e regiões costeiras e de acordo com Codd et al.,2005, suas conseqüências precisam ser bem conhecidas.



FIGURA 1.14 – Floração de *M. aeruginosa* no Canal da Joatinga em 26/01/2007. Este canal faz a comunicação entre as lagunas e a praia da Barra da Tijuca. Fonte: www.feema.rj.gov.br

Complementarmente, registrou-se no decorrer deste estudo à ocorrência de Cianobactérias, com produção de cianotoxinas, na Praia da Barra da Tijuca oriundas do

complexo lagunar. (SAMPAIO et al., 2007). A **Figura 1.14** evidencia a floração que ocorreu em janeiro de 2007 com salinidade foi de até 33,5 g/kg.

Domingos (2001), demonstrou que as flutuações de salinidade no complexo lagunar de Jacarepaguá ofereciam risco de proporcionar maior biomassa de cianobactérias e maior concentração de microcistinas, com conseqüências à saúde pública pela pesca e por outras atividades de lazer.

A ocorrência de florações tóxicas nessas lagunas, com efeitos sobre a pesca pela acumulação de toxinas, geraram uma ação de interdição para tal atividade. No ano de 2000, uma ação conjunta do IBAMA e das Secretarias de Estado do Ambiente/RJ e Municipal de Meio Ambiente declararam as lagunas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá impróprias para recreação de contato primário, aquícultura para alimentação humana e proteção de comunidades aquáticas (COHIDRO, 2006). Apesar desta interdição, conforme pode ser visto na **Figura 1.15** é freqüente a atividade pesqueira nas águas das lagunas.



FIGURA 1.15 - Atividade pesqueira artesanal bastante intensa nas lagunas de Jacarepaguá e do Camorim. Ocorrem espécies de interesse econômico como Tainhas, Savelhas e Tilápias, dentre outras.

Conforme verificado no decorrer deste estudo os processos de assoreamento nessas lagunas associam-se aos elevados níveis de poluentes domésticos e industriais, gerando o processo de eutrofização cultural cujas conseqüências estão sendo drásticas para este ambiente, inclusive afetando diretamente o componente biótico das lagunas. O excesso de matéria orgânica, superior a capacidade de decomposição do sistema natural, vem provocando

o desequilíbrio ecológico apresentando continuamente florações tóxicas de cianobactérias com perda de potencial pesqueiro.

Diante de todas as observações expostas no corpo deste capítulo, que fundamentam a ocorrência das cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, atribuímos importância à avaliação da salinidade (DOMINGOS, 2001), como um dos fatores mais relevantes ao desenvolvimento desses microorganismos, sendo um indicativo da dinâmica das comunidades biológicas bem como do grau de mistura e renovação das massas d'água.

A legislação ambiental pertinente a potabilidade e balneabilidade de águas tem discutido a ocorrência, o monitoramento e o controle das cianobactérias (resoluções CONAMA 274/00 e 357/05 e Portaria 518/04/MS), diante do processo de eutrofização e dos riscos potenciais à integridade biótica dos ambientes aquáticos. A crescente ocorrência dessas florações tóxicas neste ambiente demonstra a necessidade de revisão na legislação ambiental para o reconhecimento das cianobactérias como indicadores de qualidade ambiental, também em ambientes de águas salobras.

2 - CIANOBACTÉRIAS

2.1 – Definição e características gerais

Cianobactérias ou cianofíceas são microorganismos procariontes, que não apresentam um núcleo verdadeiro nem conteúdo celular diferenciado dentro de membranas. Entretanto, são produtores primários, constituintes do fitoplâncton, com um sistema fotossintetizante tradicional das algas eucariontes. Os exemplares desta divisão Monera evidenciam, através da microscopia eletrônica e da bioquímica, fortes afinidades com as bactérias, daí a designação de **Cianobactérias** (GEWANDSZNASDER, 2005).

Sua origem é estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, tornando-se os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994). Denota-se a era Proterozóica como sendo a idade das Cianobactérias (WHITTON e POTTS, 2000). Os estromatólitos são os registros fósseis mais encontrados em terrenos Pré-Cambrianos conferindo ao Canadá o registro mais antigo, com 2 bilhões de anos (GRAHAM e WILCOX, 2000). Os Trombólitos (estruturas calcárias semelhantes aos estromatólitos) com ocorrência de Cianobactérias são registrados por Silva e Silva et al. (2006) na lagoa Pernambuco, em Araruama-RJ.

As paredes celulares das Cianobactérias são compostas de glicopeptídeos: elas não possuem mitocôndrias, sistema golgiense nem retículo endoplasmático. Estes microrganismos fotossintetizantes assemelham-se às algas pela presença de pigmentos fotossintéticos organizados em tilacóides. Possuem clorofila *a* e *b* além de pigmentos acessórios hidrossolúveis (ficobilinas) e lipossolúveis (carotenos e xantofilas).

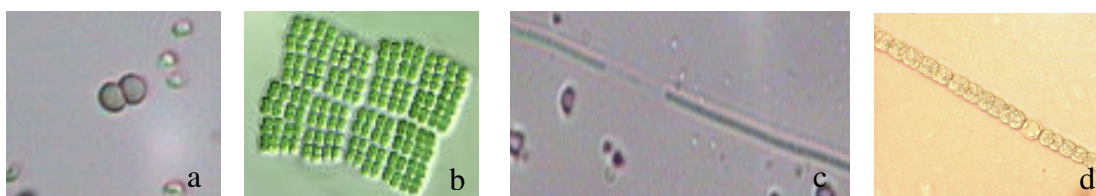
São tradicionalmente chamadas de algas azuis, pela habilidade de conter em suas células grânulos de ficocianina, que lhes conferem cor verde-azulada, além de outros pigmentos fotossintéticos (WHITTON e POTTS, 2000). Outras colorações são o reflexo de grandes quantidades de carotenóides, pigmentos da bainha mucilaginosa ou dos vacúolos gasosos intracelulares (GRAHAM e WILCOX, 2000). Os demais componentes celulares estão todos dispersos no protoplasma: grânulos de cianoficina (substância de reserva), aerótopos (vesículas gasosas), carboxissomos e ribossomos (SANT'ANNA et al., 2006). A substância de reserva é conhecida como “amido das cianofíceas” que é metabolizado pela respiração celular quando em presença de oxigênio (GRAHAM e WILCOX, 2000).

As variações morfológicas das células vegetativas e reprodutivas são muito importantes para a identificação taxonômica das populações naturais. As Cianobactérias

apresentam uma organização unicelular ou multicelular (colonial ou filamentosa ramificada ou não, reta ou espiralada), com mucilagem mais ou menos conspícua e sem estruturas de locomoção (cílios ou flagelos), apesar da capacidade de deslocamento e de regulação da flutuabilidade nas massas de água. Esse mecanismo é bastante vantajoso sob condições de estratificação térmica e de salinidade (WHITTON e POTTS, 2000). A parede celular é semelhante à das bactérias gram-negativas. Apresentam envelope mucilaginoso (formas cocoides) ou bainha mucilaginosa (demais formas) (SANT`ANNA et al.,2006). Podem formar grandes massas sobre o substrato ou flutuando na água. Refere-se como tricoma o conjunto de células dispostas linearmente e o termo filamento para o conjunto da bainha mucilaginosa mais o tricoma.

É característica das Cianobactérias a ausência de formas sexuadas (ROUND, 1981), sendo que a reprodução assexuada ocorre através de endósporos, exósporos, fragmentos encistados de filamentos (hormocitos), fragmentos não encistados de filamentos (hormogônios) ou por células vegetativas variavelmente espessadas; como também por fissão binária, através de sucessivas divisões celulares em um ou mais planos de divisão (KOMARÉK e ANAGNOSTIDIS,1999).

As **figuras 2.1 a, b, c e d**, mostram algumas características celulares das Cianobactérias:



FIGURAS 2.1 - Morfologia variada das Cianobactérias: (a) unicelular em processo de divisão; (b) colonial; (c) filamentosa com bainha mucilaginosa; (d) filamentosa com formação de heterocisto. As fotos a, c e d fazem parte do material deste estudo. A foto b pertence a Sant`Anna, 2004.

Taxonomicamente existem controvérsias quanto a tratar as Cianobactérias como bactérias ou algas eucarióticas. Biologistas moleculares tendem a buscar a forma da célula, enquanto os ecologistas as classificam com base em atributos estruturais, o que é comumente feito em estudos com algas eucarióticas. Na verdade, independente da linha de atuação, o que se torna relevante no estudo desses microrganismos fotossintetizantes, é o estabelecimento de metas de seu controle diante das questões ambientais que vem surgindo neste novo século, decorrente das florações tóxicas em diversos ecossistemas brasileiros e mundiais,

comprometendo o recurso água por sua importância como recurso alimentar, além do aspecto estético.

2.2 - Mecanismos adaptativos importantes para o desenvolvimento das Cianobactérias

As Cianobactérias apresentam uma simplicidade celular aliada a grande flexibilidade às adaptações bioquímicas, fisiológicas, genéticas e reprodutivas, o que vem garantindo a esses microrganismos a sua perpetuação na superfície da terra e sua distribuição em variados ambientes. Estas características favorecem o fato de as Cianobactérias serem um grupo heterogêneo com grande diversidade de adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais.

A grande tolerância ecológica das Cianobactérias é, quase certamente, produto de sua história evolutiva. A capacidade de esta comunidade viver em ambientes sem luz, oxigênio dissolvido e sob rigorosas condições fez delas seres capazes de colonizar diferentes ambientes, dando a elas altas chances de terem sido o ponto de partida da vida na Terra. Estudos Paleontológicos tem demonstrado que a taxa de mudança evolutiva das Cianobactérias é muito baixa, sendo constituída de morfo-espécies que apresentaram pouca ou nenhuma mudança morfológica ao longo das muitas centenas de milhões de anos. As semelhanças verificadas com os gêneros e espécies modernas podem demonstrar evidências de um excepcional “conservadorismo evolutivo morfológico” (SCHOPF, 1994).

Essa simplicidade organizacional apresenta características bem peculiares: tolerância a altas temperaturas, alta irradiação solar (UVB e UVC), tolerância à dessecação, além de sobreviverem em baixas concentrações luz e de CO₂, além de adaptações a flutuabilidade (bainha de mucilagem e vacúolos gasosos) e a fixação de nitrogênio atmosférico. As ficobilinas compõem um sistema de antena que auxilia na captação de luz para a fotossíntese e protege a clorofila – *a* da fotooxidação (WHITTON e POTTS, 2000). A mucilagem das Cianobactérias ajuda a reter o dióxido de carbono quando em concentrações relativamente baixas (MARGALEF, 1983a).

As Cianobactérias são suscetíveis as diferentes condições dos ambientes como baixa turbulência, altas intensidades luminosas e alta temperatura, além de apresentarem pequena herbivoria e produção de substâncias alelopáticas (REYNOLDS, 1984). São amplamente encontradas ao nível do mar ou em montanhas, tanto em águas continentais quanto em águas costeiras e oceanos. Algumas formas são terrestres, vivem sobre rochas ou solo úmido. Podem ser encontradas na coluna d’água, no sedimento ou associadas a um substrato seja ele

biótico ou abiótico, resistindo a grandes variações de temperatura e salinidade (ROUND, 1973; GRAHAM e WILCOX, 2000; REYNOLDS, 2006). Há uma grande variedade de espécies de Cianobactérias, bastante difundidas e com propriedades diversas em sua morfologia, fisiologia e bioquímica.

Em muitos ambientes, as Cianobactérias parecem predominar sobre outros microrganismos produtores (algas). Este fato está muito ligado às características fisiológicas pelas quais elas absorvem os nutrientes (N e P) (COOD, 2000; REYNOLDS, 2006).

Alguns gêneros formam células de resistência (acinetos) que favorecem a sobrevivência em condições adversas, e também heterocitos que são estruturas adaptativas para fixação do nitrogênio em ambientes aeróbios, reduzindo este elemento a amônia, como também para fixar o nitrogênio atmosférico. As Cianobactérias são “as únicas algas capazes de transformarem nitrogênio gasoso molecular em amônia, que podem ser assimilados na forma de aminoácidos, proteínas e outros constituintes celulares nitrogenados” (GRAHAM e WILCOX, 2000). Por outro lado, as Cianobactérias, possuem um mecanismo para armazenamento intracelular de fósforo, que permite o acúmulo de fosfato (forma disponível para a atividade biológica) em quantidades suficientes para que ocorra 3 a 4 divisões celulares (atingindo uma biomassa 10 vezes maior), mesmo quando o fosfato dissolvido já tenha sido completamente exaurido no meio externo (AZEVEDO e VASCONCELOS, 2006).

Vários estudos têm demonstrado a importância ecofisiológica das Cianobactérias também no sedimento, o que explicaria o seu aparecimento repentino na coluna d'água a partir da remobilização dos acinetos e dos filamentos vegetativos (BARBIERO e WELCH, 1992; GRAHAM e WILCOX, 2000). Células sem atividades fisiológicas, foram encontradas em uma camada 7 cm abaixo do sedimento, evidenciando uma futura fase planctônica (YUNES, 1994 apud MATHIENSEN et al., 1999), bem como a ciclagem de nutrientes do sedimento favoreceria o seu crescimento acentuado (ZINK et al., 2004).

As Cianobactérias realizam o processo fotossintético de várias formas: utilizando a H₂O (fotossíntese oxigênica típica dos vegetais) ou utilizando o H₂S como doador de elétrons (fotossíntese anoxigênica típica das bactérias fotossintetizantes); e ainda possuem habilidade de sintetizar a matéria orgânica sob condições anaeróbias ou crescerem no escuro às custas de substrato orgânico (heterotróficas) (WERNER, 2002).

De acordo com Azevedo (1998), os ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de Cianobactérias (melhor crescimento em águas neutroalcalinas com pH 6-9), no entanto verifica-se também a ocorrência em ambientes sob influência de salinidade (HUSZAR e SILVA, 1999; WERNER, 2002). A plasticidade ecológica deste grupo e sua

resistência às variações ambientais extremas, tem demonstrado que elas podem sobreviver em ambientes com salinidade de até 73 ppm, conforme verificado por Silva e Silva et al. (2004, 2005 e 2006). A salinidade tem sido considerada, como um importante fator ecológico que afeta a distribuição, sendo que a sobrevivência de Cianobactérias em ambientes estuarinos depende da habilidade nas rápidas mudanças osmóticas (BLACKBURN et al., 1996; LAUDARES-SILVA, 1999). Os estudos desenvolvidos por Salomon et al. (1998) e Domingos (2001) apontam para uma menor biomassa de *Microcystis aeruginosa* em ambientes oligohalinos ou mesohalinos. Lima e Yunes (2003) verificaram, em cultivos desta mesma espécie, que a adição de sal causa maior desaceleração do crescimento celular e menor biomassa final, pois as células passam a depender de diversas estratégias fisiológicas de consumo de energia, diminuindo assim o crescimento e o conteúdo de toxinas. Segundo Kjerfve (1996), este parâmetro tem ação como inibidor ao desenvolvimento de florações em ambientes eutróficos.

Controvérsias em relação ao parâmetro salinidade estabeleceram um importante enfoque no desenvolvimento deste trabalho.

2.3 – Toxicidade das Cianobactérias – Riscos ambientais nos corpos hídricos.

Este grupo de microrganismos fotossintetizantes passou a tomar notoriedade pela habilidade de formarem florações superficiais ou “blooms” e a capacidade de produzirem substâncias tóxicas (REYNOLDS, 2006).

O termo floração tem sido utilizado para caracterizar o intenso crescimento de células de uma ou várias espécies de algas, bem como de Cianobactérias potencialmente tóxicas que ocorrem na coluna da água. Esse intenso crescimento pode causar danos diretos ao meio aquático (bióticos e abióticos) e a saúde pública pela bioacumulação de toxinas nos organismos e pela perda das qualidades estéticas do ecossistema aquático, além de causarem mudança na coloração da água e conferir gosto e sabor a água potável (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A maioria dos gêneros e espécies formadoras de florações produz compostos que agem como hormônios e como antibióticos, além das cianotoxinas propriamente ditas. De um modo geral, todas as Cianobactérias são consideradas potencialmente tóxicas e podem causar sérias implicações em saúde pública, normalmente relacionada à água de abastecimento. Suas toxinas são capazes de levar a morte animais domésticos e selvagens e causar problemas à saúde humana (AZEVEDO, 2000; CARMICHAEL, 1994), representando inclusive risco

potencial à biota aquática pela biomagnificação através da cadeia trófica (zooplâncton, invertebrados, moluscos, peixes) (CHORUS e BARTRAM, 1999; WHITE et al., 2005).

As toxinas produzidas pelas Cianobactérias são altamente solúveis em meio aquoso e representam um risco à saúde pública, pois o sistema de tratamento convencional, não apresenta eficiência para remoção total das cianotoxinas (OLIVEIRA, 2003). Os outros problemas decorrentes da produção de metabólitos secundários estão relacionados às alterações nas características organolépticas da água que produzem gosto e odor desagradáveis (SANT`ANNA et al., 2006).

Conhecidas como **cianotoxinas**, são produzidas por vários gêneros e espécies de Cianobactérias. São formadas por substâncias químicas bastante variadas, com ação tóxica específica em vertebrados.

A toxicidade das florações pode apresentar uma variação temporal (curtos intervalos de tempo) até diferenças sazonais, anuais e espaciais, que estão provavelmente relacionadas às proporções de cepas tóxicas e não tóxicas da população. Esta irregularidade de toxicidade nas Cianobactérias, ainda não esclarecida, deixa em dúvida se as cepas geneticamente distintas não produzem toxinas ou se são os fatores ambientais (luz, temperatura e nutrientes) que regulariam a síntese das toxinas. Dentre as causas da sua produção, têm-se demonstrado que esses compostos têm função protetora contra herbivoria, como acontece com alguns metabólitos de plantas vasculares (CARMICHAEL, 1992).

As cianotoxinas são endotoxinas (intracelulares) e somente são liberadas para o ambiente quando ocorrem mudanças na permeabilidade da parede celular ou através da morte (lise) das células por senescência ou por indução de agentes que controlam o seu crescimento, como os algicidas. As toxinas então liberadas na água podem ser transferidas para a cadeia biológica podendo ocasionar a morte de diversos organismos (AZEVEDO, 2000).

Para avaliar o risco específico das toxinas de Cianobactérias é necessário compreender as suas propriedades químicas, sua ocorrência nas águas, os fatores que regulam a sua produção e o seu decaimento no ambiente (CYBIS et al., 2006). As cianotoxinas apresentam estabilidade química e o processo de degradação que podem ser distintos nos diferentes ambientes aquáticos, variando com a temperatura, exposição solar, concentração de nutrientes, pH do meio e a atividade microbiológica. A produção das cianotoxinas depende de vários fatores, fato que não permite fazer generalizações relativas aos efeitos de qualquer variável ambiental na produção de toxinas (DOMINGOS, 2001).

A **figura 2.2** apresenta uma variedade de gêneros que são considerados potencialmente tóxicos (FUNASA, 2003).

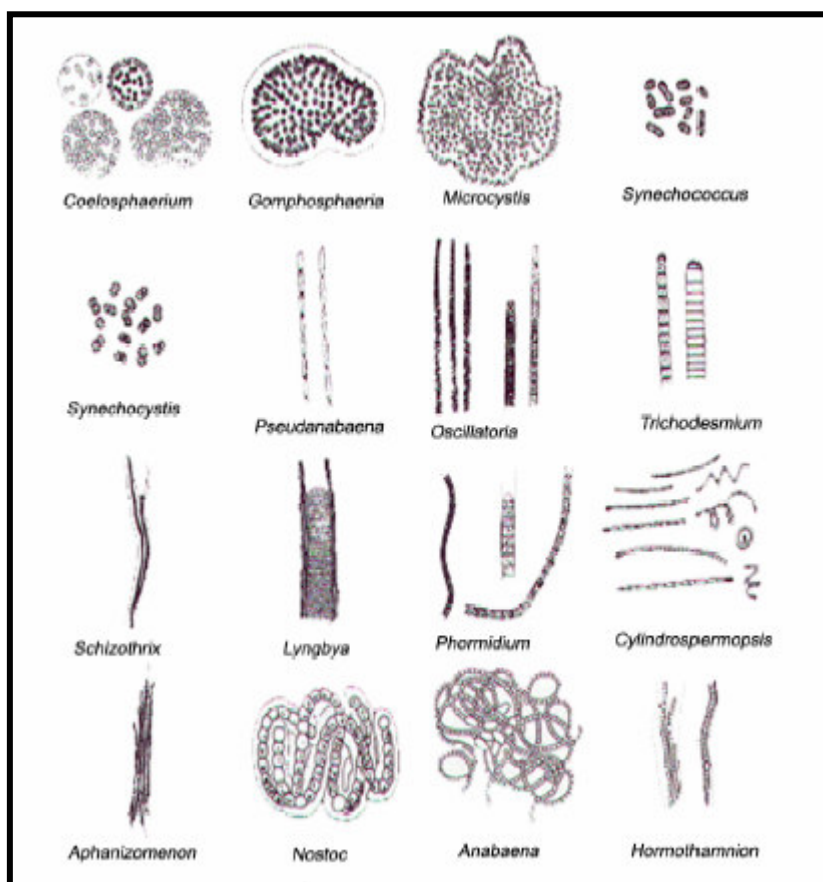


FIGURA 2.2 - Gêneros de Cianobactérias potencialmente tóxicas frequentemente encontradas em ecossistemas aquáticos (FUNASA, 2003).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos.

Enquanto que por sua ação farmacológica, as cianotoxinas são caracterizadas como: **neurotoxinas**, **hepatotoxinas** e as **dermatotoxinas**.

São conhecidos três tipos de **neurotoxinas**: A **Anatoxina-a** é um alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular (CARMICHAEL, 1992). Os sinais de envenenamento por esta toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem: desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. A morte é devida à parada respiratória e ocorre de poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento; A **Anatoxina-a (s)** é um organofosforado natural (N-hidroxi guanidina fosfato de metila) de ação semelhante à anatoxina-a. Em virtude da intensa salivação observada em animais intoxicados por esta neurotoxina, foi denominada Anatoxina-

a (s). Apresenta-se dez vezes mais potente que a anatoxina-a, porém não há registro de intoxicação humana por esta toxina (CARMICHAEL, 1994); As **Saxitoxinas** são conhecidas como “venenos paralisantes de mariscos” (toxinas do tipo PSP) que foram primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas. A toxicidade desse grupo de alcalóides varia bastante, sendo a saxitoxina a mais potente (CHORUS e BARTRAM, 1999). Essas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio. Os sinais clínicos de intoxicação humana incluem tontura, dormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. A intoxicação pode ser letal (entre 2 a 12 horas) ou seus sintomas desaparecem de um a seis dias em casos não letais (CARMICHAEL, 1994). Entretanto, não se tem conhecimento de efeitos crônicos por falta de estudos de longa duração com animais (FUNASA, 2003).

As **hepatotoxinas** incluem os tipos: peptídeos cíclicos conhecidos como: **microcistinas** e **nodularinas** e os alcalóides cíclicos, as **cyllindropermopsinas**. Tem sido demonstrado que várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidores de proteínas fosfatases de células eucariontes e a cyllindropermopsinas, além de inibirem a síntese protéica, acarreta também sérios danos em células renais, pulmonares e cardíacas dos animais testados experimentalmente (FUNASA, 2003). Este tipo de intoxicação ocasionado pelas hepatotoxinas, causa graves disfunções no fígado, estômago e intestino (CARMICHAEL, 1994).

As **dermatotoxinas** incluem o terceiro grupo e são constituídas por lipopolissacarídeos (LPS) de ação pirogênica, capazes de provocar alergias e irritações na pele (AZEVEDO, 2000).

Em termos globais, vários são os relatos clínicos de intoxicações de populações humanas pelo consumo de água contaminada, havendo registros na Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (CHORUS e BARTRAM, 1999). No Brasil, o caso mais importante retrata a morte de pacientes submetidos a hemodiálise na cidade de Caruaru (PE) (JOCHIMSEN et al.,1998). Os relatos clínicos do consumo oral de águas contaminadas indicam que os danos acontecem por desconhecimento ou deficiência na operação dos sistemas de abastecimentos de água para consumo (WHO, 1998).

O **Quadro 2.1** apresenta as características gerais das toxinas produzidas por Cianobactérias e os gêneros em que comumente são encontradas.

QUADRO 2.1- Relação das principais toxinas produzidas pelas Cianobactérias

Toxina	Ação farmacológica	Como e onde age	Gênero
Anatoxina – a	Neurotoxina	Alcalóides. Ligam-se ao receptor da acetilcolina – células nervosas.	<i>Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Aphanizomenon e Raphidiopsis</i>
Anatoxina – a (s)	Neurotoxina	Organofosfato. Inibidora da acetilcolinesterase – sinapse nervosa	<i>Anabaena</i>
Saxitoxina	Neurotoxina	Alcaloides carbamato. Ligam-se aos canais de sódio – células nervosas.	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya e Cyndrospermopsis</i>
Microcistinas	Hepatotoxinas	São heptapeptídios cíclicos. Inibidora das enzimas fosfatases 1 e 2A. Fígado e hepatopâncreas.	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Nostoc, Hapalosiphon, Nostoc e Anabaenopsis</i>
Nodularina	Hepatotoxinas	São pentapeptídios cíclicos. Inibidora das enzimas fosfatases 1 e 2A. Fígado e hepatopâncreas.	<i>Nodularia</i>
Cilindrospermopsina	Hepatotoxinas	Inibidora da síntese protéica – Fígado	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon e Raphidiopsis</i>
LPS	Dermatotoxinas	São lipopolissolúveis. Ação pirogênica. Irritabilidade cutânea.	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Planktothrix (Oscillatoria)</i>

Fonte: Bittencourt-Oliveira e Molica, 2003, Landsberg, 2002 e WHO, 1998.

2.4 – Fatores que favorecem a dominância de Cianobactérias

A influência antrópica é marcante para o desenvolvimento das Cianobactérias. Através de fontes pontuais e difusas, altas concentrações de nitrogênio e fósforo são lançados na coluna d'água e no sedimento. Este enriquecimento promove um crescimento elevado de biomassa vegetal e densidade celular (floração), com predomínio de poucas ou mesmo de uma única espécie produtora de toxinas. Esses metabólitos (toxinas) inibem a predação por microcrustáceos, larvas de peixes e bivalvos, reduzindo assim as populações de consumidores primários com conseqüência a toda cadeia alimentar. As mudanças climáticas (aquecimento global) podem intensificar as florações já existentes (JACQUET, 2005). Tem sido observado um aumento da dominância de espécies de Cianobactérias e a ocorrência de florações, principalmente próximo aos centros urbanos (BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOLICA, 2003) atingindo, percentuais acima de 80% do total da biomassa da comunidade fitoplanctônica (HUSZAR e SILVA, 1999).

Podemos verificar que a dominância das Cianobactérias resulta da combinação e interação de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Segundo Reynolds e Walbsy (1975), a dominância de Cianobactérias depende basicamente da pré-existência de uma população de proporção significativa de organismos com flutuabilidade positiva e da estabilidade da coluna d'água. Vários fatores favorecem o desenvolvimento das florações de Cianobactérias no meio aquático: alto tempo de retenção das águas (controle de fluxo e vazão); concentração de nutrientes essenciais (NT/PT); temperatura; estratificação; baixa concentração de CO₂ e alto pH; presença de espécies planctônicas capazes de controlar as florações (competição e herbivoria); regulação da flutuação com adaptação a variações de turbulência; possibilidade de armazenar fósforo; formação de estruturas de resistência (heterocitos); fabricação e secreção de metabólitos (SMITH e KALFF, 1983; SOMMER, 1986; SHAPIRO, 1990; BLOMMQVIST et al., 1994; GRAHAM e WILCOX, 2000; REYNOLDS, 2006).

Em nível biológico, esse fenômeno de floração normalmente representa uma redução na diversidade de espécies, com um aumento considerável da biomassa de espécies oportunistas e com grande tolerância ecológica. Às vezes, o aparecimento de florações está associado com um aumento na abundância relativa de uma espécie que já existia no ambiente, em concentrações normais (JACQUET, 2005).

O zooplâncton é de grande importância na transferência da matéria orgânica primária para os consumidores ao longo da cadeia trófica, sendo verificado que a ação da herbivoria pode reduzir significativamente a biomassa do fitoplâncton (JESUS e ODEBRECHT, 2002). São vários os fatores que determinam a qualidade do alimento para o zooplâncton: tamanho e forma das partículas, resistência a digestão, deficiência nutricional (P, N e ácidos graxos), tamanho das células e a presença de toxinas (FERRÃO-FILHO et al., 2002). Cladóceras apresentaram sintomas de limitação alimentícia e redução de fertilidade em presença de uma floração de *Microcystis aeruginosa* da lagoa de Jacarepaguá (FERRÃO-FILHO et al., 2002). As espécies de peixes descritas por Moraes; Andreatta (1994) para a lagoa de Jacarepaguá não apresentaram restrição ao consumo de Cianobactérias tendo destaque para os gêneros *Microcystis*, *Lyngbya* e *Oscillatoria*.

As diferenças estratégicas das Cianobactérias têm sido descritas por vários autores (DOMINGOS, 1991; FALCONER; FITZGERALD, 1999; COOD, 2000). No entanto, não se pode associar um fator isoladamente ao sucesso de uma determinada espécie (PINTO-COELHO, 2000).

Em todo o texto decorrido neste capítulo, foram mencionadas as causas e conseqüências das florações de Cianobactérias sem, no entanto, podermos vinculá-las

diretamente a qualidade da água. Neste processo iniciado pela ação antropogênica, as florações de Cianobactérias são conseqüências de um estado ambiental que revela a má qualidade dos ecossistemas aquáticos. Não devemos atribuir, isoladamente, que as Cianobactérias são as responsáveis pela degradação da qualidade das águas. Sendo assim, podemos sugerir e corroborar com a legislação que elas são bons indicadores preditivos (NAVAS-PEREIRA e HENRIQUE, 1996) e devem ser utilizadas como parâmetro de qualidade ambiental.

2.5 - Parâmetro de qualidade ambiental

A comunidade fitoplâncton é um sensor refinado que traduz a sinergia entre as variáveis ambientais que ocorrem em concentrações traço ou não monitoradas (SCHELSKE, 1984). Estudos sobre algas permitem realizar previsões sobre efeitos de alterações ambientais não indicadas por resultados físicos e químicos simultâneos de monitoramentos rotineiros (BEYRUTH, 2000).

O conhecimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica torna-se relevante não apenas por sua importância para a produção primária do corpo d'água como também por serem as flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa indicadoras eficientes das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983b). Além disso, o curto tempo de geração das algas (horas-dias) permite que importantes processos sejam compreendidos, tornando a comunidade fitoplanctônica útil como modelo para um melhor entendimento de outras comunidades e dos ecossistemas em geral (HARRIS, 1977; SOMMER, 1989; REYNOLDS, 2006; BOZELLI e HUSZAR, 2003).

Os primeiros levantamentos ambientais, já demonstravam que a comunidade fitoplanctônica pode ser utilizada como indicadores biológicos (PALMER, 1962; BRANCO, 1986). Isto se deve ao fato, de que as variações na composição florística e na densidade celular do fitoplâncton, com as oscilações sazonais e temporais constituem-se em uma rápida resposta às modificações nas condições ambientais (REYNOLDS, 2006).

As associações das espécies dominantes em determinadas áreas do sistema ou em épocas diferentes são a expressão de todo o sistema, pois respondem ao conjunto dos fatores (físicos, químicos e biológicos) que o definem, além de revelarem as estratégias mais eficientes para o sucesso do plâncton (DOMINGOS, 2001).

A comunidade fitoplanctônica num determinado meio aquático traduz a síntese das forças condicionantes, sendo os organismos dominantes considerados os melhores descritores do meio. A utilização de associações fitoplanctônicas como descritoras do estado trófico em lagos e o desenvolvimento de estratégias morfológico/funcionais de sobrevivência reconhecem que esses organismos são bons indicadores de qualidade ambiental (REYNOLDS, 1984, 2006).

As vantagens dos estudos das Cianobactérias se fundamentam por diversas razões ecológicas, sociais e econômicas: tais microrganismos estão em exposição contínua na água; são produtores primários; apresentam curto ciclo de vida; sua coleta é relativamente fácil; são cosmopolitas; os estudos são de âmbito nacional; constituem alimento para pescado; têm relação com a diversidade aquática e a qualidade do pescado; possuem grande importância para empresas de abastecimento de água; programas de gerenciamento da zona costeira e, principalmente, para a saúde pública. O potencial tóxico das Cianobactérias precisa ser considerado e o risco para as águas em seus usos múltiplos precisa ser monitorado de modo a minimizar prejuízos causados por cianotoxinas.

A promulgação da resolução CONAMA 357/05 estabeleceu o marco na legislação ambiental para o monitoramento e controle das Cianobactérias em águas doces. Ela dispõe em seu capítulo III, artigo 8º, § 3º a utilização de indicadores biológicos para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos “quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas”, formalizando o aspecto legal da utilização do biomonitoramento. Nesta resolução os padrões de qualidade das águas foram caracterizados por sua natureza física, química e biológica, em função dos usos preponderantes. Estes usos preponderantes ou benéficos são os que promovem benefícios econômicos e/ou bem estar e a boa saúde da população. Desta forma, esta resolução classificou e definiu as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água e estabeleceu valores máximos de densidade de Cianobactérias como um dos parâmetros para padrões de qualidade das águas doces.

Por outro lado, ainda não existe a previsão legal para o monitoramento, manejo e controle de Cianobactérias e suas toxinas para os ambientes salobros. Entretanto, esta mesma resolução em seu art. 6º prevê que as águas salobras classe 1 podem ser destinadas;

- a) à recreação de contato primário (banho de mar resolução CONAMA 274/00);
- b) proteção das comunidades aquáticas (fauna e flora);
- c) à aquíicultura e à atividade de pesca;
- d) ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; e

e) irrigação para consumo de hortaliças e locais de contato direto do público.

Assim, será objeto deste estudo a sugestão de atualização desta resolução CONAMA 357/05, de modo que as Cianobactérias sejam reconhecidas como um dos parâmetros de qualidade ambiental também em ambientes salobros, tendo em vista a abrangência de sua ocorrência em diversos ambientes aquáticos de usos múltiplos.

3 - METODOLOGIA

O presente trabalho, baseia-se em um estudo de caso do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e toda a metodologia adotada foi estabelecida no plano de monitoramento da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente – FEEMA, Secretaria de Estado do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro. As coletas qualitativas e quantitativas foram realizadas juntamente pela equipe de coletores e técnicos do Serviço de Coleta da Divisão de Qualidade de Águas – Diag e as amostras foram processadas e analisadas pela equipe técnica da Divisão de laboratórios – Dilab.

3.1 – Conjunto de dados utilizados

Para uma melhor compreensão dos dados obtidos neste estudo de caracterização do Complexo Lagunar de Jacarepaguá foram utilizados dados referentes à climatologia e hidrologia da região, obtidos através de consulta eletrônica e/ou compilados de documentos técnicos e recortes publicitários.

Os valores de temperatura diária e precipitação pluviométrica foram obtidos através do banco de dados eletrônico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e as médias mensais de precipitação foram obtidas através da consulta eletrônica a defesa civil da cidade do Rio de Janeiro. Os valores relativos à pluviometria diária são referentes ao período de 24 horas que antecederam as coletas, de modo a se verificar a influência das chuvas sobre a qualidade das águas das lagunas.

O registro de marés foi obtido através de consulta eletrônica, da Tábua de Maré da Diretoria de Hidrografia e Navegação para o Porto do Rio de Janeiro, numa latitude $22^{\circ}53'8''$ S e $43^{\circ}9'9''$ W, com um fuso + 3,0 e nível médio 0,69.

3.2 - Procedimentos de amostragem

As coletas foram realizadas nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi, conforme demonstrado na **Figura 3.1**. Foi estabelecida uma estação de amostragem em cada laguna e as referências estão na **Tabela 3.1**. O critério de escolha das

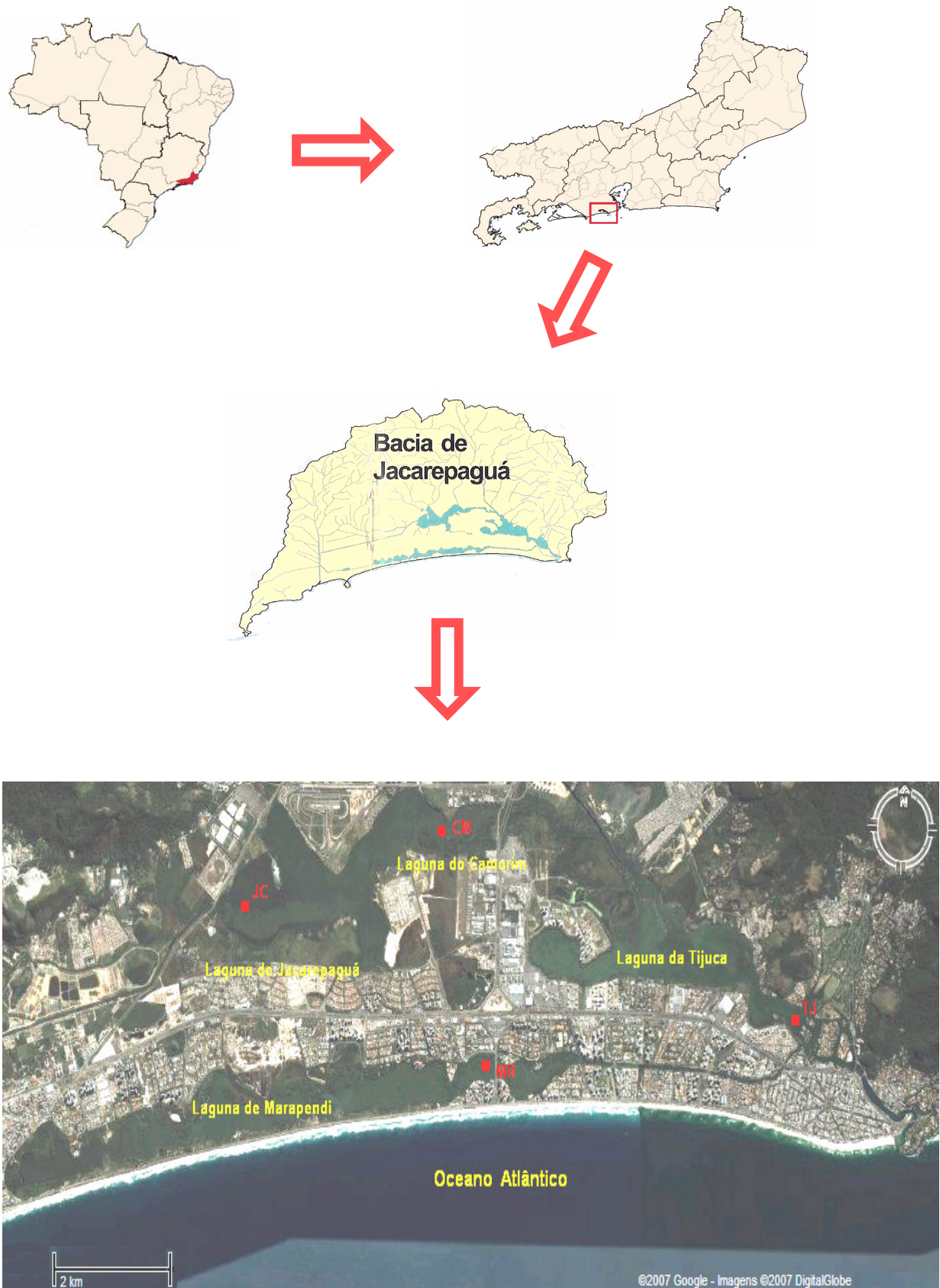


FIGURA 3.1 – Localização da área de estudo

estações visaram estabelecer uma área de coleta em cada laguna, equidistantes entre si, afastadas da desembocadura dos rios contribuintes e com facilidade de acesso ao local.

As informações do referenciamento das coordenadas geográficas foram demarcadas com o aparelho GPS marca Garmin 3 e correlacionadas, em terra, com o mobiliário público da cidade.

TABELA 3.1 – Estações de coleta com seus códigos, coordenadas e referências.

Corpo d'água	Estação	Coordenadas	Referência
L. Jacarepaguá	JC	22 58` 96`` S e 43 23` 94`` W	Avenida Salvador Allende, próximo a colônia de pesca Mestre Pedro.
L. Camorim	CM	22 58` 35`` S e 43 21` 52`` W	Em baixo da ponte da avenida Ayrton Senna, próximo ao Pólo Cine e Vídeo.
L. Tijuca	TJ	22 59` 93`` S e 43 19` 19`` W	Estrada do Itanhangá, n° 1679 próximo a SERLA.
L. Marapendi	MR	23 00` 54`` S e 43 22` 95`` W	Avenida Sernambetiba, atrás do condomínio Novo Leblon.

O monitoramento ambiental deste Complexo Lagunar estabeleceu um período amostral, que compreendeu os anos de 2004, 2005 e 2006, com um total de 21 campanhas mensais nas lagunas de Jacarepaguá, Tijuca e Marapendi e 20 para a laguna do Camorim. Adotou-se um padrão amostral único para as análises biológicas, físicas e químicas.

As amostras de água foram coletadas na subsuperfície, utilizando-se barcos ou balsas, em áreas afastadas da margem e sempre realizadas num horário entre 9:00h e 13:00h.

3.2.1 – Variáveis abióticas

No campo, diretamente na massa d'água, foram realizadas as medições das seguintes variáveis físicas e químicas: temperatura da água; pH; transparência da coluna d'água, condutividade e salinidade (**Tabela 3.2**). Foram coletadas amostras de águas em frascos de polietileno, com volume de 5 litros para análises de nutrientes das séries nitrogenada (nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito) e fosforada (fósforo total, ortofosfato) e para análises de pigmentos fotossintetizantes (clorofila *a* e feofitina *a*), além de amostras destinadas à quantificação do oxigênio dissolvido (OD) pelo método de Winkler. As amostras de OD foram preservadas imediatamente com azida sódica e sulfato manganoso.

Todas as amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento da análise.

3.2.2 - Variável biótica – Fitoplâncton

A amostragem de água para análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada por meio de sucessivos arrastos horizontais com rede de plâncton de nylon com 20 μ m de abertura de malha (**Figura 3.2**).



FIGURA 3.2 - Rede de plâncton – Utilizada para concentrar os organismos fitoplancctônicos a serem identificados nas análises qualitativas. A massa verde- intenso, no interior da rede, refere-se ao concentrado de Cianobactérias e outras micro-algas.

Esta técnica permite concentrar grandes volumes de água. O material concentrado (séston) foi colocado em frascos de boro-silicato, preservado com solução de Transeau¹ (CETESB, 2005) e posteriormente levado ao laboratório para análise em microscópio ótico. Parte da amostra foi mantida sem fixador, sob refrigeração, para a observação dos organismos vivos, principalmente das cianobactérias. A utilização de rede de plâncton é seletiva aos organismos menores que 20 μ m (nanoplâncton).

As amostras para a análise quantitativa do fitoplâncton foram coletadas na sub-superfície por meio de garrafa de profundidade do tipo Van Dorn, transferidas para frascos de

¹ **Solução Transeau:** 6 partes de água destilada, 3 partes de álcool etílico e 1 parte de formalina

boro-silicato (300 mL), preservadas com solução de lugol acético² (CYBIS et al., 2006) e mantidas em caixas térmicas até a chegada ao laboratório.

3.3 – Procedimentos analíticos

3.3.1 - Variáveis abióticas

A **tabela 3.2** apresenta a relação dos parâmetros e a metodologia empregada para análises físicas e químicas realizadas em campo e em laboratório. A determinação das concentrações de nitrogênio Kjeldahl, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, fósforo total e ortofosfato dissolvido seguiram a metodologia descrita no Standard Methods – APHA (2005) e foram realizadas por equipe multidisciplinar dos laboratórios de Físico-química da Divisão de Laboratórios - FEEMA.

A determinação espectrofotométrica da concentração da clorofila *a* e de seu produto de degradação (feofitina *a*) foi realizada segundo o método proposto por Lorenzen (1967). As amostras foram filtradas em bomba de vácuo, com uso de filtros Millipore 0,45 µm e os pigmentos extraídos em acetona 90%.

Os indicadores ambientais relacionados na referida **tabela 3.2** foram considerados de importância para a interpretação dos resultados quali-quantitativos do fitoplâncton e serão a seguir detalhados:

Solução de Lugol: dissolver 10 g de iodo puro, 20 g de iodeto de potássio, 20 mL de ácido acético glacial em 200 mL de água destilada. Esta solução deve ser armazenada em frasco escuro. Recomenda-se 0,3 a 1,0 mL/100 mL dependendo da concentração de organismos.

TABELA 3.2 - Relação das variáveis abióticas analisadas, suas metodologias analíticas e respectivos limites de detecção.

	Metodologia de campo	Metodologia de laboratório	Limite de detecção
Temp. água	Condutivímetro WTW LF 191	-	-
Transparência da água	Disco de Secchi	-	-
Salinidade	Condutivímetro WTW LF 191	-	-
Condutividade	Condutivímetro WTW LF 191	-	-
pH	Potenciométrico WTW 191	-	-
Oxigênio Dissolvido	-	Método titulométrico de Winkler. 4500 - O C	-
N-Kjedahl	-	Método colorimétrico do Fenato. 4500 - Norg B	0,15mg/L
N-Amoniacal (NH₃)	-	Método colorimétrico do Fenato. 4500 - NH ₃ G	0,01mg/L
N-NO₃	-	Método colorimétrico com coluna redutora de cádmio. 4500 - NO ₃ E	0,01mg/L
N-NO₂	-	Método colorimétrico de diazotação. 4500 - NO ₂ B	0,001mg/L
P total	-	Método colorimétrico do Molibdato de Amônia e redução com ac. Ascórbico. 4500 - P I	0,01mg/L
Ortofosfato	-	Método colorimétrico do Molibdato de Amônia e redução com Ácido Ascórbico. 4500 - P G	0,01mg/L
Clorofila <i>a</i> e Feofitina	Espectrofotômetro Perkin-Elmer modelo Coleman 55.	Método espectrofotométrico. 10200 H	0,01 ug/L

Os indicadores ambientais acima listados foram considerados de importância para a interpretação do fitoplâncton e serão a seguir detalhados:

- a) **Temperatura da água** – Considerado um importante fator nos estudos de ecologia aquática, devido a sua influência sobre a densidade, a viscosidade e convecção da água. Além disso, é de suma importância para a produtividade biológica pois controla o ritmo do metabolismo das espécies, o processo fotossintético, a distribuição e reprodução dos organismos (MARGALEF, 1983b). A temperatura também influencia os fenômenos limnológicos relacionados com a estratificação térmica e com as diferentes reações químicas e bioquímicas da água (ESTEVES, 1988). Azevedo (1998) relaciona que a melhor faixa de crescimento para as cianobactérias está entre 15 °C e 30 °C.

- b) **Transparência da água pelo disco de Secchi** - A transparência da água pode ser utilizada na avaliação do grau de trofia dos lagos (MARGALEF, 1983b), sendo que esta medida torna-se mais indicada em ambientes naturais com elevadas concentrações de material particulado de origem algal, representando, desta forma, uma medida de avaliação do estado trófico (OECD, 1982).
- c) **Salinidade** - A salinidade foi considerada neste estudo como o parâmetro mais relevante de avaliação das águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, sendo um indicativo da dinâmica que envolve as comunidades biológicas, do grau de mistura e renovação das massas d'água e do transporte de escalares (sal, sedimento, contaminantes) (FEEMA, 2002). O balanço salino nas lagunas costeiras serve como um traçador natural importante nos estudos de qualidade das águas (KJERFVE, 1994). De acordo com APHA (2005), a salinidade é uma medida bastante importante nas águas naturais, sendo concebida como uma medida dos sais dissolvidos em uma dada solução, obtida de forma indireta através da condutividade. A salinidade é um dos fatores abióticos que apresenta grande variação e que deve ser correlacionado com o fitoplâncton nos ecossistemas costeiros e estuarinos (GASIUNAITÉ et al., 2005), pois a instabilidade das águas salobras é um fator de seleção ambiental exigindo das espécies locais rápidas mudanças osmóticas (BLACKBURN et al., 1996). De um modo geral, as espécies eurihalinas apresentam ampla valência ecológica (MARGALEF, 1974).
- d) **Condutividade** – As medidas de condutividade estão relacionadas a presença de íons dissolvidos na água e podem auxiliar na detecção de fontes de poluição em ecossistemas aquáticos (BRANCO, 1986).
- e) **Potencial hidrogeniônico** - A medida do pH tem sido muito empregada em estudos ambientais envolvendo as águas naturais por indicarem processos de produção e respiração biológica (SILVA, 2005) e por refletirem as mudanças na química da água (BRANCO, 1991). Esta variável ambiental é de difícil interpretação devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. As águas continentais que recebem influência do mar podem apresentar variações nos níveis de carbonatos e bicarbonatos, que favorecem os valores alcalinos (ESTEVEES, 1988). A comunidade aquática também pode interferir nos valores de pH do meio através da assimilação do CO₂ durante o processo fotossintético, quando os valores podem ser elevados pela influência das florações (CARVALHO, 2003). A resolução CONAMA 357/05 MMA

recomenda valores entre 6,5 e 8,5 (condição para vida aquática), sendo que as cianobactérias apresentam o melhor crescimento entre 6,0 e 9,0 (AZEVEDO, 1998).

f) **Oxigênio Dissolvido** - O oxigênio dissolvido é uma importante variável ambiental que reflete as condições de integridade dos ecossistemas aquáticos (BRANCO, 1991). Seus valores relacionam-se com a organização e o funcionamento de um ecossistema, sua presença ou ausência determinam as vias de mineralização aeróbias ou anaeróbias da matéria orgânica. As principais fontes de oxigênio para a água vêm da atmosfera (ventos, ondas e correntes) e da produção fotossintética. Por outro lado, as perdas estão relacionadas ao consumo pela decomposição de matéria orgânica, por perdas para a atmosfera, pela respiração e consumo dos organismos aquáticos e pelas reações de oxidação de íons metálicos (ESTEVES, 1988). A resolução CONAMA 357/05/MMA estabelece que a concentração de OD não deve ser inferior a 5 mg/L O₂ para as águas salobras Classe 1.

g) **Nitrogênio** – Em diversas formas, este nutriente participa do metabolismo aquático principalmente devido à síntese de estruturas celulares (proteínas) e na formação da molécula de clorofila, podendo atuar como fator limitante na produção primária (ESTEVES, 1988). O lançamento contínuo de efluentes domésticos e industriais, as atividades agrícolas e as chuvas ácidas têm favorecido o aumento de nutrientes e a conseqüente eutrofização dos corpos d'água:

- **Nitrogênio Amoniacal** - É um constituinte natural das águas superficiais e seus valores são resultantes da decomposição da matéria orgânica e da excreção por organismos aquáticos, sendo a forma nitrogenada que é absorvida diretamente pelo fitoplâncton (BRANCO, 1991). A resolução CONAMA 357/05/MMA estabelece a concentração máxima para o nitrogênio amoniacal de 0,40 mg/L N para as águas salobras Classe 1.
- **Nitrato** - É outra forma nitrogenada essencial às atividades dos produtores primários (ESTEVES, 1988). Os baixos valores de nitrato podem sugerir uma grande capacidade de assimilação com elevada autodepuração para o meio aquático. No entanto, essa capacidade não pode ser atribuída exclusivamente à atividade das cianobactérias, já que Blomqvist et al. (1994) demonstraram que concentrações acima de 20 µg/L podem inibir o desenvolvimento de cianobactérias. A resolução CONAMA 357/05/MMA estabelece a concentração máxima para o nitrato de 0,40 mg/L N para as águas salobras Classe 1.

- **Nitrito** – Ocorre em águas naturais como um componente intermediário, resultante da redução do nitrato, ou mais comumente da oxidação da amônia (CARMOUZE, 1994; APHA, 2005). A presença de nitrito pode evidenciar uma poluição recente por despejos orgânicos (BRANCO, 1991). A resolução CONAMA 357/05/MMA estabelece a concentração máxima para o nitrito de 0,07 mg/L N para as águas salobras Classe 1.
- h) **Fósforo** - O fósforo no meio hídrico pode ser encontrado como fosfato quer na forma de íons ou formando complexos. Devido a eutrofização das águas, a avaliação da concentração de fósforo total tem sido considerada como um importante parâmetro em estudos de ciclagem de nutrientes e classificação de lagos (ESTEVES, 1988; BARBIERO e WELCH, 1992). O fósforo é um elemento essencial para o crescimento dos organismos e para a produtividade primária (APHA, 2005). As cianobactérias também podem obter o fósforo do sedimento, de modo a seu estoque interno capacitá-las a sustentar o desenvolvimento na região pelágica, processo esse que não ocorre com outros grupos algais (CARVALHO, 2003). De modo semelhante, Barbiero e Welch (1992) demonstram a importância do fósforo no sedimento e sua transferência para a coluna d'água em lagos eutróficos. O fósforo e suas diversas formas estão presentes em águas naturais que recebem influência de efluentes domésticos e industriais ou que (COHIDRO, 2006). A resolução CONAMA 357/05/MMA estabelece a concentração máxima para o fósforo total de 0,124 mg/L P para as águas salobras Classe 1.
- **Ortofosfato** – O ortofosfato possui muita relevância nos estudos de ecossistemas aquáticos, por ser a forma de fosfato mais assimilada pelos vegetais aquáticos (ESTEVES, 1988), pelo fitoplâncton, e em especial pelas cianobactérias, que possuem reservas intracelulares de fósforo (polifosfatos) (AZEVEDO e VASCONCELOS, 2006). A resolução CONAMA 357/05/MMA estabelece a concentração máxima para os polifosfatos de 0,62 mg/L P para as águas salobras Classe 1.
- i) **Clorofila *a* e Feofitina** – De acordo com APHA (2005), a clorofila é uma medida para estimar a biomassa do fitoplâncton, servindo como uma verificação indireta da produtividade primária. As concentrações de clorofila *a* podem variar em função do estágio fisiológico, do grupo algal dominante, bem como pela presença de material particulado. Florações algais senescentes liberam pigmentos degradados (feofitina), diminuindo a clorofila ativa (CARMOUZE, 1994).

3.3.2 - Variável biótica -Fitoplâncton

a) *Identificação das populações*

A análise qualitativa destinou-se a identificar as populações fitoplanctônicas que caracterizam este ambiente aquático. Foi realizada com o apoio de microscópio binocular convencional marca OLYMPUS BH-C e utilização de lâmina e lamínula, em diferentes aumentos de visualização. A identificação dos táxons foi feita analisando-se as características morfológicas e morfométricas dos organismos, com base em bibliografia específica para cada grupo taxonômico. O sistema de classificação adotado para as Cyanophyceae (Cianobactérias) foi o de Komárek e Anagnostidis (1988, 1989, 1990, 1999); Anagnostidis e Komárek (2005) e Sant'Anna et al. (2006). Para os demais grupos algais, adotaram-se Tomas (1997); Bourrelly (1970). Sempre que possível, os organismos foram individualizados em hierarquia taxonômica (gênero, família, ordem, classe), com o objetivo de conferir acuidade ao tratamento dos dados, especialmente ao cálculo do índice de diversidade.

É sugerido pela Organização Mundial de Saúde (OMS), para o monitoramento de cianobactérias, que a identificação taxonômica pode ser realizada em nível de gênero (COOD et al.,1999). Esta linha de raciocínio foi adotada neste trabalho, apesar de reconhecer que o detalhamento taxonômico é de relevância para se estabelecer à composição de espécies em estudos de caracterização dos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983).

b) *Densidade fitoplanctônica*

A estimativa de densidade fitoplanctônica (análise quantitativa) foi realizada pelo método de sedimentação proposto por Utermöhl (1958), com contagem do número de células por campos aleatórios (UEHLINGER, 1964) e adotada a validação estatística do número de campos proposta por Lund (1958). A análise foi realizada em microscópio invertido marca Wild-Zeiss com aumento de até 400 X (**Figura 3.3**).

A preparação das amostras consistiu em homogeneizar o volume contido no frasco e verter uma subamostra para preencher o volume da câmara de Utermöhl. Utilizou-se câmaras de sedimentação com volume de 2 mL a 50 mL, dependendo da concentração fitoplanctônica e/ou material particulado.

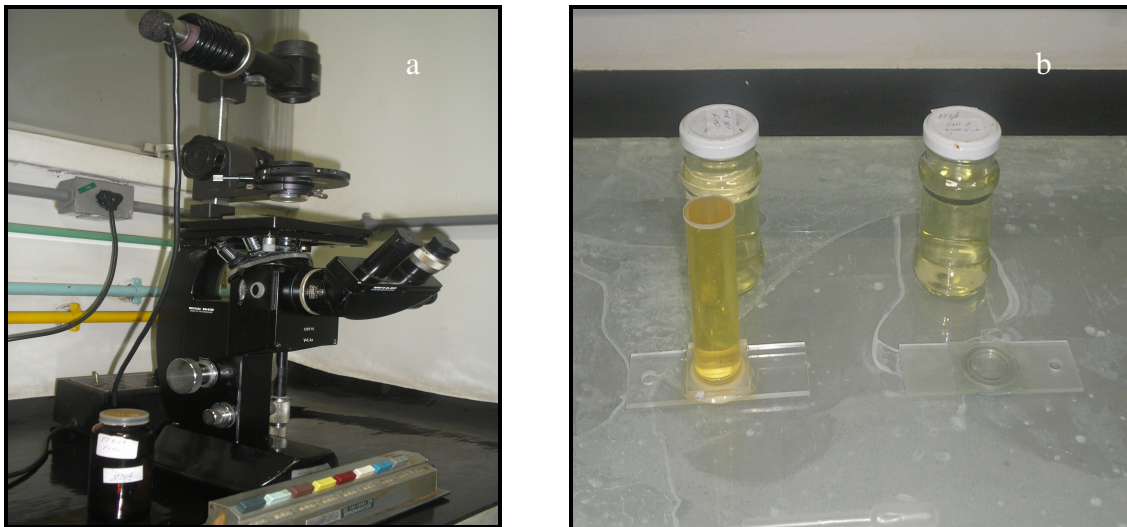


FIGURA 3.3 - Técnica de sedimentação Utermöhl. a) Microscópio invertido, marca Wild-Zeiss utilizado para a contagem com um contador manual à frente; b) Amostras preparadas em câmaras de sedimentação com volumes de 50 mL (esquerda) e 2 mL (direita) utilizadas nas análises quantitativas.

A quantificação dos organismos foi feita até alcançar, sempre que possível, 100 organismos (células, filamentos e colônias) da espécie mais frequente ou até estabilizar o número de espécies adicionadas por campo (área mínima de compensação). Desse modo, o erro de contagem foi inferior a 20%, em um nível de significância de 95% e variação estimada de 20% (JARDIM et al., 2002). Ao final da contagem, obteve-se o valor do número de células/mL (cel/mL) da amostra, multiplicando-se o número de células contadas pelo fator de conversão correspondente à área de visualização da objetiva usada, o número de campos contados, a área da câmara de sedimentação e o volume de amostra sedimentado. O cálculo do fator está demonstrado abaixo (**Figura 3.4**).

<p>Fator:</p> $\frac{\text{N}^{\circ} \text{ de campos} \times \text{superfície do campo } (\mu^2) \times \text{altura da câmara (mm)}}{1.000.000 \times 1.000.000} = \frac{1}{x}$ <p style="text-align: right; margin-top: 10px;">Superfície do campo = $\pi R^2 = 29649,62$</p>
--

FIGURA 3.4 - Cálculo do fator de conversão para contagem de células em microscópio invertido.

Para as formas unicelulares foi feita a equivalência entre o número de indivíduos e o número de células contadas. Para os indivíduos coloniais e filamentosos foi estimada uma média do número de células por indivíduos (JARDIM et al., 2002). A densidade celular total

foi expressa em número de células por mililitro (N° cel. /mL), tanto para colônias, cenóbios filamentos e indivíduos unicelulares.

c) *Testes de toxicidade*

Os testes de toxicidade atribuída as cianotoxinas foram realizados no Serviço de Biologia da FEEMA, através de dois procedimentos:

- A detecção de cianotoxinas no séston foi realizada através de bioensaios com camundongos Swiss, por injeção intraperitoneal do material coletado, liofilizado e ressuspendido em solução de cloreto de sódio a 0,9 % (CHORUS e BARTRAM, 1999).
- A quantificação de microcistinas na água foi determinada utilizando “kits” comerciais semi-quantitativos do tipo “ELISA”

3.4 – Tratamento estatístico dos dados

Os dados gerados foram submetidos a tratamentos estatísticos para avaliação do fitoplâncton e das populações de cianobactérias nas áreas de estudo.

3.4.1 - Abundância, riqueza específica e frequência de ocorrência

A abundância corresponde ao número de indivíduos por unidade de volume.

Adotou-se neste estudo a classificação de Lobo e Leighton (1986), que considera espécie **dominante** aquela cuja ocorrência numérica é superior a 50% do número total de indivíduos presentes e **abundante** a espécie cuja ocorrência numérica é maior do que o valor médio do número total de indivíduos das espécies presentes na amostra.

A riqueza específica correspondeu ao número total de táxons presentes em cada amostra (MARGALEF, 1974)

A frequência de ocorrência expressa em porcentagem a relação entre a ocorrência das espécies e o número total de amostras, calculada pela seguinte fórmula:

$$F = \frac{P_a \times 100}{P}, \text{ onde :}$$

P_a = número de amostras em que a espécie “a” está presente

P = número total de amostras analisadas.

Desta forma, considerou-se : **Rara** - em $\leq 10\%$ das amostras, **Presente** - em $> 10\%$ e $\leq 50\%$ das amostras, **Freqüente** - em $> 50\%$ e $\leq 80\%$ das amostras e **Constante** - em $> 80\%$ das amostras (DAJOZ, 1973).

3.4.2 - Índices biológicos

O cálculo de índices de diversidade consiste na combinação de todos os dados de contagem das espécies por amostras em um único coeficiente. A partir deste número, a comunidade fitoplanctônica, com ênfase nas cianobactérias, pôde ser analisada. Foi calculado o **Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H')**:

$$\text{Equação nº 1: } H' = - \sum_{i=1}^S (n_i / N) \log_2 (n_i / N)$$

Onde: n_i é igual ao número de células da espécie i
 N é igual ao número total de células da amostra
 S é igual ao número de espécies.

Os resultados foram expressos em bits.cel^{-1} .

O **Índice de Uniformidade de Pielou (J')** evidencia anomalias no índice de diversidade ligadas à ocorrência de amostras com baixo número de espécies (ZAR, 1996).

$$\text{Equação nº 2: } J' = \frac{H}{H_{\max}}$$

Onde: $H_{\max} = \log_2 S$
 H' = diversidade da amostra

O índice de diversidade pode variar de 0 a 5 e o índice de uniformidade de 0 a 1.

3.4.3 - Análises multivariadas

Para análise dos dados gerados, utilizaram-se métodos estatísticos multivariados, fundamentais nos estudos de comunidades, uma vez que os dados ecológicos são em sua maioria multidimensionais (LEGENDRE e LEGENDRE, 1983).

Como os métodos utilizados pressupõem a normalidade na distribuição dos dados, foi utilizada a transformação dos valores de abundância das espécies fitoplanctônicas em $\log(x+1)$ para que os mesmos seguissem tal distribuição.

- **Método de Agrupamento** - Esta análise cria um gráfico em forma de dendograma, que une grupos de variáveis com níveis altos de semelhança, objetivando com isso descrever, de maneira mais clara e sintética, a estrutura de um ecossistema. Esse método foi realizado visando facilitar a análise da distribuição espacial do fitoplâncton nas lagunas, sendo utilizado o método de Aglomeração de Ward (Método pela Variância Mínima), tendo como coeficiente de associação o Índice de Distância Euclidiana (dissimilaridade) entre amostras, de forma a evidenciar áreas com a mesma composição fitoplanctônica.

- **Método de Ordenação** - Foi realizada uma Análise em Componentes Principais (ACP) a partir da matriz de correlação entre variáveis abióticas e bióticas para cada uma das lagunas, com o objetivo de detectar os fatores que regem a estrutura desta comunidade.

Os descritores ambientais utilizados foram: densidade dos gêneros de cianobactérias, densidade de outros grupos, transparência (Secchi), clorofila *a*, feofitina *a*, salinidade, pH, condutividade, nitrato, nitrito, nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato, temperatura da água e oxigênio dissolvido.

Nas análises de agrupamento e ordenação foi utilizado o software STATISTICA 6.0 © StatSoft, Inc.

4. DADOS UTILIZADOS, RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO

O conjunto de dados utilizados e os resultados obtidos por este estudo serão apresentados e discutidos de modo a caracterizar a qualidade da água deste sistema lagunar e a identificar, quando possível, os gradientes e grupos homogêneos estabelecidos. Diversas variáveis foram associadas às constantes florações de Cianobactérias, enfocando aspectos ligados à sua ecologia e aos problemas ambientais das lagunas do Complexo de Jacarepaguá. Buscou-se assim demonstrar a importância das Cianobactérias como parâmetro indicador de qualidade da água.

A utilização de dados referentes à caracterização climatológica e hidrológica fez-se necessária para o melhor entendimento dos resultados obtidos.

A abordagem utilizada para a caracterização da qualidade da água foi baseada em uma comparação entre os resultados obtidos e os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005. Assim, foi possível verificar a lacuna existente nesta resolução no que diz respeito à presença de Cianobactérias em ambientes salobros, Classe 1, enfatizando a necessidade de inserção deste indicador biológico na avaliação da resposta ao desequilíbrio ecológico de diferentes ambientes.

4.1 – Variáveis climatológicas

A **Tabela 4.1** mostra os valores médios mensais e diários das chuvas nas proximidades das lagunas estudadas, a temperatura média do ar nos dias das coletas e as marés durante o período de amostragem.

Observou-se que os maiores índices pluviométricos mensais foram registrados nos meses de fevereiro/04, setembro/05 e janeiro/06, respectivamente com 185,4 mm, 301,04 mm e 271,6 mm.

As **chuvas** exercem forte influência na composição das espécies e na biomassa fitoplanctônica total, atuando muitas vezes como um fator diluidor e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação das comunidades aquáticas (RANGEL, 2006). Conforme demonstrado na caracterização da área de estudo (capítulo 1), é grande a influência das vazões e cargas dos rios e canais da bacia sobre o complexo lagunar. Soma-se a isto as considerações de Marques (1990), de que o volume de chuvas no local atua como fator preponderante para os processos de sedimentação e assoreamento destas lagunas.

TABELA 4.1 - Medidas das chuvas acumuladas mensais e chuvas nas 24 horas anteriores à coleta, maré predominante e média diária da temperatura do ar, relativos às datas de amostragens dos anos de 2004, 2005 e 2006.

ANO	Variáveis Ambientais	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2004	Chuva acumulada mensal (mm)	157,8	185,4	65,0	104,2	89,6	51,8	168,2	19,6	19,8	91,4	175,8	90,0
	Chuva 24 horas (mm)	-	0	-	-	0	0	0	0	-	0	-	-
	Maré	-	enchente	-	-	vazante	enchente	enchente	estofo	-	enchente	-	-
	Temp. do ar °C (média diária)	-	28	-	-	24	26	19	23	-	29	-	-
2005	Chuva acumulada mensal (mm)	167,4	77,6	238,4	54,6	43,4*	41,6	172,0	23,0	301,4	204,4	149,6	153,4
	Chuva 24 horas (mm)	-	0	-	-	14,1	-	-	0	0	0	0	8,9
	Maré	-	estofo	-	-	enchente	-	-	enchente	enchente	enchente	vazante	enchente
	Temp. do ar °C (média diária)	-	26	-	-	21	-	-	24	26	25	26	23
2006	Chuva acumulada mensal (mm)	271,6	153,4	113,0	80,8	158,4	220,2	47,8	54,6	133,2	84,6	156,4	110,4
	Chuva 24 horas (mm)	-	-	0	-	0	3,5	0	7,1	1,9	0	14,4	0
	Maré	-	-	enchente	-	enchente	enchente	enchente	vazante	enchente	enchente	enchente	estofo
	Temp. do ar °C (média diária)	-	-	26	-	24	18	24	20	19	26	26	29

Fonte 1: médias pluviométricas mensais/ Estação Riocentro -www.rio.rj.gov.br/defesacivil acesso em 25/07/07 * No mês de maio de 2005 foi usada a medição da estação Cidade de Deus, por ausência de valores na estação Riocentro.

Fonte 2: médias pluviométricas e temperaturas diárias – www.inmwt.gov.br/html/observacoes.php acesso em 23/09/07

Fonte 3: ciclo de marés – www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas acesso em 25/07/07

No entanto, as médias pluviométricas mensais e diárias utilizadas, não permitiram estabelecer uma correlação do fator chuva com a variação na densidade de Cianobactérias. Esta ausência de correlação pode demonstrar que a contribuição de cargas orgânicas oriundas das águas carreadas pelas chuvas exerce pouca influência sobre os níveis de contaminação (concentrações de nutrientes) já existentes nas lagunas. Outra ressalva a ser feita diz respeito à variabilidade espacial da chuva na área estudada.

A **temperatura do ar** variou de 18 °C em junho/06 a 29 °C em outubro/04 e dezembro/06, com valores médios de 24,8 °C, 24,4 °C e 23,5 °C respectivamente nos anos 2004, 2005 e 2006.

De maneira geral, os resultados obtidos corroboram a classificação de Köppen, que define o clima da região como tropical (Af e Aw), apresentando verão quente e chuvoso e inverno seco e ameno (CALHEIROS, 2006).

4.2 – Variáveis hidrológicas

Com base no apresentado no capítulo 1 e tomando por base diversas pesquisas anteriores, pode – se estabelecer as principais características hidrológicas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá:

- ❖ A circulação de água é baixa nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendí, sendo que as articulações entre o mar e a baixada são feitas por efeito da variação do ciclo de marés, através dos canais de Sernambetiba e da Joatinga (COHIDRO, 2006)
- ❖ O maior aporte de água provém do continente, favorecendo o assoreamento dos canais e das lagunas pela retenção de sedimentos (CALHEIROS, 2006);
- ❖ A circulação interna e as mudanças de maré também contribuem para a retenção de sedimentos nas margens (SONDOTÉCNICA, 1998a)
- ❖ A morfologia irregular de todas as lagunas, incluindo áreas de confinamento, prejudica a circulação da água, dificultando ou impedindo a renovação benéfica à salubridade do corpo d'água (ZEE, 1992), a exemplo do acúmulo de metais nas áreas próximas às descargas dos arroios Fundo e Pavuna (FERNANDES, 1991);
- ❖ A baixa profundidade favorece a mescla da coluna d'água (MARQUES, 1990).

Dentre as características mencionadas acima, o tempo de retenção das águas tem importante papel na dinâmica das Cianobactérias, pois as águas lênticas favorecem a produção primária, apresentando rápidas flutuações na composição e na biomassa algal, permitindo assim compreender importantes processos no ecossistema (MARGALEF, 1983b).

A mistura de águas pelas marés também exerce um papel relevante na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, interferindo diretamente na composição das espécies.

4.3 – Variáveis abióticas e bióticas

Os resultados das variáveis ambientais (análises físicas e químicas da água e da comunidade fitoplanctônica) serão apresentados por laguna, isoladamente, e discutidos sob aspectos importantes ao desenvolvimento e dominância das Cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Para se entender o metabolismo dos ambientes aquáticos, é necessário perceber que estes são formados por uma complexa rede interativa entre organismos e o meio em que vivem. Desta forma, as propriedades físicas e químicas da água apresentam influência direta

sobre os organismos aquáticos e podem interferir, na distribuição do fitoplâncton (REYNOLDS, 2006). Em termos fisiológicos, três fatores limitam a produtividade primária em ambientes aquáticos: a luz, os nutrientes e a temperatura (PINTO-COELHO, 2000), além do curto ciclo de geração das algas (horas-dias) que permite responder rapidamente às variações ambientais (BOZELLI e HUSZAR, 2003). As condições químicas do meio aquático podem determinar a composição do fitoplâncton que, assim como sua dominância relativa, é usada freqüentemente para avaliar a qualidade da água (PALMER, 1962). Em ecossistemas submetidos a perturbações extrínsecas irregulares ou não previsíveis, o tamanho da população tende a ser influenciado por fatores físicos de poluição (ODUM, 1988), bem como os padrões de distribuição de tamanho do fitoplâncton estão associados às condições tróficas do ambiente (CALIJURI, 2006).

Desta forma, em programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos para avaliação de qualidade de água, os organismos fitoplanctônicos são indispensáveis, pois constituem os principais produtores primários, sendo o primeiro elo da cadeia alimentar.

4.3.1 – Físicas e Químicas

A seguir, apresentam-se os valores obtidos através das análises ambientais realizadas nas quatro lagunas por este estudo. Os valores brutos estão apresentados nos **apêndices A, B, C, D**.

➤ **Laguna de Jacarepaguá**

Nas **figuras 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10, 4.11, 4.12, 4.13, 4.14** estão representados os valores obtidos por este estudo para os diversos parâmetros analisados em cada amostragem desta laguna, no período do estudo.

A temperatura da água variou de 20,4 °C em julho/04 a 30,0 °C em fevereiro/04.

A transparência da água variou entre 0,15 m nos meses de maio, junho/04 e setembro/05 e 0,40 m no mês de maio/05.

A salinidade variou de 0,5 g/kg a 6,5 g/kg, nos meses de março e agosto/06.

A condutividade elétrica variou de 1,32 mS/cm a 31,70 mS/cm, nos meses de dezembro/05 e novembro/05.

O pH variou respectivamente de 5,7 a 9,3 nos meses de dezembro/06 e novembro/05.

O OD variou de 3,0 mg/L a 24,4 mg/L, nos meses de maio e novembro/05.

O nitrogênio Kjeldahl variou de 0,04 mg/L a 7,0 mg/L, nos meses de dezembro/05 e agosto/06.

O nitrogênio amoniacal variou de 0,02 mg/L a 2,2 mg/L, nos meses de julho/04 e setembro/05.

O nitrito apresentou variação de 0,002 mg/L a 0,3 mg/L, no mês de fevereiro e novembro/05 e junho/04.

O nitrato variou de 0,01 mg/L a 0,30 mg/L, sendo as menores concentrações observadas nos meses de julho/04, fevereiro, maio e novembro/05, e novembro e dezembro/06, e o maior valor medido em junho/04.

O fósforo total variou de 0,5 mg/L a 1,5 mg/L, sendo a menor concentração registrada no mês de junho/06 e os maiores valores medidos em março, julho, agosto, setembro e novembro/06. O ortofosfato variou de 0,2 mg/L a 1,1 mg/L, sendo o menor valor registrado no mês de julho/04 e os maiores nos meses de outubro/04 e agosto/06.

A concentração de clorofila *a* apresentou variação de 61,5 µg/L em março/06 a 617,46 µg/L em agosto/04. A concentração da feofitina variou de < 0,01 µg/L em junho, julho/04 e junho/06 a 299,91µg/L em setembro/06.

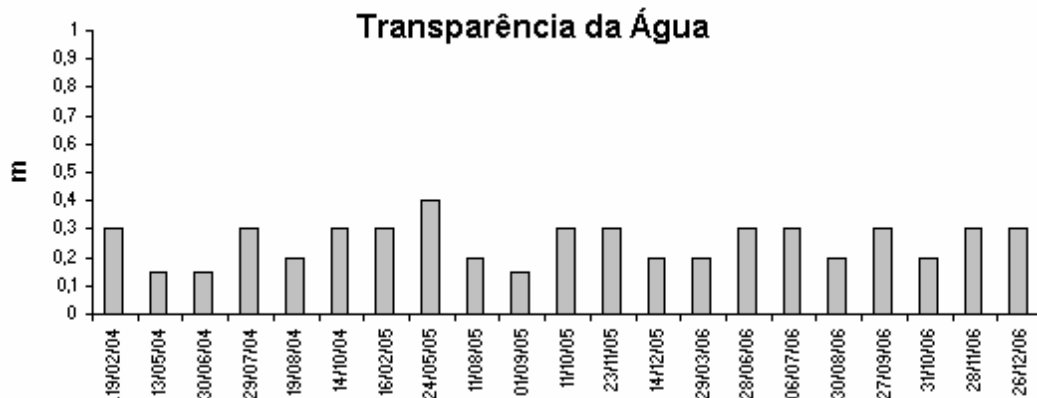
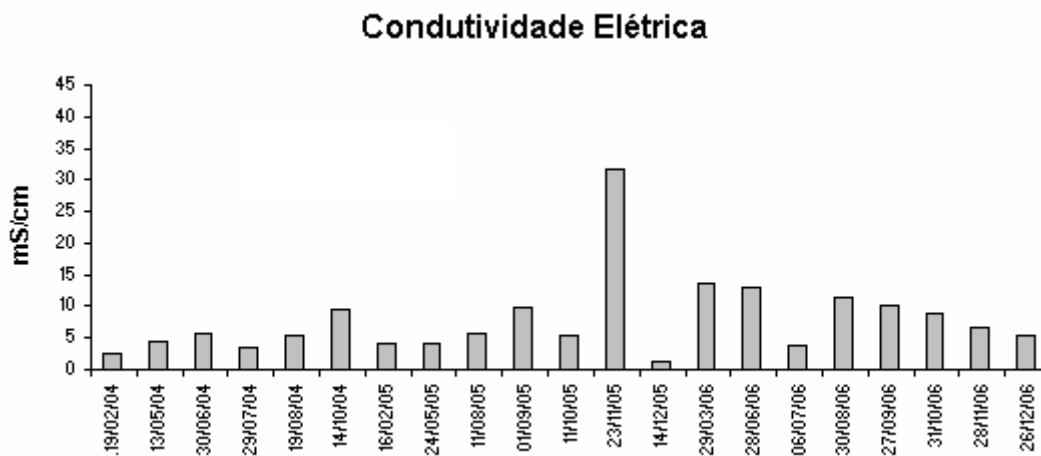
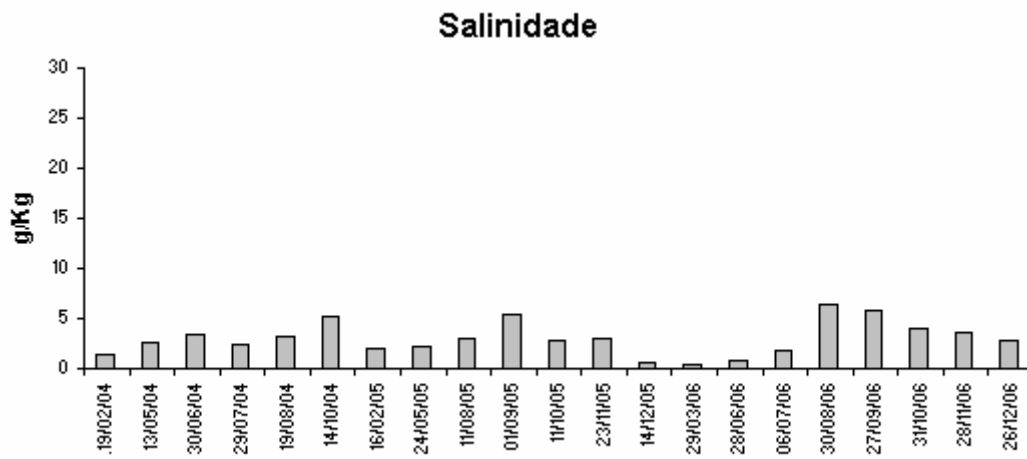
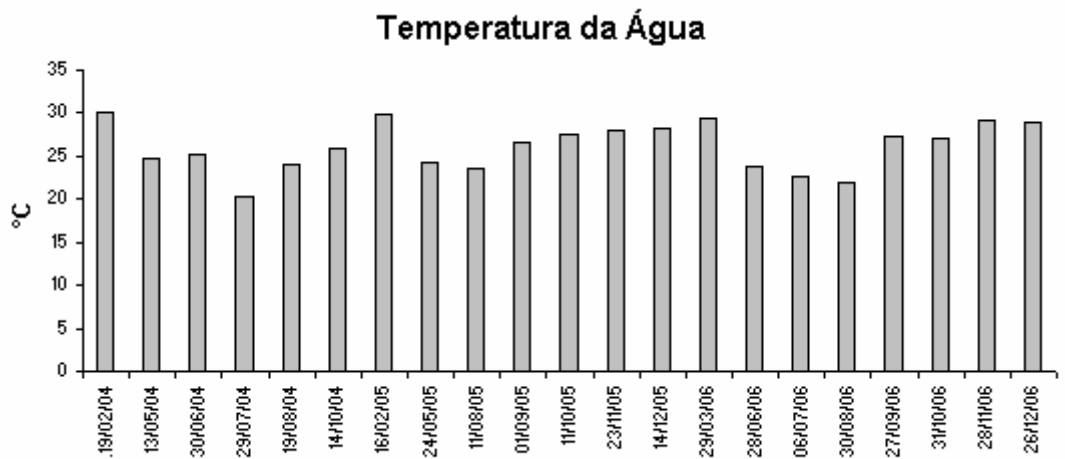
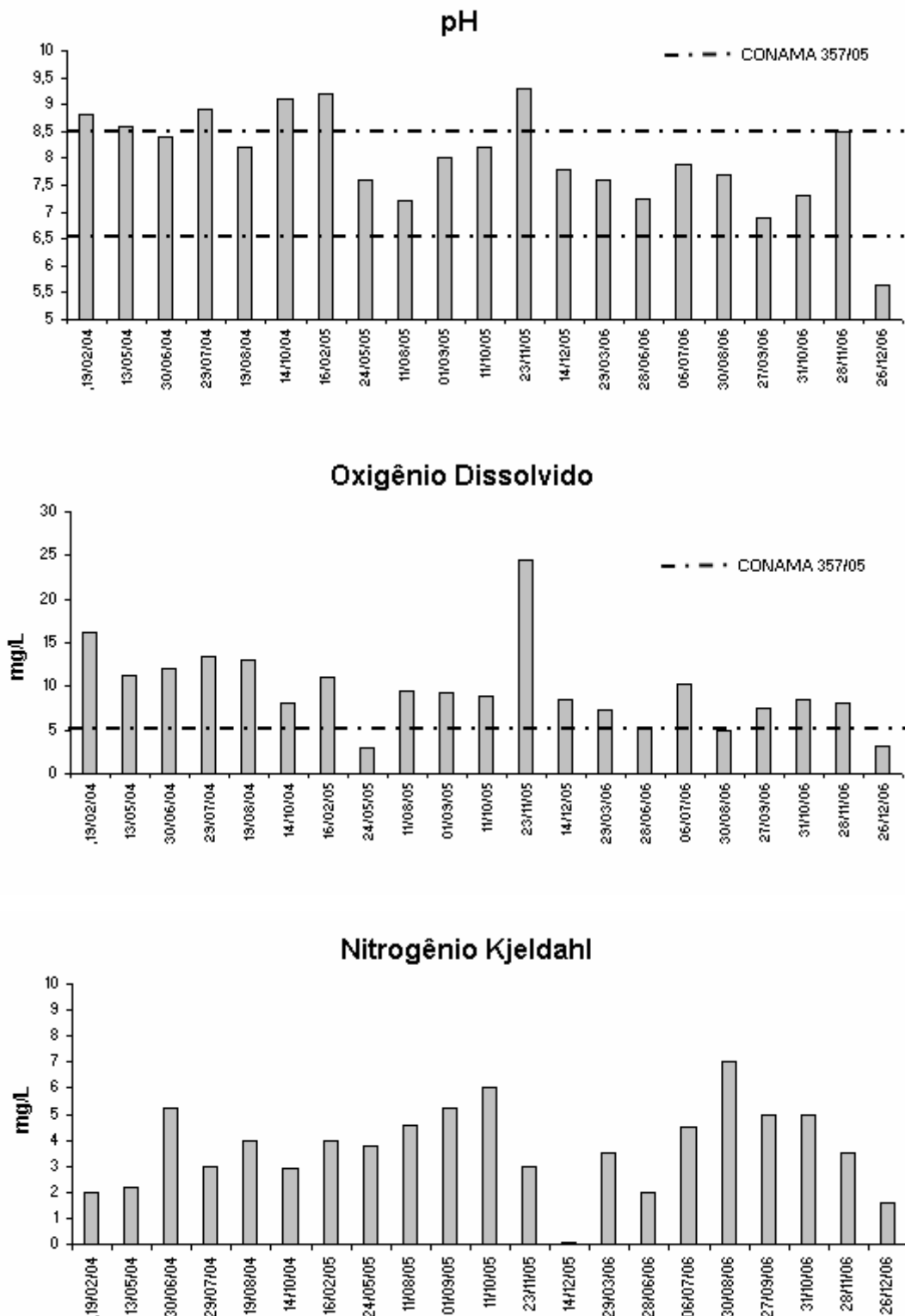


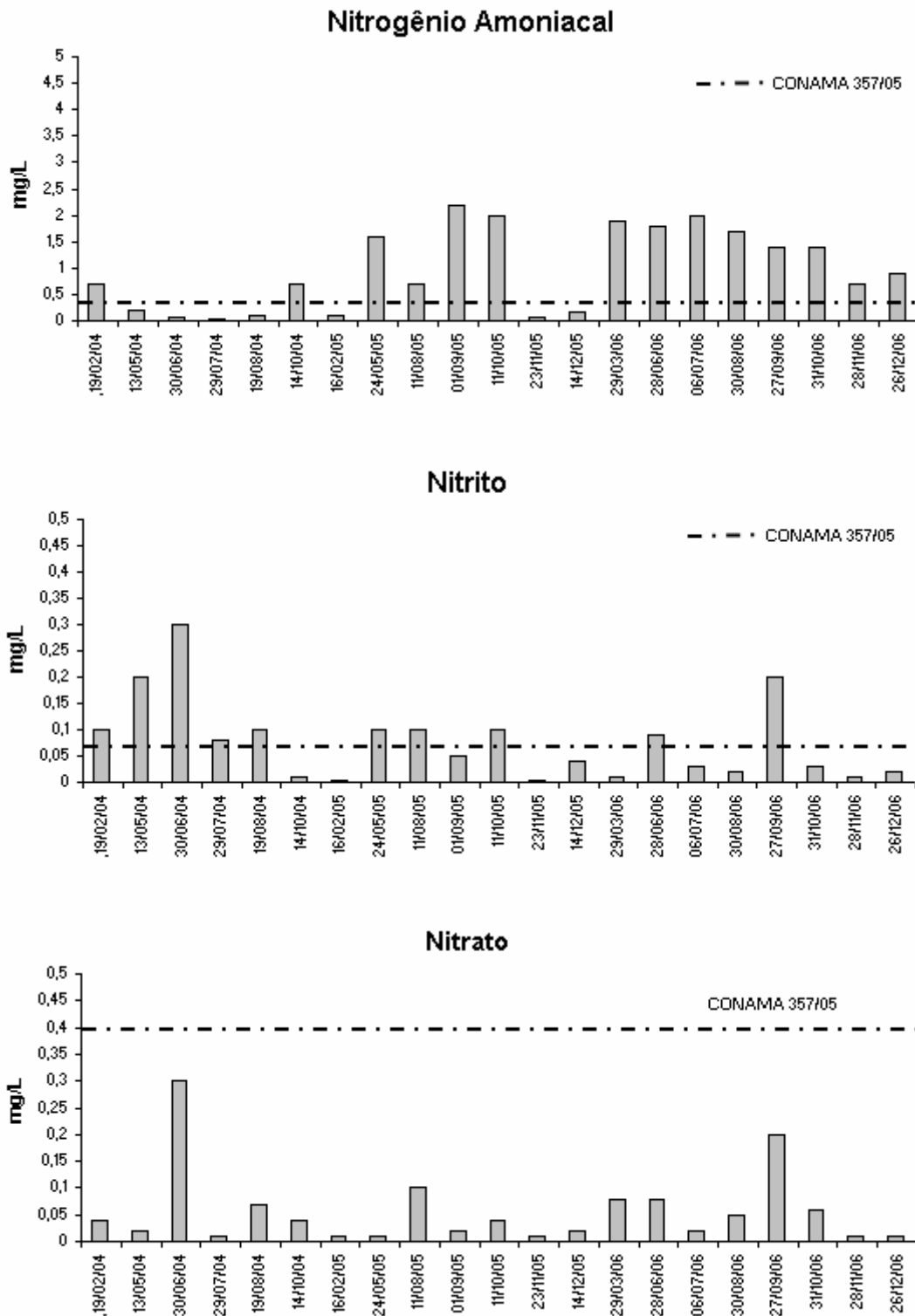
FIGURA 4.1 – Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi) na laguna de Jacarepaguá, nos anos de 2004, 2005 e 2006.



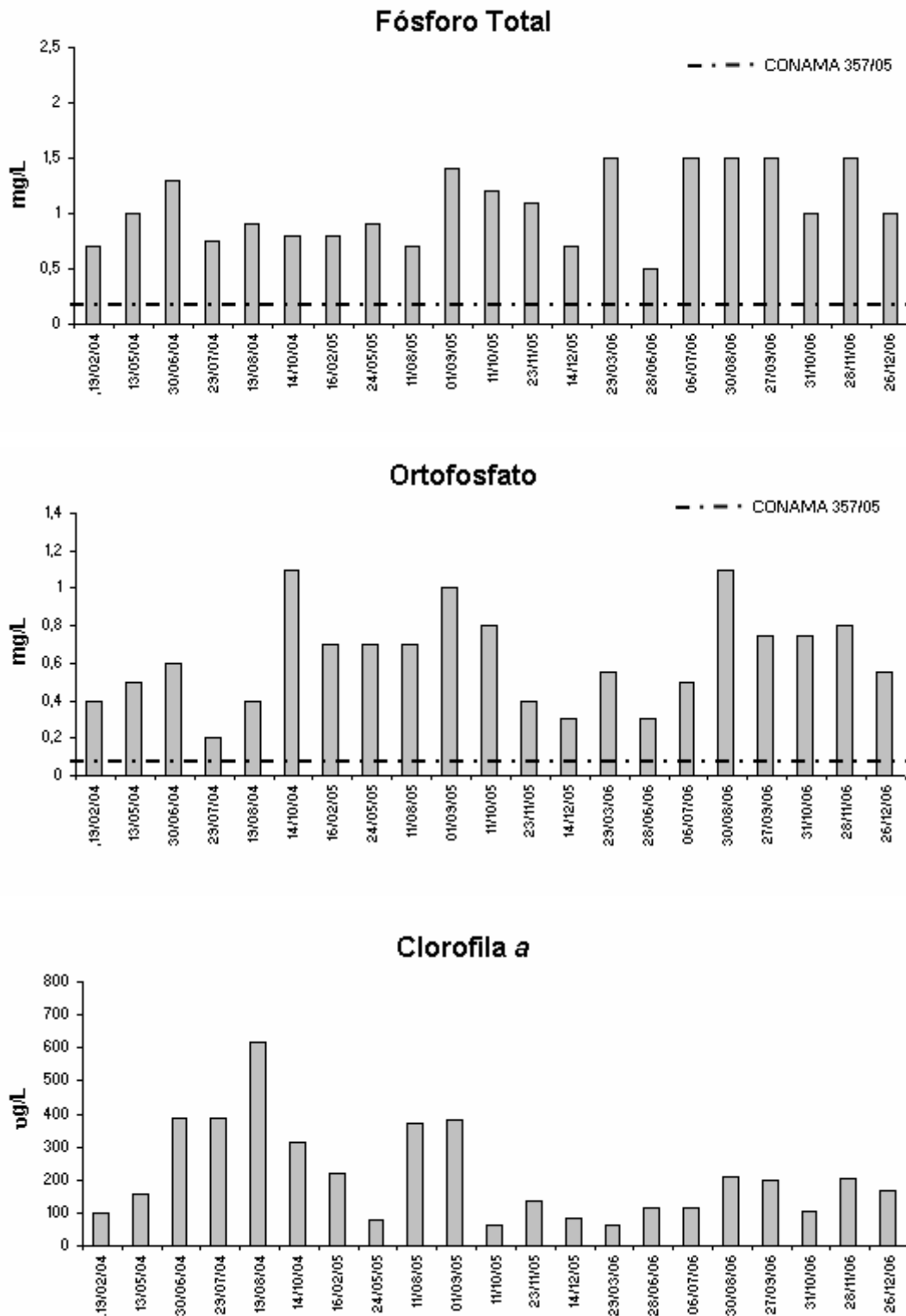
IGURAS 4.2, 4.3 e 4.4 – Variação temporal da da temperatura da água, salinidade e condutividade elétrica na laguna de Jacarepaguá, nos anos de 2004, 2005 e 2006.



FIGURAS 4.5, 4.6 e 4.7 – Variação temporal do pH, oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio Kjeldahl na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.8, 4.9 e 4.10 – Variação temporal do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na laguna de Jacarepaguá, nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.11, 4.12 e 4.13 – Variação temporal do fósforo total, ortofósforo e clorofila *a* na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permitido recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).

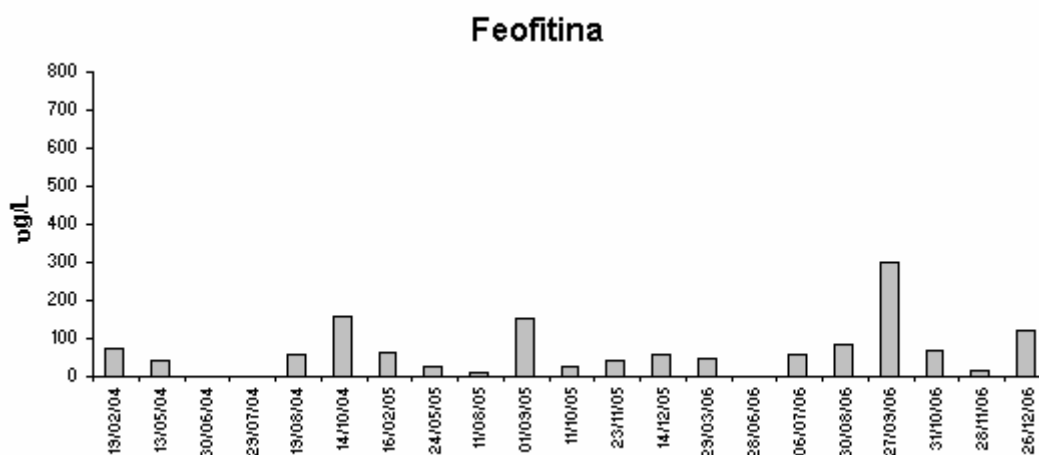


FIGURA 4.14 – Variação temporal da feofitina na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006.

➤ **Laguna do Camorim**

Nas **figuras 4.15, 4.16, 4.17, 4.18, 4.19, 4.20, 4.21, 4.22, 4.23, 4.24, 4.25, 4.26, 4.27, e 4.28** estão representados os valores obtidos para os diversos parâmetros analisados em cada amostragem desta laguna, no período do estudo.

A temperatura da água variou de 20,2 °C em julho/04 a 30,6 °C em novembro/06.

A transparência da água variou entre 0,15 m nos meses de junho, julho, agosto/04 e setembro/05 e 0,40 m no mês de maio/05.

A salinidade variou de 0,8 g/Kg a 7,1 g/Kg, respectivamente nos meses de junho e setembro/06.

A condutividade elétrica variou de 2,08 mS/cm a 31,80 mS/cm, nos meses de dezembro/05 e novembro/05.

O pH variou entre 5,8 e 9,4, nos meses de dezembro/06, fevereiro e agosto/05.

O OD variou de 0,4 mg/L a 22,6 mg/L, em agosto/04 e novembro/05.

O nitrogênio Kjeldahl variou 0,2 mg/L a 9,0 mg/L, em dezembro/05 e em outubro/06.

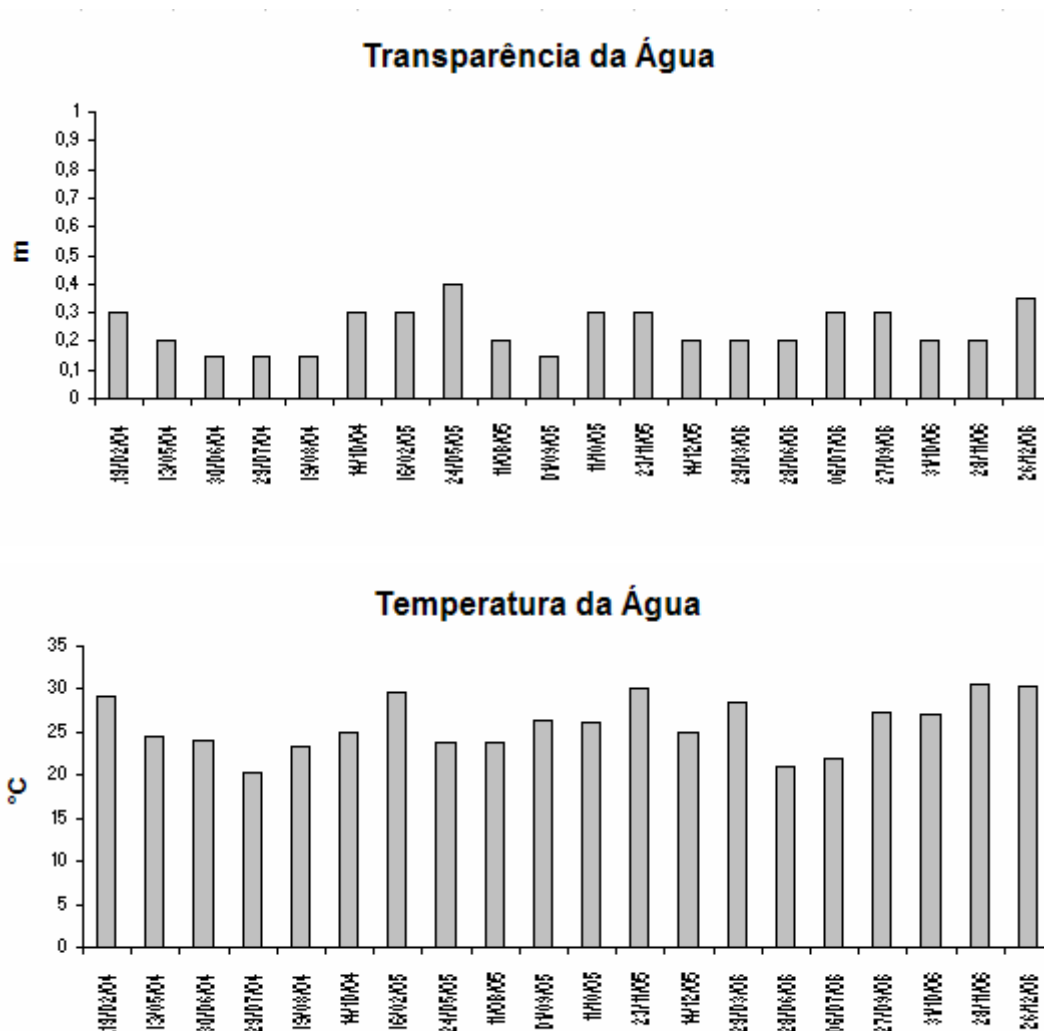
O nitrogênio amoniacal variou de 0,07 mg/L a 4,6 mg/L, nos meses de fevereiro/05 e julho/06.

O nitrito apresentou a menor concentração, com 0,01 mg/L nos meses de agosto/04, fevereiro, maio, outubro e novembro/05, e julho, novembro e dezembro/06, e a maior concentração com 0,3 mg/L no mês de junho/04.

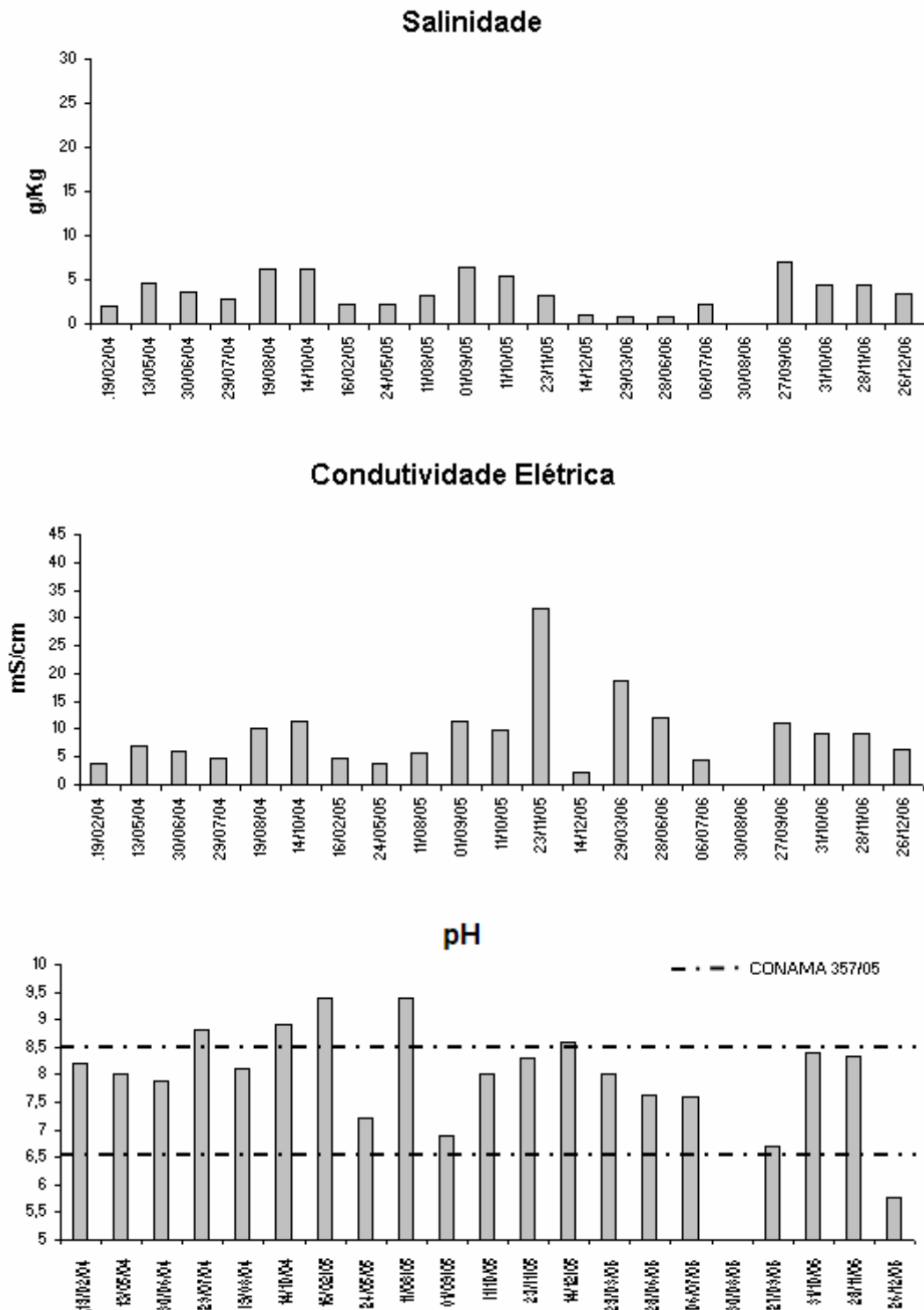
O nitrato variou de 0,01 mg/L a 0,2 mg/L, sendo as menores concentrações observadas nos meses de maio, setembro, novembro e dezembro/05 e julho/06, e o maior valor medido em setembro/06.

O fósforo total variou de 0,5 mg/L a 1,7 mg/L, em novembro/05 e junho/04. O ortofosfato apresentou variação de 0,3 mg/L a 1,1 mg/L, sendo a menor concentração registrada no mês de dezembro/05 e a maior em outubro/05.

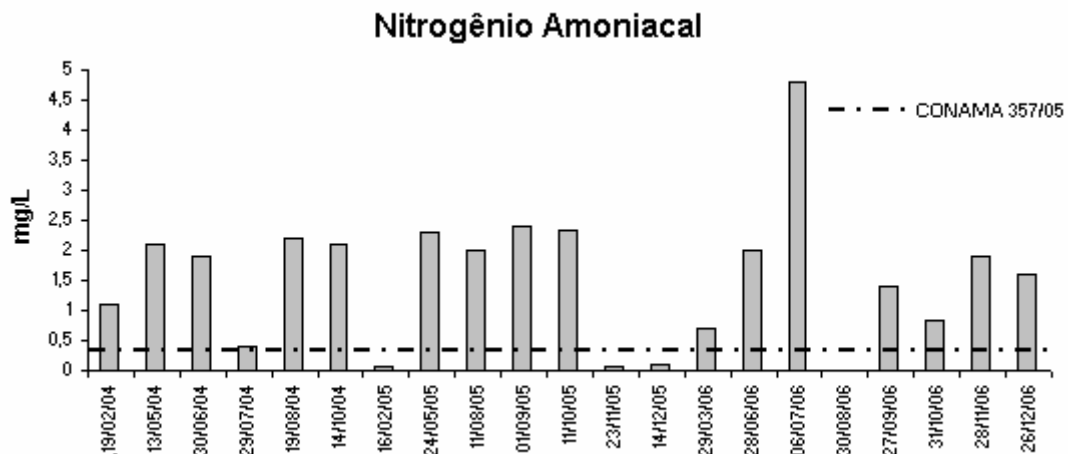
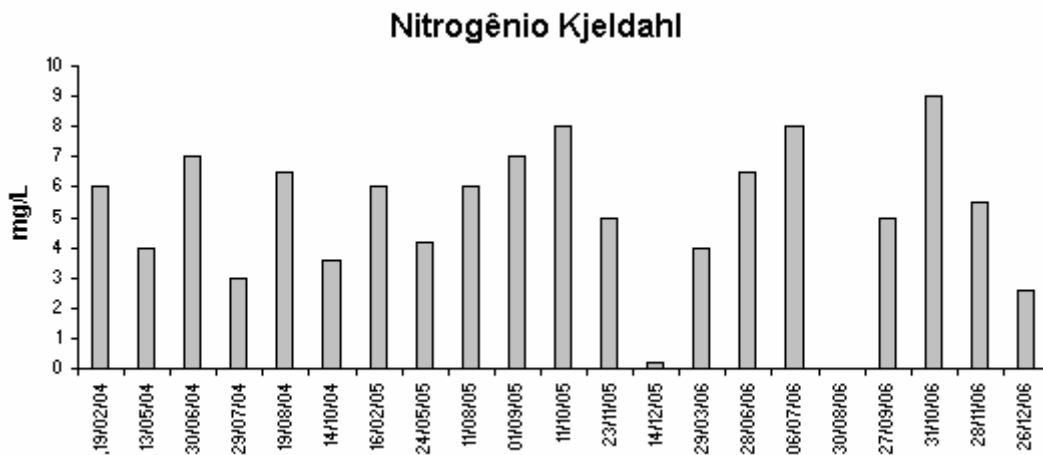
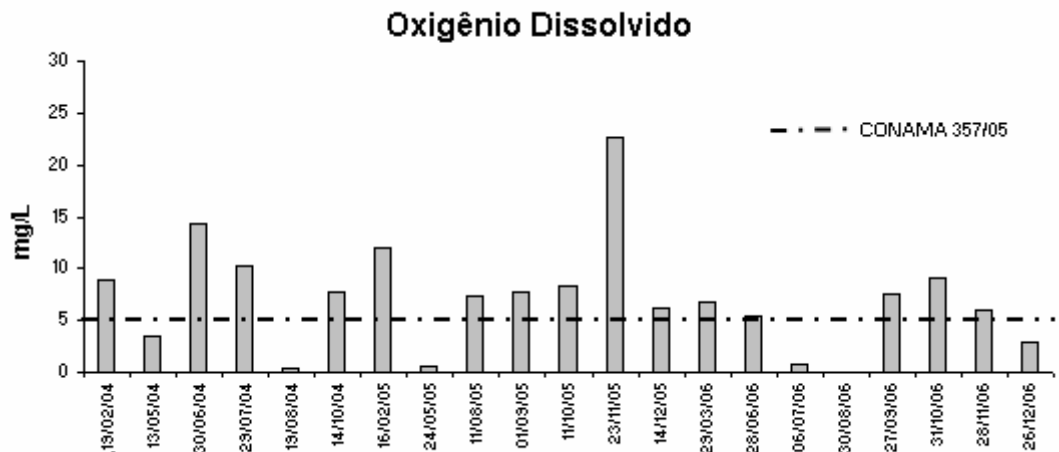
A concentração de clorofila *a* apresentou variação de 15,89 µg/L em julho/06 a 628,16 µg/L em outubro/2006. A concentração da feofitina variou de < 0,01 µg/L em junho/04 a 284,31 µg/L em dezembro/06.



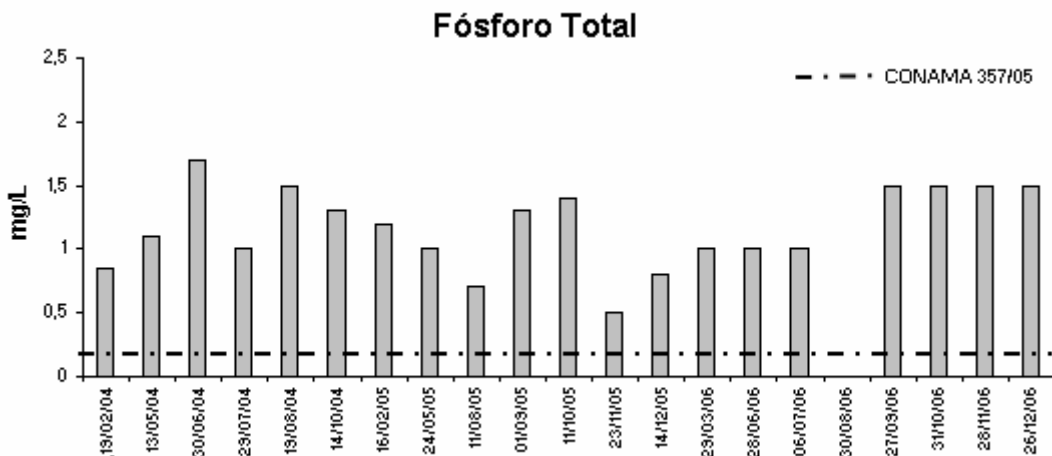
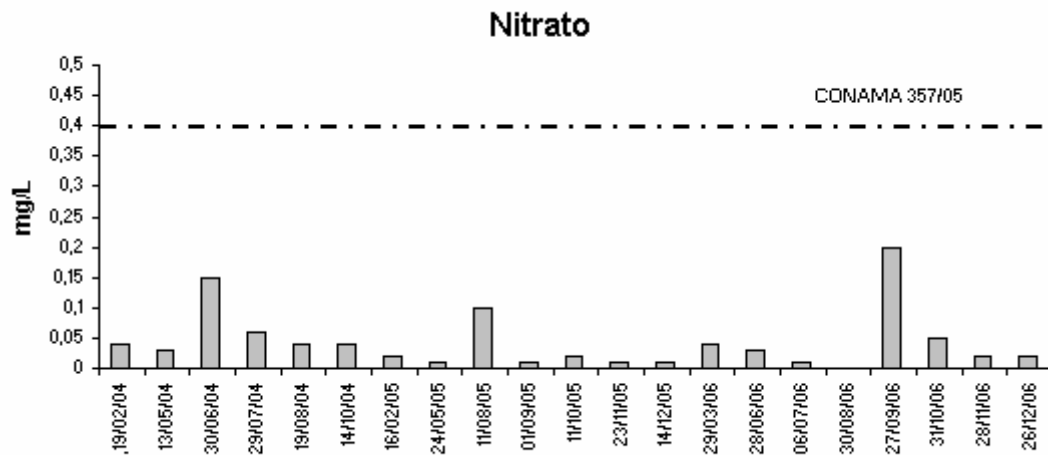
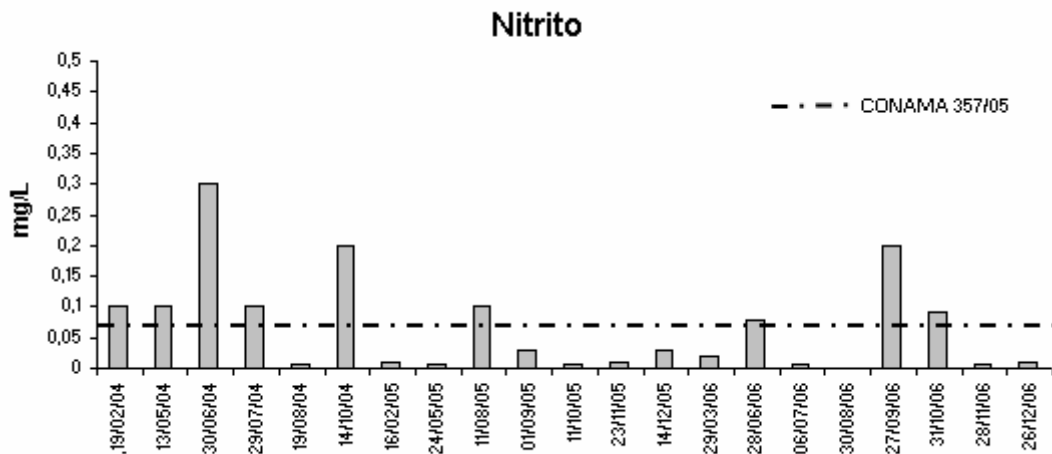
FIGURAS 4.15 e 4.16 – Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi) e temperatura da água na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006.



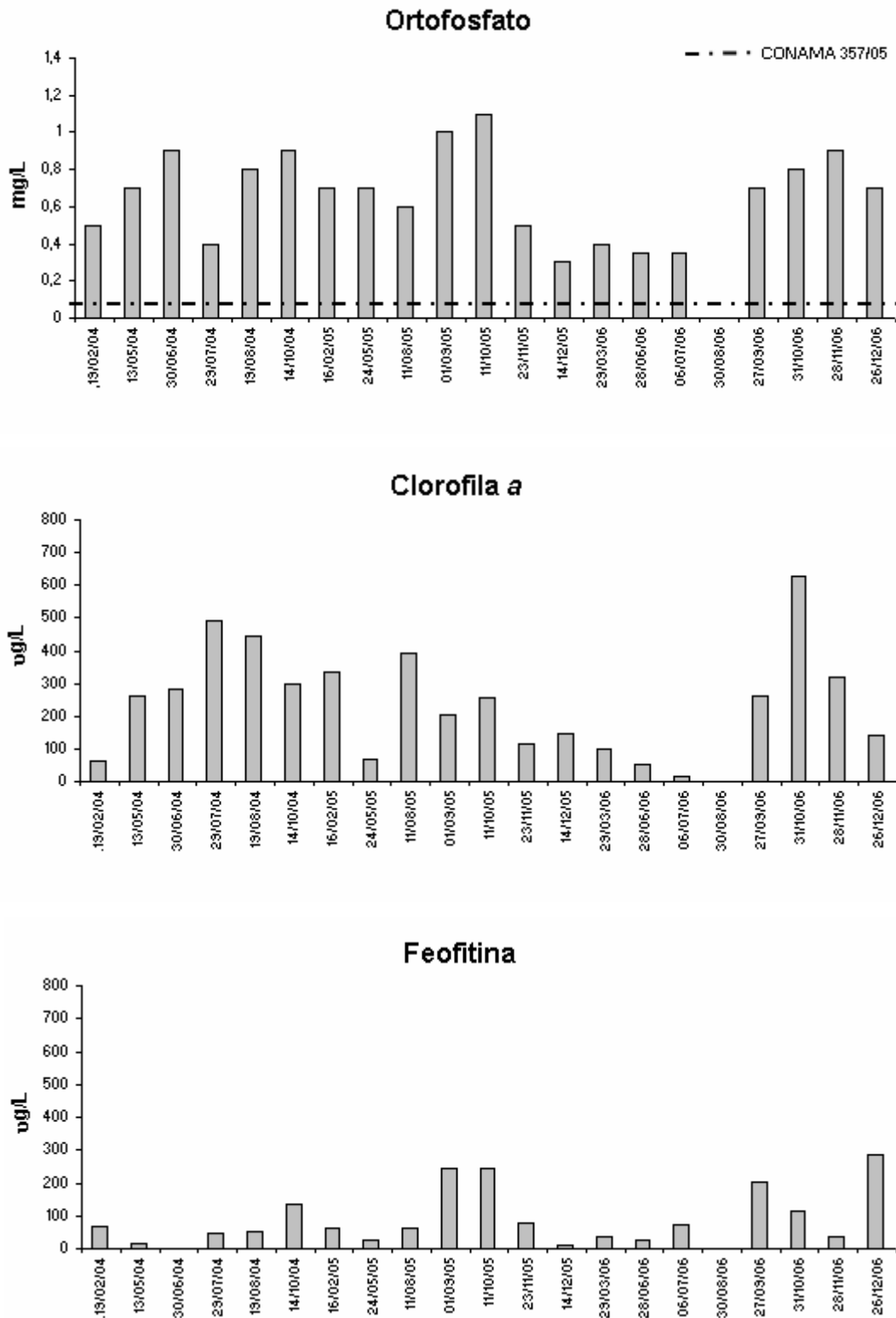
FIGURAS 4.17, 4.18 e 4.19 – Variação temporal da salinidade, condutividade elétrica e pH na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.20, 4.21 e 4.22 – Variação temporal do oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio amoniacal na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.23, 4.24 e 4.25 - Variação temporal do nitrito, nitrato e fósforo total na laguna do Camorim, nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permitido recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.26, 4.27 e 4.28 - Variação temporal do ortofosfato, clorofila *a* e feofitina na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado representa o valor máximo permíssivel recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).

➤ **Laguna da Tijuca**

Nas **figuras 4.29, 4.30, 4.31, 4.32, 4.33, 4.34, 4.35, 4.36, 4.37, 4.38, 4.39, 4.40, 4.41 e 4.42** estão representados os valores obtidos para os diversos parâmetros analisados em cada amostragem desta laguna, no período do estudo.

A temperatura da água variou de 21,0 °C, em agosto/06, a 30,2 °C em dezembro/06.

A transparência da água variou de 0,20 m em junho e julho/04 a 0,80m no mês de agosto/05.

A salinidade variou de 1,4 g/Kg a 24,9 g/Kg, respectivamente, nos meses de dezembro/05 e agosto/05.

A condutividade elétrica variou de 2,50 mS/cm a 40,10 mS/cm, nos meses de dezembro/05 e agosto/05.

O pH variou respectivamente de 6,2 a 9,0 nos meses de dezembro/06 e fevereiro/05.

O OD variou de 0,1 mg/L a 19,8 mg/L, nos meses de julho/06 e agosto/04.

O nitrogênio Kjeldahl variou 0,3 mg/L a 9,0 mg/L, sendo a menor concentração registrada no mês de dezembro/05 e o maior valor medido em outubro/05.

O nitrogênio amoniacal variou de 0,1 mg/L a 2,6 mg/L, nos meses de fevereiro/05 e junho/04.

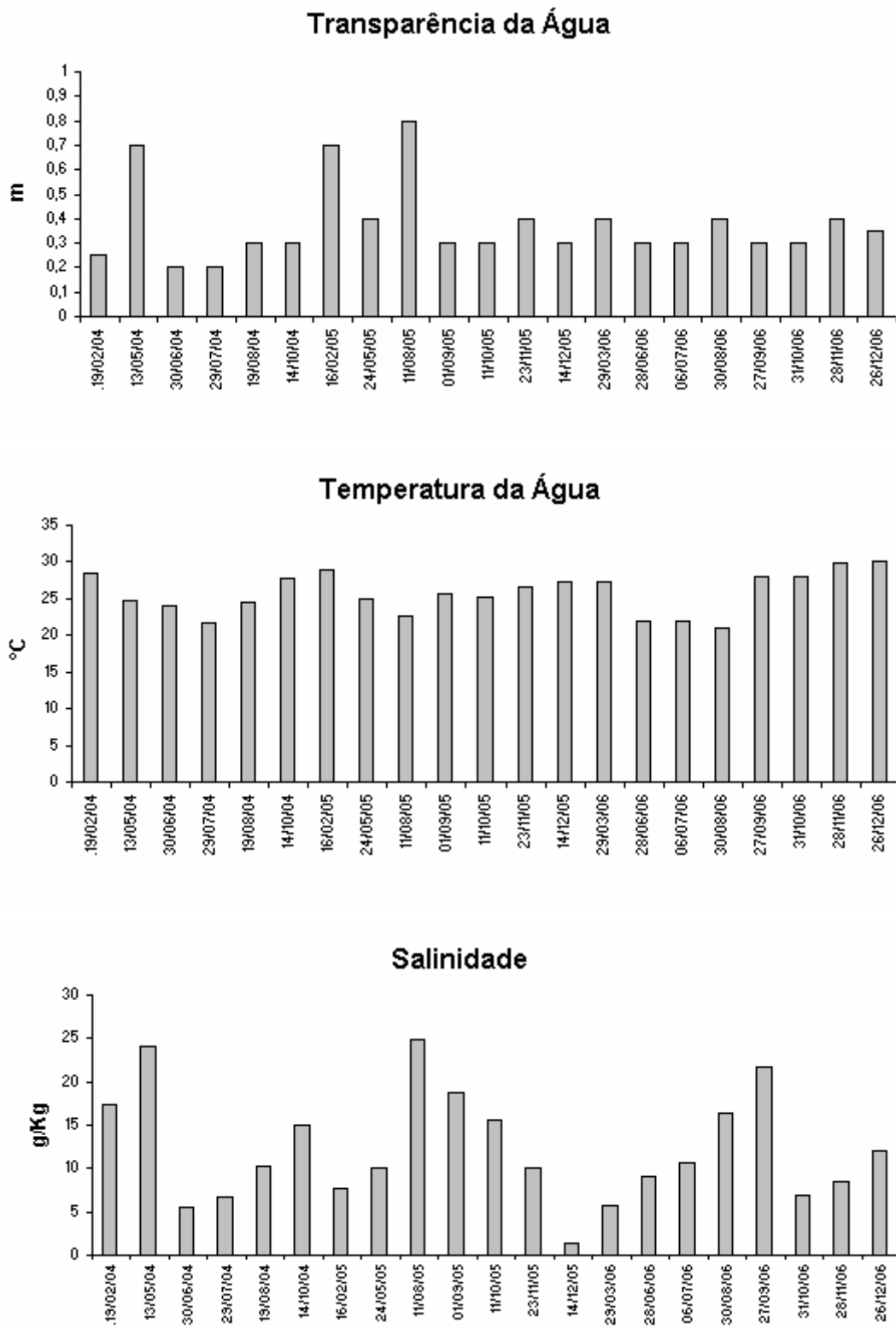
O nitrito variou de 0,003 em março/06 a 0,1 mg/L no mês de julho/04.

O nitrato variou de 0,01 mg/L a 0,10 mg/L, sendo as menores concentrações observadas nos meses de maio e outubro/04, maio, setembro e dezembro/05 e julho/06 e o maior valor foi medido em fevereiro/04.

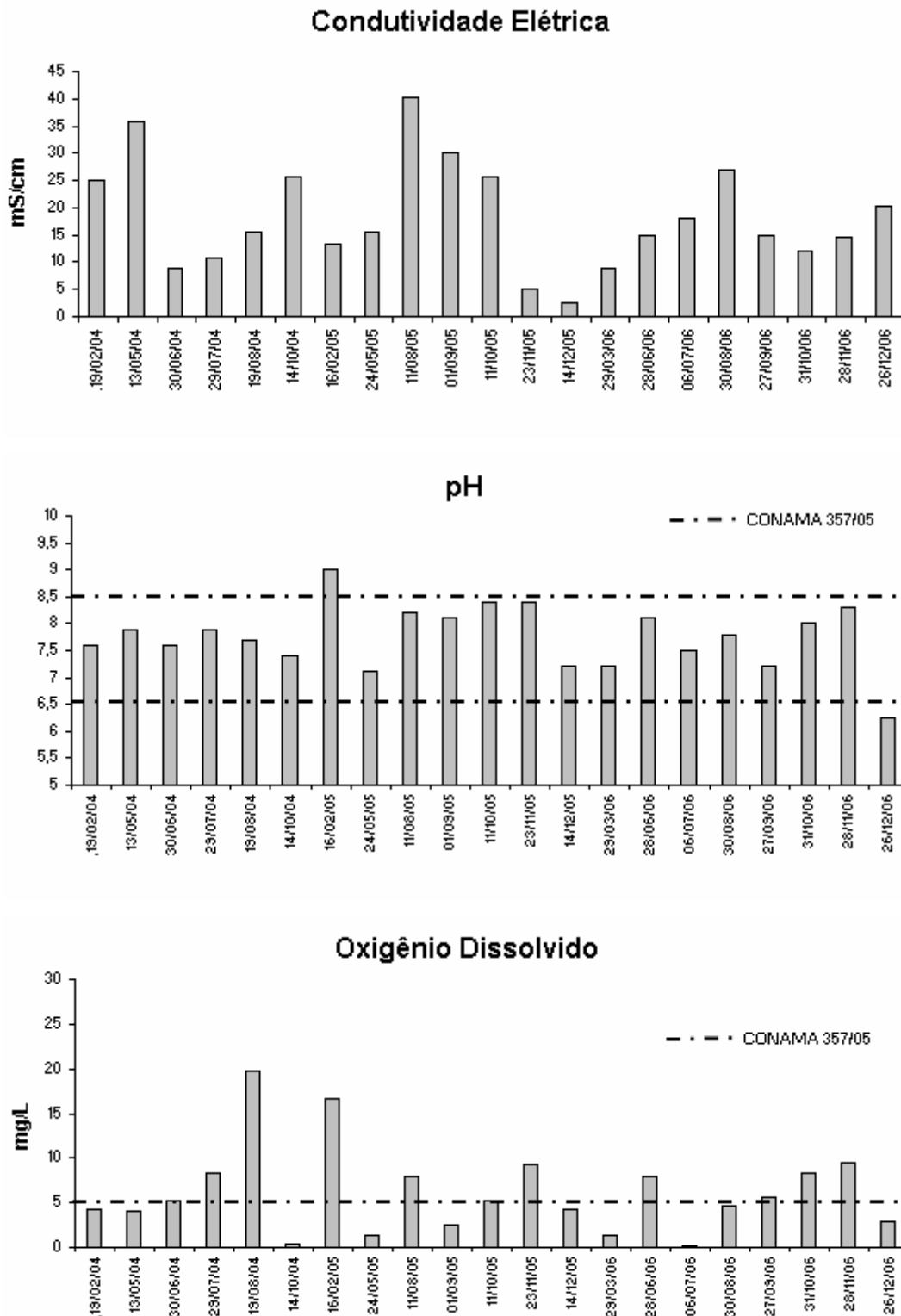
O fósforo total variou de 0,2 mg/L a 2,2 mg/L, em outubro/06 e junho/04.

O ortofosfato variou de 0,06 mg/L a 1,10 mg/L, em novembro/05 e junho/04.

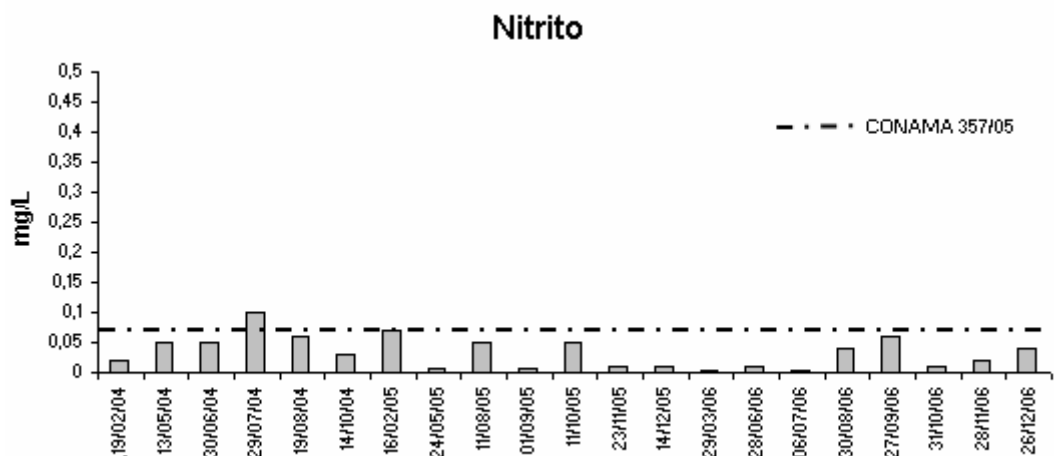
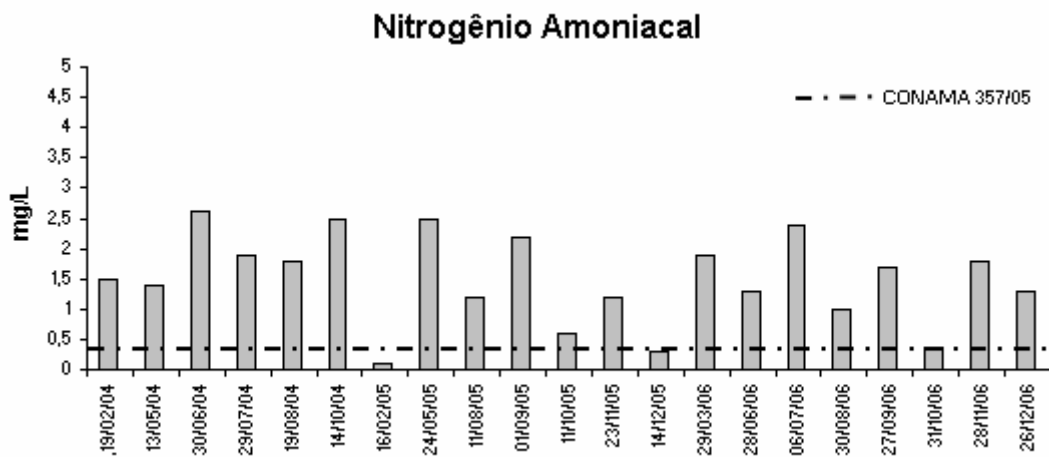
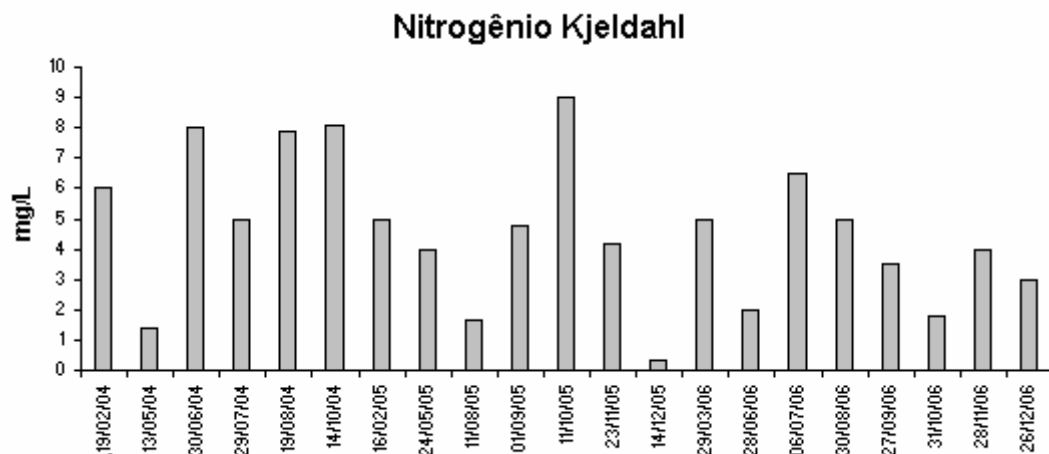
A concentração de clorofila *a* apresentou variação de 4,01 µg/L em agosto/06 a 649,5 µg/L em julho/04. A concentração da feofitina variou de 0,01 µg/L em junho/04, agosto/05 a 309,80 µg/L em agosto/04.



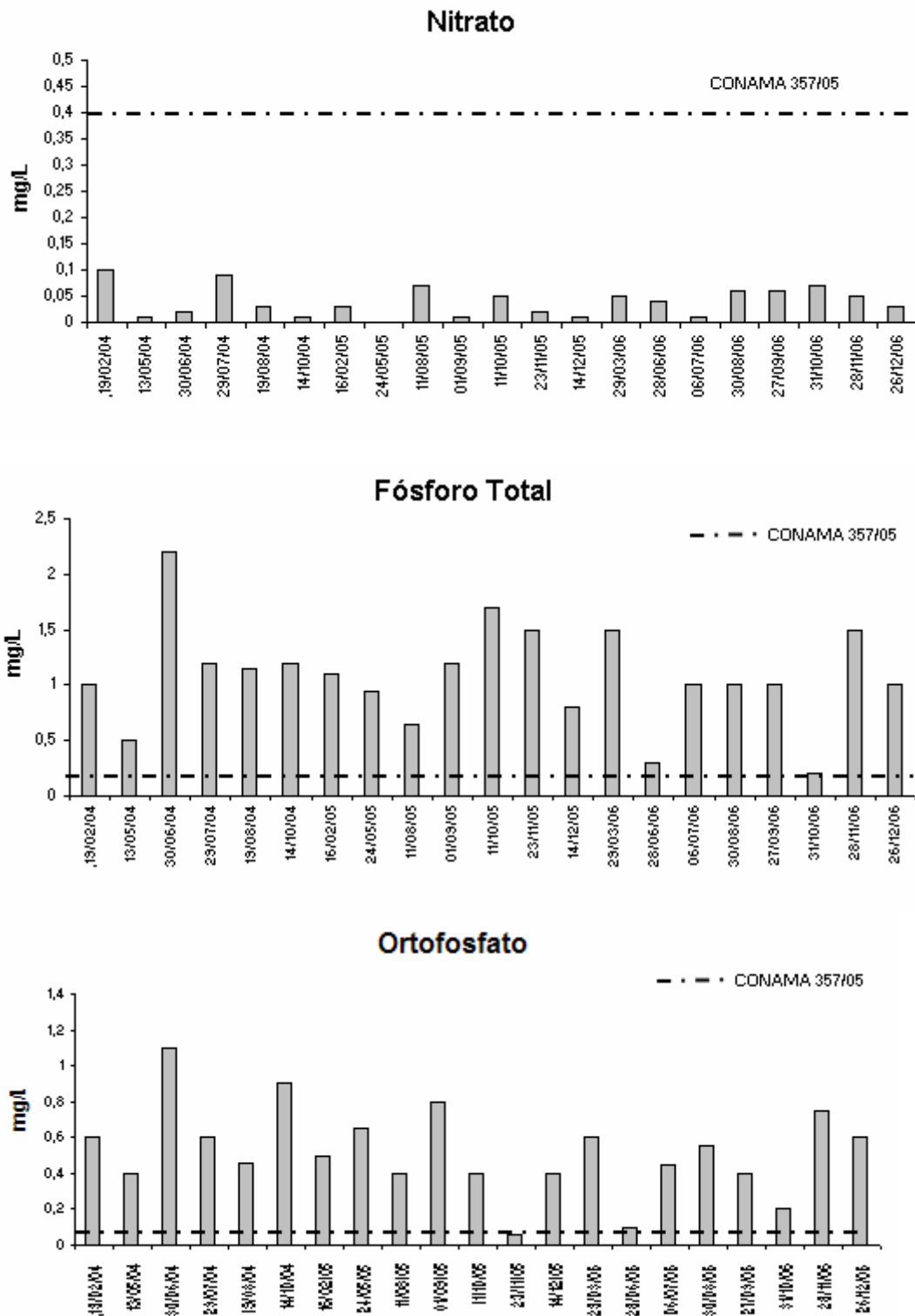
FIGURAS 4.29, 4.30 e 4.31 - Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi), temperatura da água e salinidade na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006.



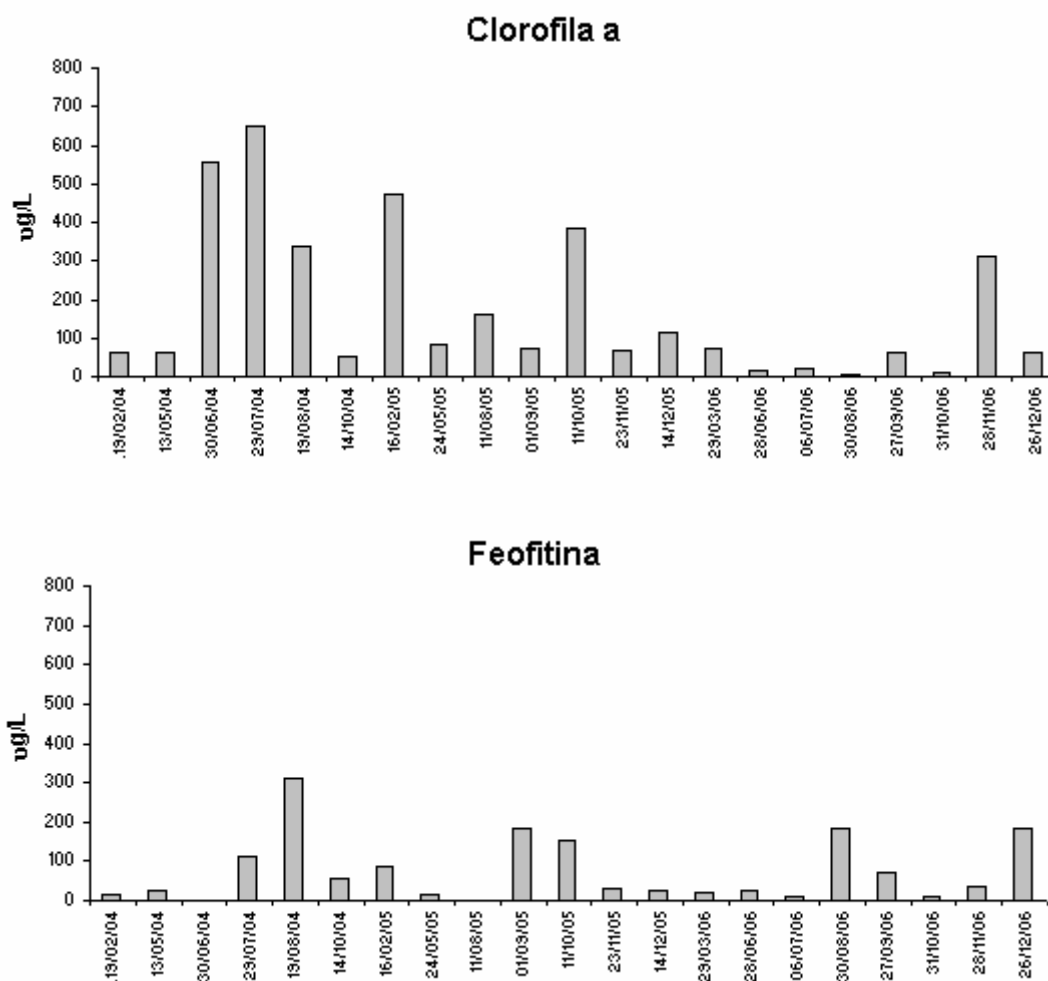
FIGURAS 4.32, 4.33 e 4.34 – Variação temporal da Condutividade elétrica, pH e Oxigênio Dissolvido (OD) na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.35, 4.36 e 4.37- Variação temporal do nitrogênio Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e nitrito na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permitido recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.38, 4.39 e 4.40 - Variação temporal do nitrato, fósforo total e ortofosfato na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permitido recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.41 e 4.42 - Variação temporal da clorofila *a* e feofitina na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006.

➤ Laguna de Marapendi

Nas **figuras 4.43, 4.44, 4.45, 4.46, 4.47, 4.48, 4.49, 4.50, 4.51, 4.52, 4.53, 4.54, 4.55 e 4.56** estão representados os valores obtidos para os diversos parâmetros analisados em cada amostragem desta laguna, no período do estudo.

A temperatura da água variou de 20,0 °C em junho/06, a 31,8 °C, em dezembro/06.

A transparência da água variou entre 0,10 m em fevereiro/05 e 0,60 em agosto/06, sendo a média do período igual a 0,29m.

A salinidade variou de 4,0 g/kg a 20,0 g/kg, nos meses de março e agosto/06.

A condutividade elétrica variou de 6,45 mS/cm a 32,20 mS/cm, nos meses de março/06 e agosto/06.

O pH variou entre 6,9 e 9,4, nos meses de dezembro/06 e fevereiro/04 e agosto/05.

O OD variou de 2,0 mg/L a 19,9 mg/L, nos meses de outubro/05 e agosto/04.

O nitrogênio Kjeldahl variou de 0,15 mg/L a 6,0 mg/L, sendo a menor concentração registrada no mês de dezembro/05, e o maior valor medido em outubro/06.

O nitrogênio amoniacal variou de 0,01 mg/L a 2,60 mg/L, respectivamente, nos meses de outubro/04 e dezembro/05 e junho/06.

O nitrito variou de 0,001 mg/L no mês de dezembro/05 a 0,2 mg/L em julho/04.

O nitrato variou de 0,01 mg/L a 0,15 mg/L, sendo as menores concentrações observadas em fevereiro, junho, outubro/04, fevereiro, agosto, setembro, novembro e dezembro/05 e março e novembro/06, e o maior valor foi medido em setembro/06.

O fósforo total variou de 0,5 mg/L a 1,5 mg/L, sendo a menor concentração registrada em agosto/05 e os maiores valores foram medidos em março, setembro, outubro, novembro e dezembro/06.

O ortofosfato variou de 0,3 mg/L a 1,1 mg/L, sendo os menores valores registrados em fevereiro e junho/04 e os maiores, nos meses de outubro e dezembro/06.

A concentração de clorofila *a* apresentou variação de 1,27 µg/L em junho/06 a 406,29 µg/L em julho/04. A concentração da feofitina variou de 0,01 µg/L em fevereiro e junho/04 e novembro/06 a 290,02 µg/L em outubro/04.

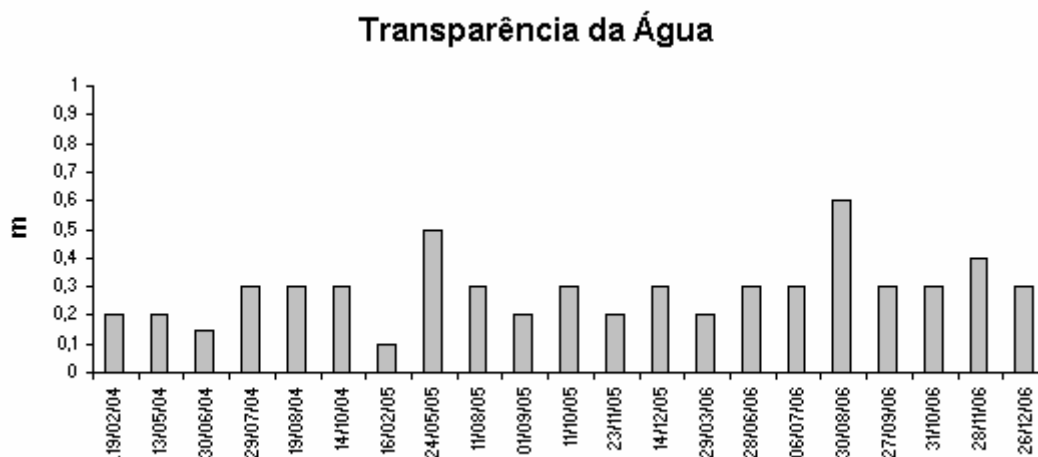
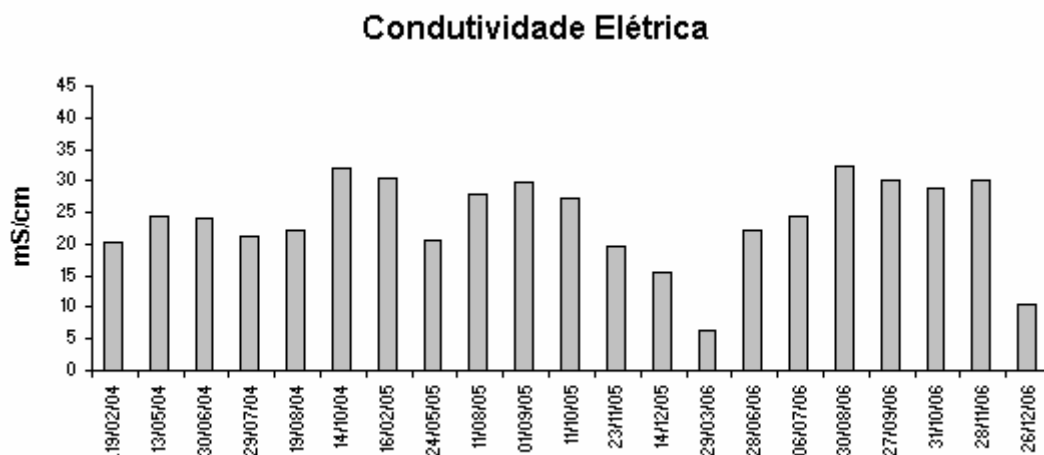
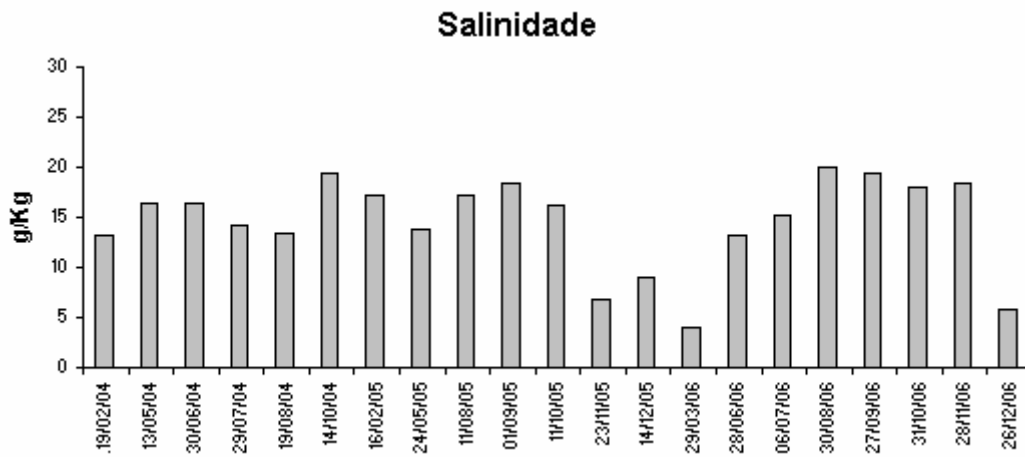
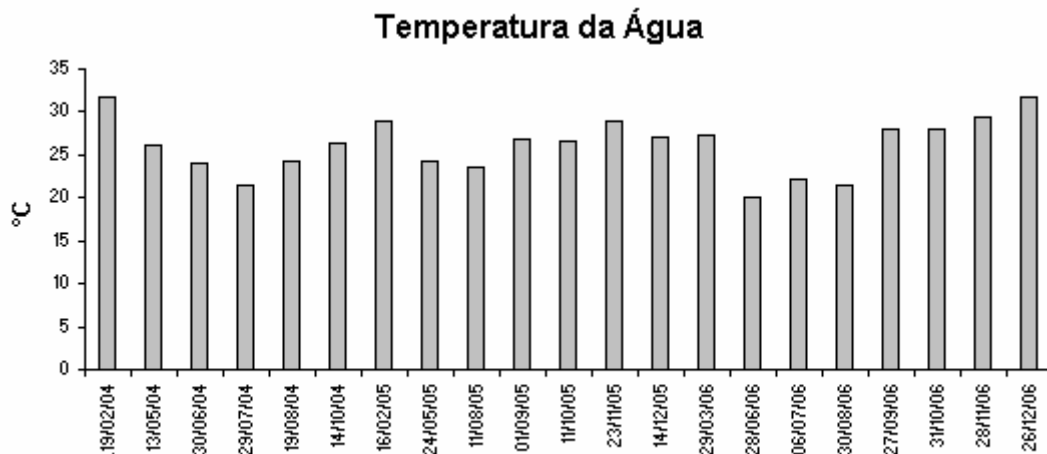
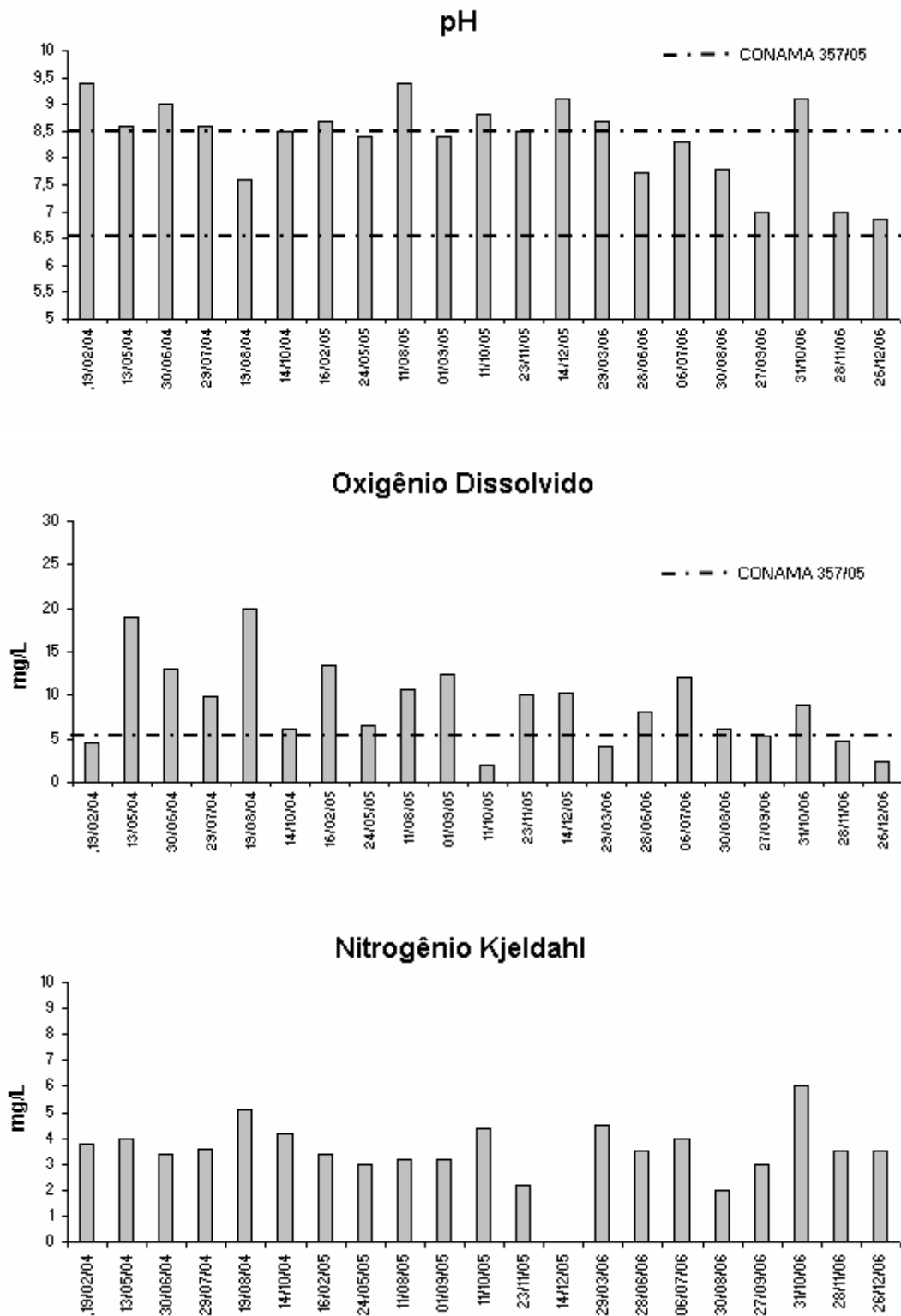


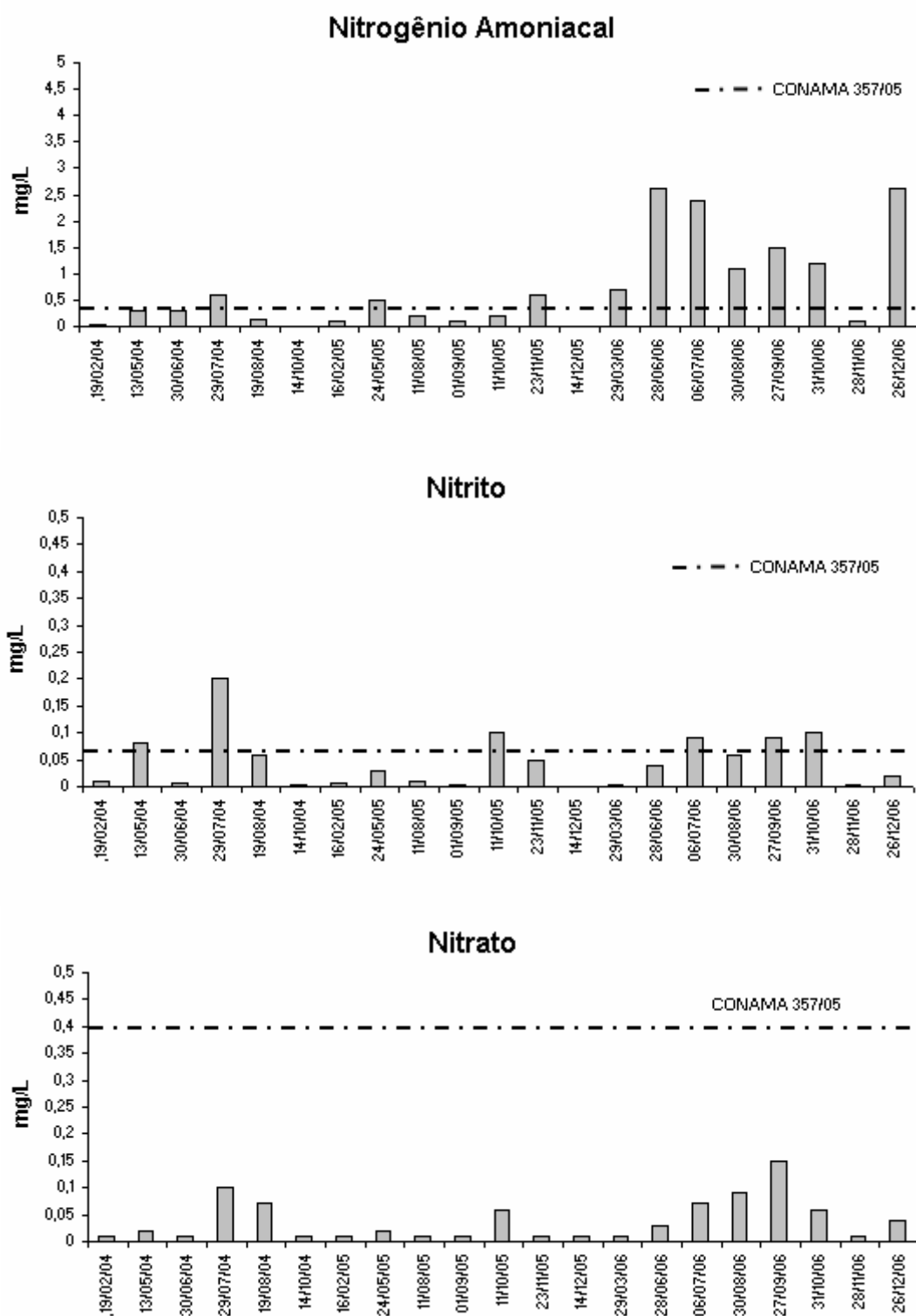
FIGURA 4.43 - Variação temporal da transparência da água (disco de Secchi) na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006.



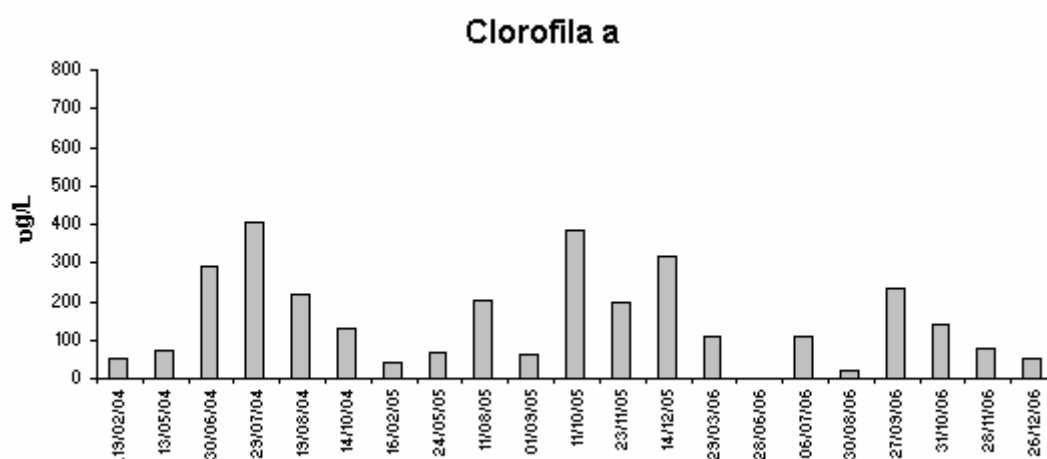
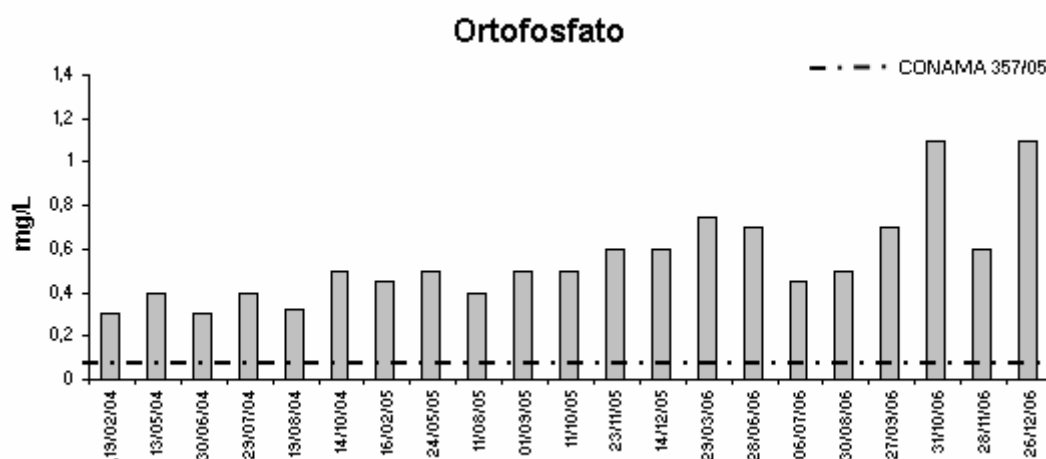
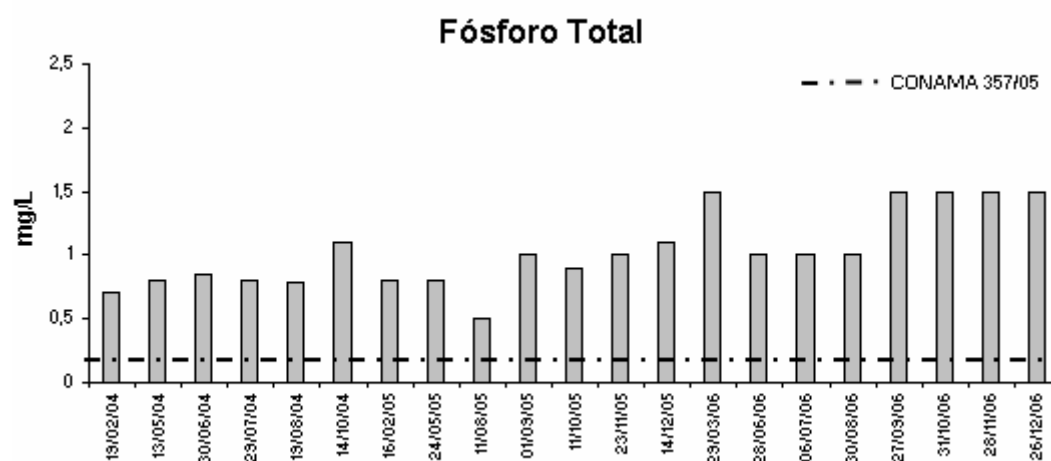
FIGURAS 4.44, 4.45 e 4.46 - Variação temporal da temperatura da água, salinidade e condutividade elétrica na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006.



FIGURAS 4.47, 4.48 e 4.49 - Variação temporal do pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e nitrogênio Kjeldahl na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece a faixa ideal e/ou o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.50, 4.51 e 4.52 - Variação temporal do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na laguna de Marapendí nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).



FIGURAS 4.53, 4.54, 4.55 - Variação temporal do fósforo total, ortofosfato e clorofila *a* na laguna de Marapendi, nos anos de 2004, 2005 e 2006. O tracejado estabelece o valor máximo permissível recomendado para as águas salobras classe 1 (resolução CONAMA 357/05/MMA).

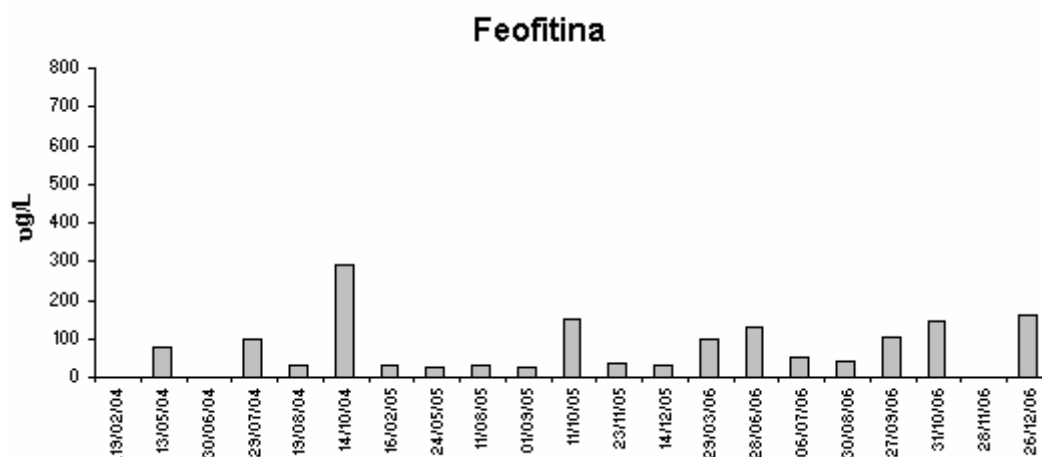


FIGURA 4.56 - Variação temporal da feofitina na laguna de Marapendi, nos anos de 2004, 2005 e 2006.

4.3.2 – Fitoplâncton

Em estudos ambientais, o monitoramento biológico permite avaliar a qualidade ecológica das águas; prever florações de Cianobactérias e subsidiar planos de ação para controle e remediação de águas poluídas, dentre outros.

Para a composição fitoplanctônica, foram listadas 128 unidades taxonômicas, distribuídas em 10 Classes. Deste total, 37 pertencem à Classe Chlorophyceae, 36 à Classe Bacillariophyceae;; 24 à Classe Cyanophyceae, 10 à Classe Dinophyceae; 8 à Classe Euglenophyceae; 6 à Classe Prasinophyceae; 5 à Classe Cryptophyceae; 1 à Classe Xantophyceae; 1 à Classe Chrysophyceae; 1 à Classe Raphidophyceae, além de organismos cuja identificação não foi possível realizar. A listagem geral dos táxons identificados através das análises quali-quantitativas, bem como as análises quantitativas (densidade do fitoplâncton) constam dos **apêndices E, F, G, H, e I**.

➤ **Laguna de Jacarepaguá**

A densidade celular fitoplanctônica, no período estudado, variou de 7.595 cel/mL em agosto/06 a 1.717.941 cel/mL em agosto/04. Esta maior densidade esteve associada à ocorrência das Cianobactérias dos gêneros *Planktothrix* sp., chroococcales colonial 1 e *Jaaginema subtilissima*.

Na **figura 4.57** pode-se verificar a distribuição percentual das classes taxonômicas registradas para a laguna de Jacarepaguá.

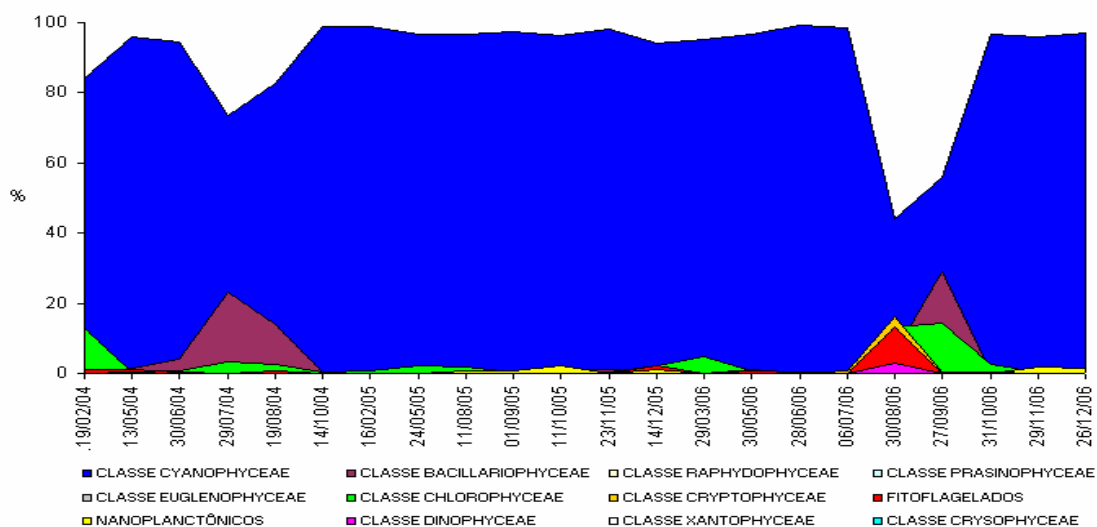


FIGURA 4.57 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes Taxonômicas registradas.

A Classe Cyanophyceae (Cianobactérias) foi dominante praticamente durante todo o período de estudo, à exceção do mês de agosto/06, que registrou abundância para este grupo, atingindo percentuais de 44,11% (3.350 cel/mL) em agosto/06, a 99,18% (1.057.299 cel/mL), em junho/06 (**figura 4.57**).

As Classes Bacillariophyceae (Diatomáceas) e Chlorophyceae (Clorofíceas) foram representativas em todo o período, à exceção de agosto/06, que ficou com a Classe Cryptophyceae (Criptofíceas).

Quanto à frequência de ocorrência, registraram-se 67 táxons, distribuídos da seguinte forma: 36 espécies raras (55%), 21 espécies presentes (31%), 7 espécies frequentes (10%) e 3 espécies constantes (4%). Os maiores percentuais de frequência de ocorrência das espécies foram relacionados às Cianobactérias dos gêneros *Jaaginema subtilissima* (95%), *Planktothrix* sp. (91%) e *Merismopedia tenuissima* (86%), que podem ser consideradas as espécies constantes desta laguna.

A **figura 4.58** representa o percentual de frequência dos táxons registrados na laguna de Jacarepaguá.

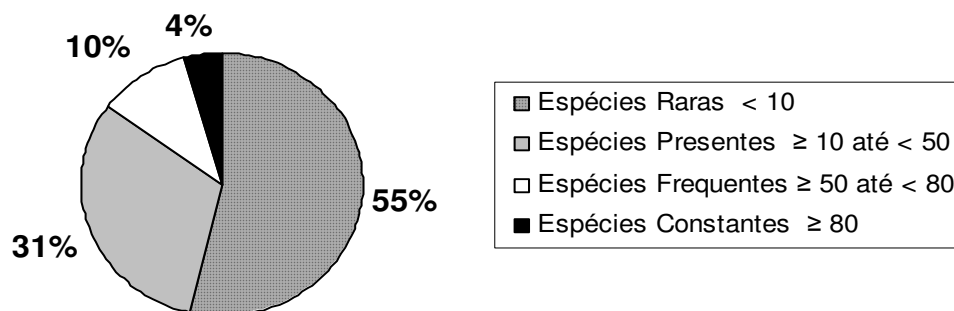


FIGURA 4.58 - Frequência de ocorrência dos táxons registrados na laguna de Jacarepaguá.

A maior riqueza taxonômica foi registrada em fevereiro/04 com 22 táxons. Esta maior riqueza pode estar relacionada a maior interiorização da laguna de Jacarepaguá, que apresenta baixo tempo de renovação das águas, elevada quantidade de matéria orgânica e a biodiversidade dos rios contribuintes (afluentes).

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') variou de 0,59 bits.ind⁻¹ em outubro/04 a 3,01 bits.ind⁻¹ em setembro/06. O índice de uniformidade variou de 0,19 em outubro/04 a 0,74 nos meses de agosto e outubro/06, conforme **figura 4.59**.

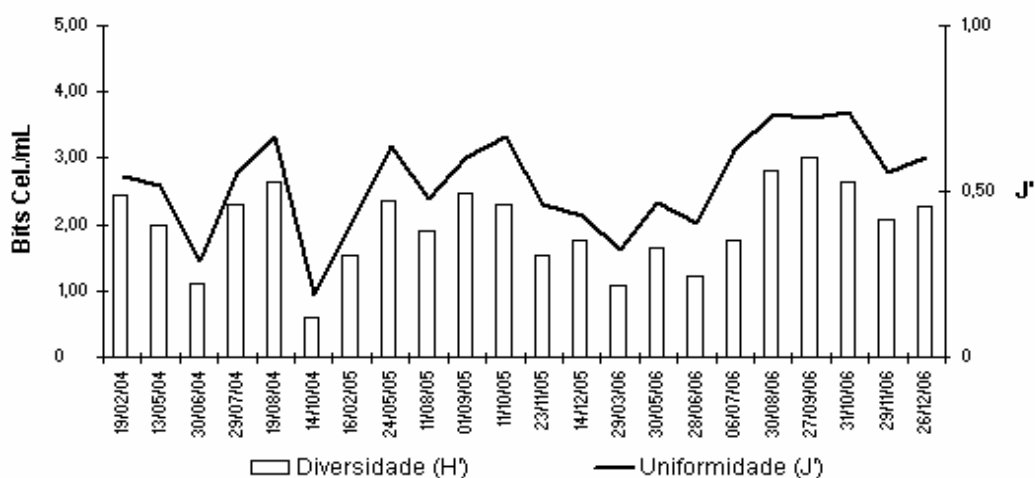


FIGURA 4.59 – Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna de Jacarepaguá.

➤ Laguna do Camorim

A densidade celular, no período estudado, variou de 90.452 cel/mL no mês de fevereiro/04 a 1.426.481 cel/mL em setembro/05. A maior densidade fitoplanctônica esteve relacionada à ocorrência de Cianobactérias *Microcystis aeruginosa*, *Aphanocapsa* sp. e *Jaaginema subtilissima*.

Na **figura 4.60** pode-se verificar a distribuição percentual das classes taxonômicas registradas para a laguna do Camorim.

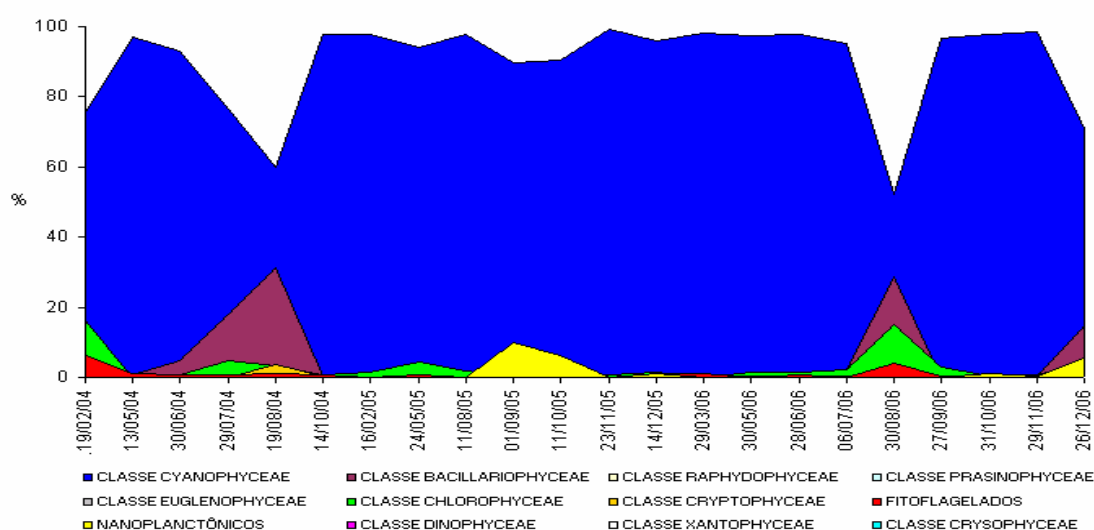


FIGURA 4.60 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas.

As Cyanophyceae (Cianobactérias) foram dominantes em todo o período do estudo, atingindo percentuais que variaram de 52,28% (184.591) cel/mL em setembro/06 a 99,32% (875.723 cel/mL), no mês de novembro/05 (**figura 4.60**).

As Classes Chlorophyceae (Clorofíceas) e Bacillariophyceae (Diatomáceas) foram responsáveis pelas sub-dominâncias, em grande parte do período. As Diatomáceas contribuíram com 31% e 28%, nos meses de agosto/04 e setembro/06, respectivamente. Já as Clorofíceas atingiram um percentual máximo de 16% em fevereiro/04.

Quanto à frequência de ocorrência, registraram-se 65 táxons, distribuídos da seguinte forma: 38 espécies raras (59%), 17 espécies presentes (26%), 8 espécies frequentes (12%) e 2 espécies constantes (3%). Os maiores percentuais foram relacionados às Cianobactérias dos gêneros *Planktothrix* sp. (90%) e *Jaaginema subtilissima* (81%), que podem ser consideradas

as espécies constantes desta laguna. O elevado número de espécies raras pode ser relacionado à influência do regime fluvial e do ciclo de marés.

A **figura 4.61** apresenta o percentual de frequência dos táxons registrados na laguna do Camorim.

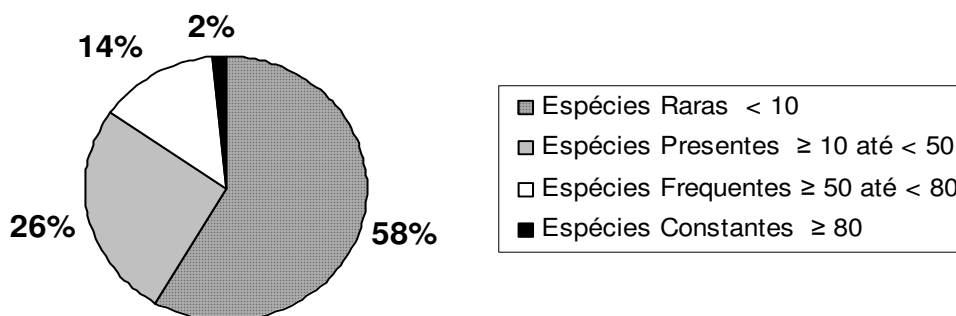


FIGURA 4.61 - Frequência de ocorrência dos táxons registrados na laguna do Camorim.

A maior riqueza taxonômica foi registrada no mês de julho/04 com 19 táxons.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') variou de 0,93 bits.ind⁻¹ em junho/04 a 3,03 bits.ind⁻¹ em outubro/06. O índice de uniformidade variou de 0,24 em junho/04 a 0,80 em outubro/06, conforme **figura 4.62**.

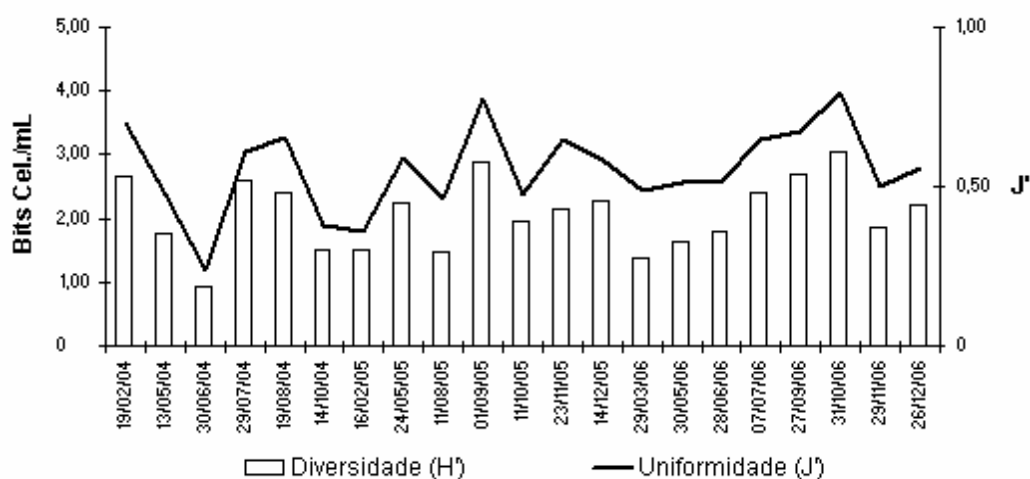


FIGURA 4.62 - Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna de Camorim.

➤ Laguna da Tijuca

A densidade celular, no período estudado, variou de 20.837 cel/mL, no mês de outubro/06, a 1.594.320 cel/mL em outubro/05. Esta maior densidade fitoplanctônica esteve associada à ocorrência das Cianobactérias *Microcystis aeruginosa*, *Jaaginema subtilissima* e de uma filamentosa não identificada.

A classe Cyanophyceae (Cianobactérias) atingiu percentuais de dominância que variaram de 50,8% (10.586 cel/mL em outubro/06), a 98,19% (254.609 cel/mL) no mês de dezembro/05 (figura 4.63).

Na figura 4.63, pode-se verificar a distribuição percentual das classes taxonômicas registradas para a laguna da Tijuca.

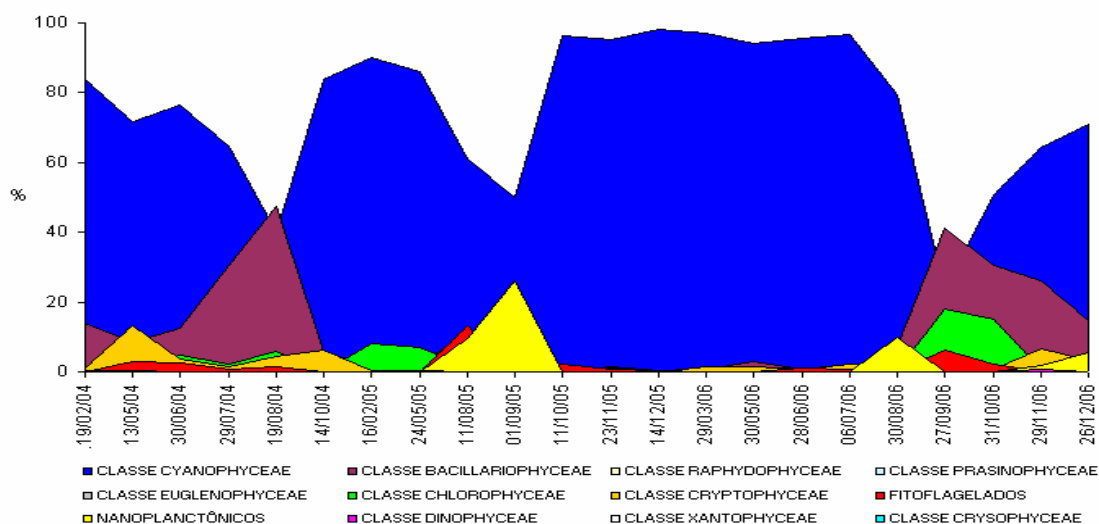


FIGURA 4.63 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas.

As Cianobactérias foram dominantes em grande parte do período, excetuando-se os meses de agosto/04, setembro/05 e setembro/06, que ficaram com a abundância das classes Bacillariophyceae (Diatomáceas) e Dinophyceae (Dinoflagelados).

Quanto à frequência de ocorrência, registraram-se 66 táxons, assim distribuídos: 35 espécies raras (53%), 18 espécies presentes (27%), 11 espécies frequentes (17%) e 2 espécies constantes (3%). Os maiores percentuais foram relacionados às Cianobactérias do gênero *Jaaginema subtilissima* (100%) e às Criptofíceas do gênero *Cryptomonas* spp. (82%), que podem ser consideradas as espécies constantes desta laguna. O elevado número de espécies

raras pode ter sido influenciado pelo regime de marés. A maior riqueza taxonômica foi registrada em agosto/04, com 20 táxons.

A **figura 4.64** apresenta o percentual de freqüência dos táxons registrados na laguna da Tijuca.

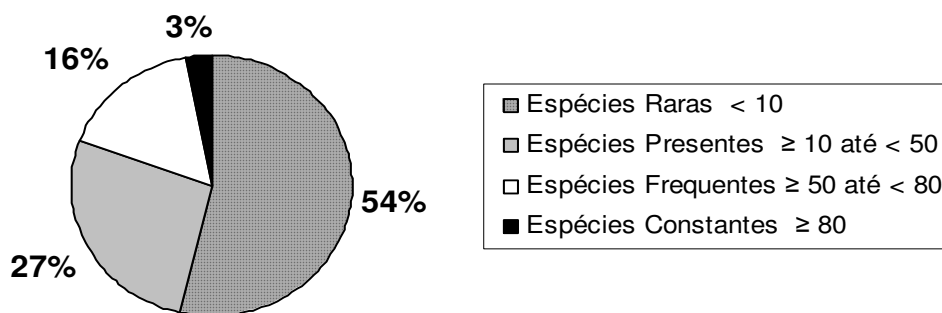


FIGURA 4.64 - Freqüência de ocorrência dos táxons registrados na laguna da Tijuca.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') variou de 0,94 bits.ind⁻¹, em junho/04, a 3,61 bits.ind⁻¹, em outubro/06. O índice de uniformidade variou de 0,26 junho/06 a 0,89 em dezembro/06, conforme a **figura 4.65**.

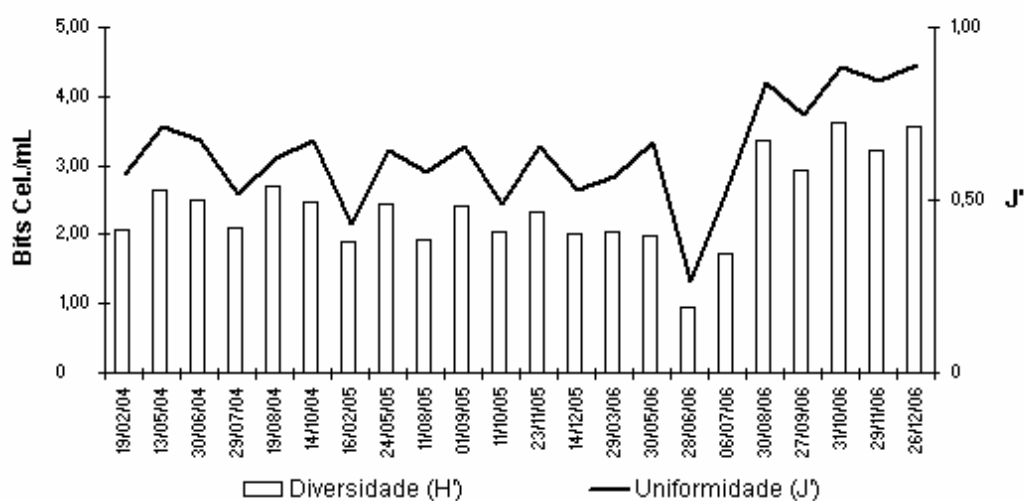


FIGURA 4.65 - Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna da Tijuca.

➤ Laguna de Marapendi

A densidade celular, no período estudado, variou de 19.930 cel/mL em agosto/06 a 2.422.809 cel/mL em novembro/06. Esta maior densidade fitoplanctônica esteve associada as Cianobactérias *Aphanocapsa* sp. e *Jaaginema subtilissima*, que foram responsáveis pelo maior percentual de dominância deste grupo, com 96,05% (2.326.996 cel/mL). O menor percentual de Cianobactérias foi de 52,42% (399.334 cel/mL), em julho/04, com predomínio do gênero *Aphanizomenon* sp (figura 4.66).

Na figura 4.66, pode-se verificar a distribuição percentual das classes taxonômicas registradas para a laguna de Marapendi.

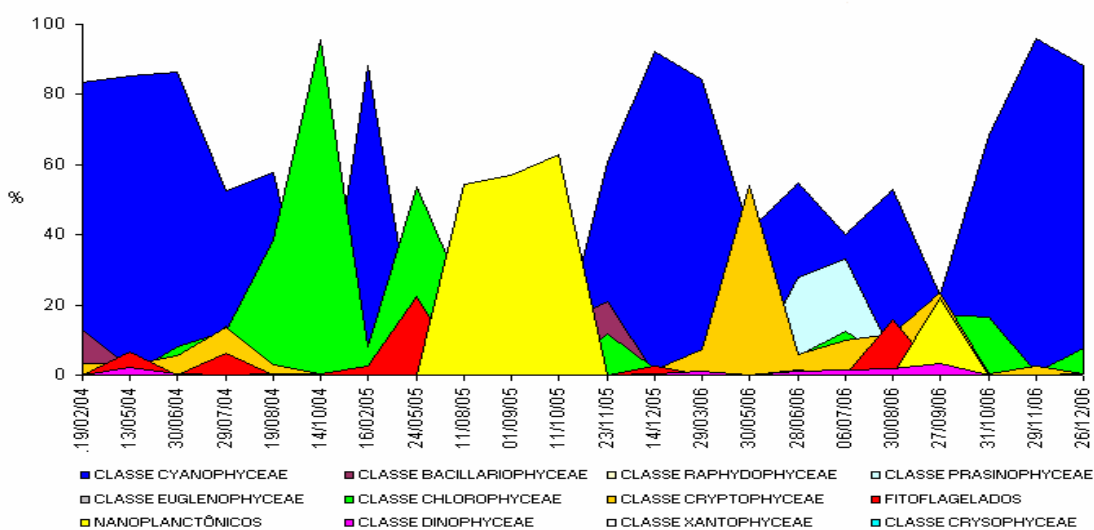


FIGURA 4.66 - Distribuição temporal dos percentuais das classes taxonômicas registradas na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006. As cores legendadas indicam as classes taxonômicas registradas.

Esta laguna apresentou a maior variabilidade temporal de classes fitoplanctônicas. Além da classe Cyanophyceae (Cianobactérias), dominante na maioria do período estudado (fevereiro, maio, junho, julho, agosto/04; fevereiro, novembro e dezembro/05 e março, junho, agosto, outubro, novembro e dezembro/06), outros grupos também foram representativos. A classe Chlorophyceae (Clorofíceas) foi dominante nos meses de outubro/04 e maio/05, respectivamente, com percentuais de 95,59% e 53,56%. A classe Cryptophyceae (Criptofíceas) dominou em maio/06 (54,04%), e o grupo dos organismos nanoplantônicos dominou nos meses de agosto, setembro e outubro/05, respectivamente com percentuais de 54,31%, 57,14% e 62,94%.

Quanto à frequência de ocorrências, registraram-se 66 táxons distribuídos da seguinte forma: 37 espécies raras (55%), 21 espécies presentes (31%), 7 espécies frequentes (10%) e 1 espécie constante (4%). Os maiores percentuais foram relacionados à classe Cryptophyceae, com o gênero *Cryptomonas* spp.(82%), considerado o mais constante desta laguna. O elevado número de espécies raras pode ter sido influenciado pelo regime de marés. A maior riqueza taxonômica foi registrada com 17 táxons no mês de julho/06.

A **figura 4.67** apresenta o percentual de frequência dos táxons registrados na laguna de Marapendi.

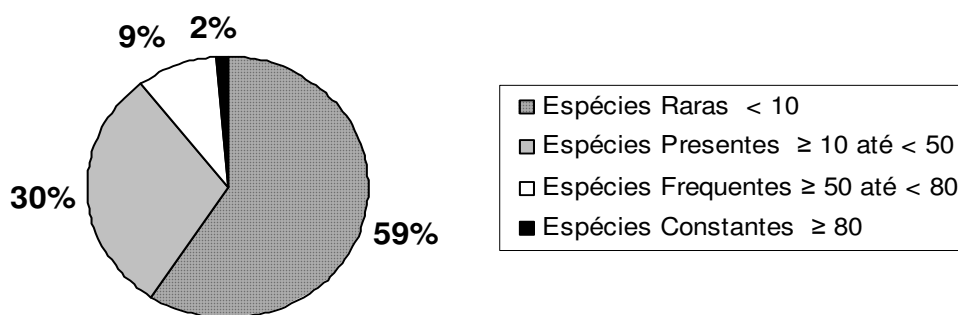


FIGURA 4.67 - Frequência de ocorrência dos táxons analisados na laguna de Marapendi.

O Índice de diversidade (H') variou de 0,44 bits.ind⁻¹ em outubro/04, a 3,23 bits.ind⁻¹ em outubro/06. O índice de uniformidade variou de 0,12 em outubro/04 a 0,81 em outubro/06, conforme a **figura 4.68**, a seguir.

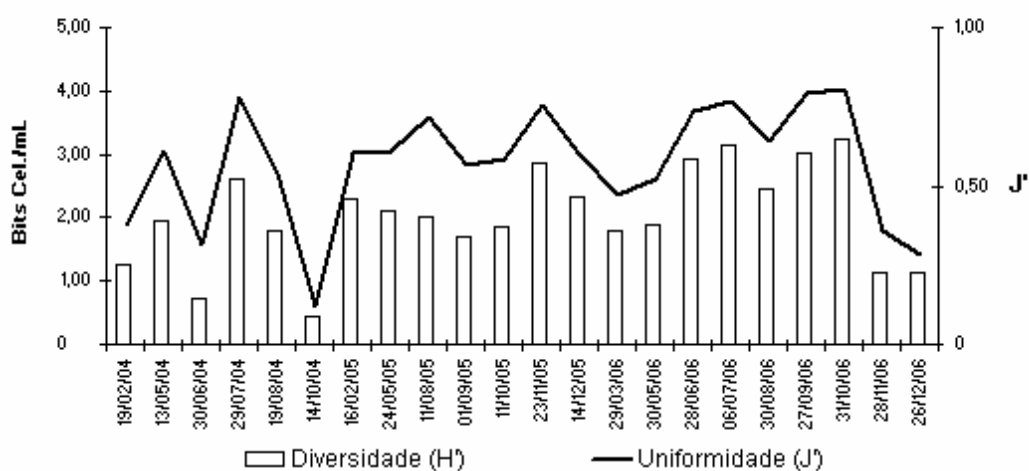


FIGURA 4.68 - Variação temporal registrada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e pelo índice de uniformidade de Pielou (J') para a laguna de Marapendi.

A partir dos resultados obtidos, foi possível estabelecer os gêneros de Cianobactérias mais representativos do complexo lagunar de Jacarepaguá: *Jaaginema subtilissima*, *Planktothrix* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Microcystis aeruginosa*, sendo que *Jaaginema subtilissima* foi a espécie de maior ocorrência. Essas espécies estão apresentadas na **prancha 4.1**, podendo ser consideradas como as Cianobactérias indicadoras do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

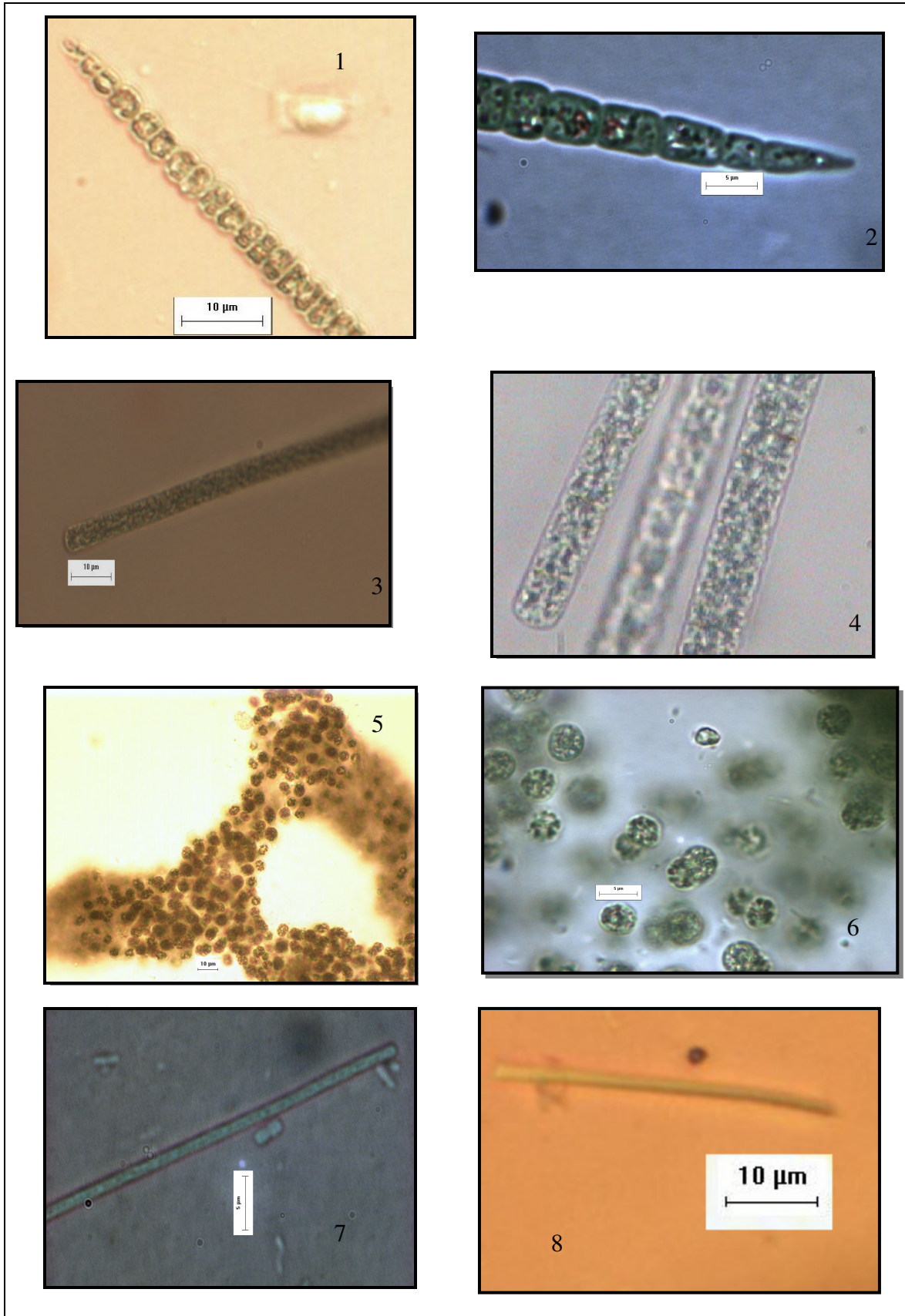
Em relação às espécies ocorrentes representadas pelas Classes Cyanophyceae e Cryptophyceae, será apresentada a seguir uma breve descrição das características morfométricas analisadas neste trabalho e alguns aspectos da ecologia dos gêneros e espécies fitoplanctônicos considerados constantes:

- *Jaaginema subtilissima* (Classe Cyanophyceae) – Tricomas solitários, retos, não constrictos; célula apical sem diferenciação; sem mobilidade; conteúdo celular verde-azulado claro, sem aerótopos; com formação de necrídios; medindo aproximadamente 3,5 x 2,0µm. Planctônica. Espécie comum em sistemas tropicais brasileiros (HUSZAR e SILVA, 1999). Ocorrência nova para o sistema lagunar. Não foi encontrado na literatura registro de ocorrência de potencialidade tóxica para este gênero.
- *Planktothrix* sp. (Classe Cyanophyceae) – Tricomas retos ou levemente curvos; células mais curtas do que largas, com célula apical cilíndrica arredondada e ligeiro movimento. Conteúdo celular verde-azulado, com aerótopos; tricomas medindo aproximadamente 7,0 x 4,0 µm. Espécie planctônica, forma florações em águas eutrofizadas, sendo potencialmente produtoras de toxinas e geosmina (KOMAREK e ANAGNOSTIDIS, 2005).
- *Aphanizomenon* sp. (Classe Cyanophyceae) – Tricomas retos ou levemente curvos, atenuados com célula apical diferenciada; conteúdo celular verde-azulado, com vacúolos gasosos (REYNOLDS, 2006); podem formar heterocitos e acinetos; tricomas medindo aproximadamente 4,5 x 7,0 µm. Seus heterocitos podem permanecer no sedimento, permitindo germinação e ascendência ao plâncton. Formam florações em estuários e ambientes costeiros (GRAHAM e WILCOX, 2000). Potencial produtor de toxinas (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000).
- *Microcystis aeruginosa* (Classe Cyanophyceae) – Colônia arredondada quando jovem, tornando-se alongada, irregular e clatrada, com células arrançadas

densamente na colônia, amplo envelope mucilaginoso, homogêneo, hialino, com células distantes das margens, medindo aproximadamente 5 μm (4,0-6,5 μm). Conteúdo celular verde-azulado, com numerosos aerótopos. Formam massas granulares no sedimento (GRAHAM e WILCOX, 2000). Aproveitam melhor a luz, com maior flutuabilidade, impedindo a passagem para os estratos inferiores e inibindo o desenvolvimento de outros grupos algais (BEYRUTH, 1993). Alimento preferencial da *Tilapia rendalli* e da *Poecillia vivipara* (Moraes e Andreato, 1994). Espécie planctônica de água doce, produtora potencial de microcistina (SANT`ANNA e AZEVEDO, 2000).

- *Merismopedia tenuissima* (Classe Cyanophyceae) – Indivíduos formando colônias quadráticas ou tabulares, formada por numerosas células dispostas em fileiras paralelas, células hemi-esféricas após divisão, com mucilagem homogênea e hialina; Conteúdo celular verde-azulado claro, sem aerótopos; medindo aproximadamente 2,5 x 1,7 μm . Comum no plâncton e muito freqüente em ambientes eutróficos podendo ocorrer em estuários (SANT`ANNA et al., 2004).

- *Cryptomonas* spp. (Classe Cryptophyceae) – Indivíduos unicelulares, flagelados, planctônicos, mixotróficos. Peculiar em diversos ambientes (KLAVENESS, 1988); oportunistas em relação à disponibilidade de nutrientes; migram na coluna d' água ajustando sua posição vertical para as condições ótimas (BERGESCH e ODEBRECHT, 2001). Muito apreciada como alimento do zooplâncton (GRAHAM e WILCOX, 2000).



PRANCHA 4.1- Táxons de cianobactérias mais representativos das lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi. Fig. 1 e 2 - *Aphanizomenon* sp. (10 e 5µm); Fig. 3 e 4 - *Planktothrix* sp. (10 e 5µm); fig. 5 e 6- *Microcystis aeruginosa* (10 e 5µm); Fig. 7 e 8 - *Jaaginema subtilissima* (5 e 10µm) .

4.4 – Tratamento estatístico dos dados

4.4.1 – Análise de agrupamento

O dendograma resultante da análise de agrupamento entre as lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi, quanto ao fitoplâncton, demonstrou um gradiente espacial com formação de três sub-grupos (**figura 4.69**). O primeiro subgrupo foi formado pelas lagunas de Jacarepaguá e Camorim em face de grande semelhança nas densidades das Cianobactérias. O segundo subgrupo foi formado pela laguna da Tijuca, cuja comunidade fitoplanctônica, com contribuições quantitativas das espécies marinhas, demonstrou ter a maior influência do ciclo de marés. Na formação do sub-grupo 3, a maior individualização da laguna de Marapendi pode ser justificada pelas elevadas densidades registradas por diversos grupos algais - com diferentes requisitos nutricionais - durante o período de estudo. Esta laguna, além da influência do ciclo de marés, têm apresentado dependência da ação antrópica, com grande produção de matéria orgânica em seu interior, originada das residências e das águas das galerias pluviais, além de ligações pelo lençol freático com as demais lagunas.

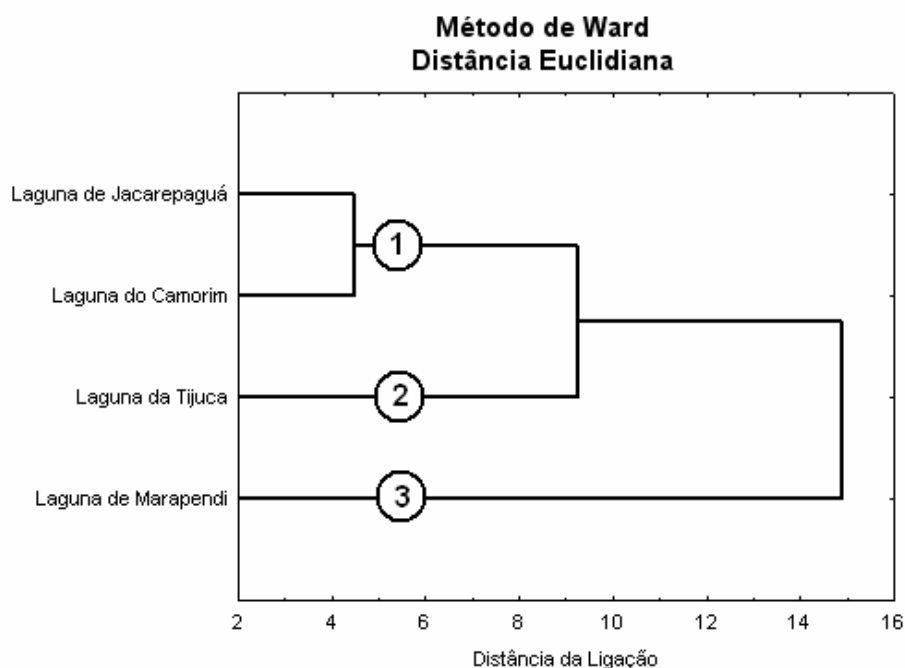


FIGURA 4.69 - Dendograma da análise de agrupamento entre as estações de coleta e as densidades fitoplanctônica (células/mL) nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi durante os anos de 2004, 2005 e 2006. Aplicou-se o método de aglomeração de Ward e a medida de distância Euclidiana.

4.4.2 – Análise de ordenação

A Análise de Componentes Principais (PCA) realizada para cada uma das lagunas, permitiu correlacionar os dados abióticos e bióticos, detectando os fatores e/ou tendências que regem a estrutura desta comunidade. Verificou-se que diferentes variáveis foram relacionadas com as florações de Cianobactérias para cada laguna amostrada.

As **figuras 4.70, 4.71, 4.72, 4.73** representam graficamente os resultados das correlações estabelecidas.

As porcentagens de explicação variaram de 30,29% a 35,29%. Porcentagens de explicação abaixo de 50% são muito comuns neste tipo de análise, devido à grande parcela de fontes de variação não controladas e principalmente à variabilidade intrínseca dos ambientes aquáticos. Ter Braak (1990, apud Carvalho, 2003), demonstra que são comuns valores baixos de relações espécie-ambiente, uma vez que não é possível controlar todas as fontes de variação e os “ruídos” dos dados. Desta forma, esta análise permitiu explicar uma parte significativa da variação temporal das lagunas, a qual seria dificilmente identificada de outra forma, ou através das análises puramente descritivas, demonstrando melhor as correlações entre a distribuição dos dados biológicos e os parâmetros ambientais específicos, com uma determinada confiabilidade estatística.

➤ Laguna de Jacarepaguá

Os eixos I (20,79%) e II (14,50%) explicam 35,29% da variação dos dados.

A Análise de Componentes Principais (PCA) agrupou no lado positivo do eixo I o nitrato, o pH e OD com as Cianobactérias, demonstrando uma grande correlação com as florações. A forte correlação do nitrogênio amoniacal com os feo-pigmentos pode sugerir que essas florações apresentavam elevadas concentrações de pigmentos fotossintetizantes em estado avançado de degradação. A forte correlação da salinidade com o nitrogênio Kjeldahl e com os demais nutrientes pode representar a influência das misturas de água salgada como fator de ressuspensão de nutrientes.

Com relação ao eixo II pode-se notar os que baixos valores de transparência da água e as elevadas temperaturas podem ser correlacionados com às dominâncias de *Microcystis aeruginosa* e *Aphanizomenon* sp., evidenciando uma íntima relação com a permanência nas camadas superficiais.

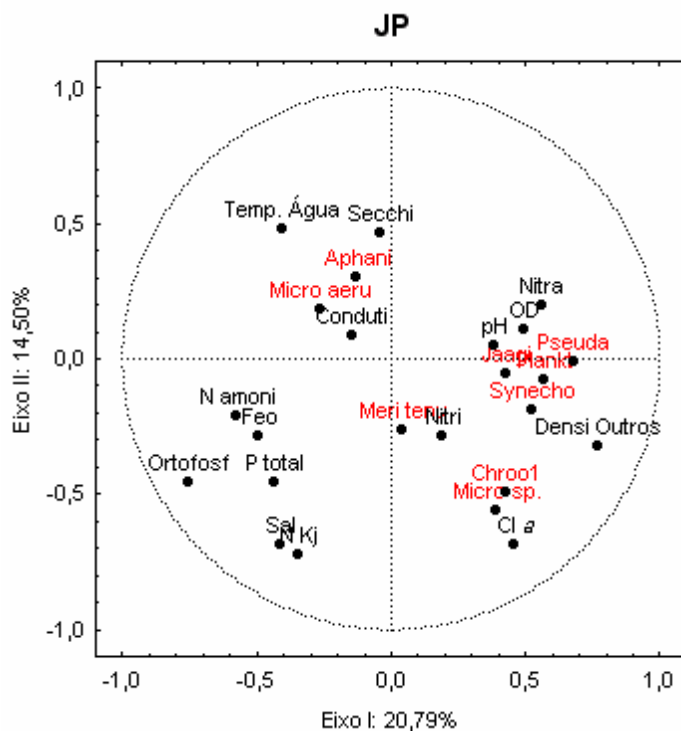


FIGURA 4.70 – Laguna de Jacarepaguá - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna de Jacarepaguá e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1 (chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade), Temp. água (temperatura da água), Secchi, Cl a (clorofila a) e Feo (feofitina).

➤ Laguna de Camorim

Os eixos I (17,86%) e II (13,85%) explicam 31,71% da variação dos dados.

A Análise de Componentes Principais (PCA) demonstrou baixa correlação entre os gêneros dominantes de Cianobactérias (lado positivo do eixo I) e variáveis abióticas (lado negativo do eixo I). Com relação ao eixo II, *Jaaginema subtilissima*, os feopigmentos e a temperatura da água estiveram relacionados. Elevadas densidades celulares e altas concentrações de feopigmentos foram verificadas (setembro/05), podendo sugerir que essas florações apresentavam-se em avançado estado de degradação.

A salinidade apresentou-se correlacionada com ortofosfato, fósforo total e nitrogênio Kjeldahl, podendo sugerir que a entrada de água salgada, provocou maior disponibilidade de nutrientes pela ressuspensão do sedimento, o que também pode ter favorecido as outras classes algais.

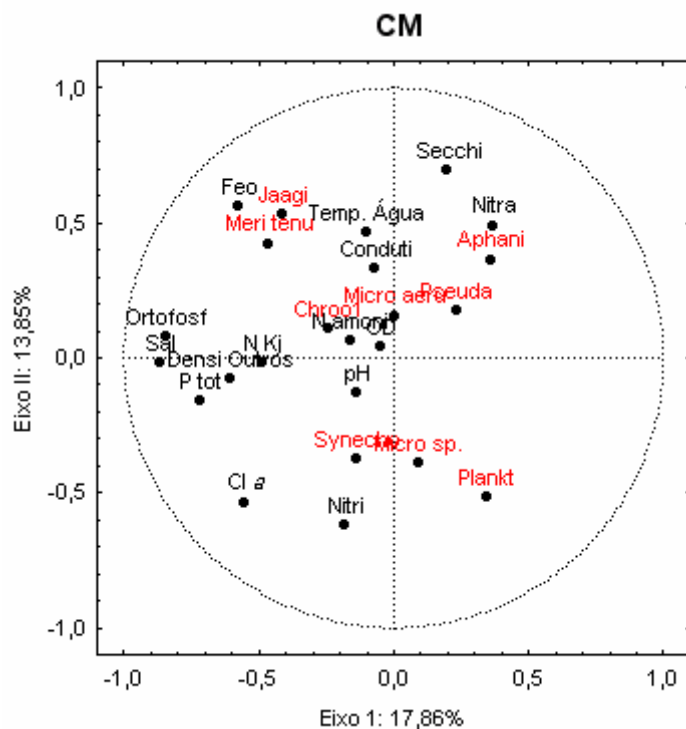


FIGURA 4.71 – Laguna do Camorim - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna do Camorim e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aer (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1 (chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P tot (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduti (condutividade), Temp. água (temperatura da água), Secchi, Cl a (clorofila a) e Feo (feofitina).

➤ Laguna da Tijuca

Os eixos I (15,88%) e II (14,41%) explicam 30,29% da variação dos dados.

A Análise de Componentes Principais (PCA) agrupou no lado positivo do eixo I as variáveis Secchi, condutividade e salinidade, podendo sugerir influencia da água do mar sobre a laguna. No eixo I no lado negativo, verificou-se uma correlação negativa entre a salinidade e os nutrientes, podendo sugerir um efeito de diluição promovido pela água do mar.

No eixo II a correlação entre densidade de outros grupos, a clorofila a e a feofitina podem sugerir que os teores de clorofila estariam relacionados com partículas de detrito ou com células senescentes. Altos valores de pH estiveram associados às florações de *Microcystis aeruginosa* e *Jaaginema subtilissima*.

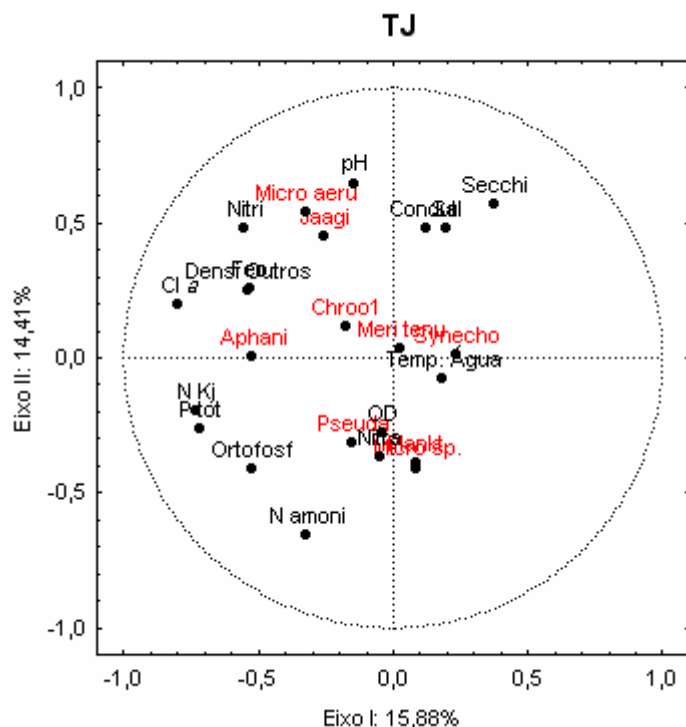


FIGURA 4.72 – Laguna da Tijuca - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna da Tijuca e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1 (chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade), Temp.água (temperatura da água), Secchi, Cl a (clorofila a) e Feo (feofitina).

➤ Laguna de Marapendi

Os eixos I (18,42%) e II (15,98%) explicam 34,40% da variação dos dados.

A Análise de Componentes Principais (PCA) agrupou no lado positivo do eixo I as Cianobactérias mais abundantes e mostrou correlação destas com as elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e o pH, bem como, demonstrou correlação positiva com clorofila a.

No eixo II, os outros grupos representaram a grande alternância das classes dominantes, cuja relação com o secchi e os feopigmentos demonstram a influência das misturas de águas com contribuição orgânica. A salinidade pode ser correlacionada com as outras classes de algas.

O gênero *Jaaginema* mostrou correlação com a temperatura da água e com o aporte recente de matéria orgânica (nitrito). A forte correlação entre a salinidade e a condutividade pode demonstrar a mistura de água do mar.

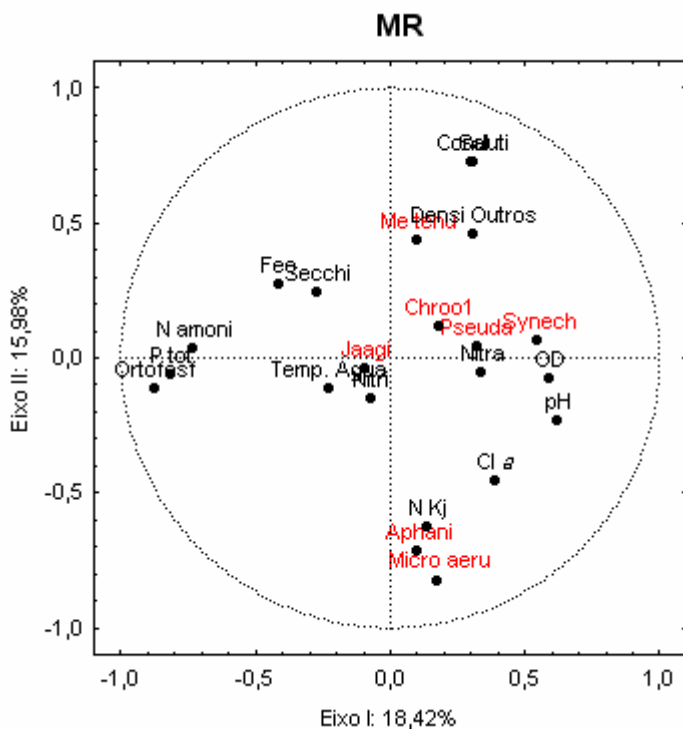


FIGURA 4.73 – Laguna de Marapendi - Análise de Componentes Principais (PCA) no plano dos eixos I e II a partir das densidades das espécies de Cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos na laguna de Marapendi e das variáveis ambientais. As abreviações são as seguintes: Aphani (*Aphanizomenon* sp.), Micro aeru (*Microcystis aeruginosa*), Pseuda (*Pseudanabaena* sp.), Jaagi (*Jaaginema subtilissima*), Plank (*Planktothrix* sp.), Synecho (*Synechocystis* sp.), Meri tenu (*Merismopedia tenuissima*), Micro sp (*Microcystis* sp.), Chroo1 (chroococcales colonial), Nitra (nitrato), Nitri (nitrito), N amoni (nitrogênio amoniacal), N Kj (nitrogênio Kjeldahl), P total (fósforo total), Ortofosf (ortofosfato), Sal (salinidade), Conduiti (condutividade), Temp. água (temperatura da água), Secchi, Cl a (clorofila a) e Feo (feofitina).

4.5 – Toxicidade

Foram realizados testes toxicológicos, de forma complementar e de modo a demonstrar a grande importância das florações de Cianobactérias produtoras de cianotoxinas.

Os testes realizados pela FEEMA, no período deste estudo, detectaram a presença de microcistinas (cianotoxinas) no seston das lagunas (Oliveira et al., 2005), quando a dominância era atribuída à espécie *Microcystis aeruginosa*. Pode-se mencionar como exemplo - no seston de Jacarepaguá, que a concentração de 35,5 mg/kg registrada, demonstrou um efeito letal nos bioensaios realizados com camundongos do tipo Swiss. Também foi detectada a presença de microcistinas no seston da laguna de Marapendi (OLIVEIRA et al., 2006).

Casos de mortes de animais domésticos e intoxicação de populações humanas vêm sendo relatados desde 1978 em diversos países (CHORUS e BARTRAM, 1999). No Brasil, o primeiro registro data de 1996 na cidade de Caruaru-PE, com mortes de pessoas que submetiam a tratamento de hemodiálise em uma clínica que era abastecida por água de um açude contaminado por cianobactérias (JOCHIMSEN et al., 1998 e AZEVEDO, 2001). A

partir de então, a legislação ambiental vem se tornando mais restritiva com a revisão da portaria 518/04 MS, que aponta para um estado de alerta, a partir da contagem de 1 colônia ou 10.000 células de cianobactérias em águas destinadas ao abastecimento e a resolução CONAMA 357/05 MMA que estabelece os limites de cianobactérias e cianotoxinas em ambientes de água doce.

Segundo a OMS (CHORUS e BARTRAM,1999), o limite máximo tolerável para ingestão diária de microcistinas para a população humana, é de 0,04 mg/kg de peso corpóreo/dia. Os valores registrados na referida laguna foram de até 0,20 mg/kg de peso corpóreo/dia, sendo equivalente a 5 vezes os valores recomendados, considerando o consumo diário de 300 g de peixe para uma pessoa de 60 Kg.

Microcistinas também foram detectadas no tecido muscular do pescado que é regularmente comercializado pela colônia Mestre Pedro, localizada na margem da laguna de Jacarepaguá (SANTOS, 2007).

Conforme demonstrado por diversas publicações científicas do Inst. Biofísica Carlos Chagas Filho – UFRJ, a diminuição do potencial pesqueiro das lagunas pode estar sendo afetado pelas constantes florações tóxicas (SOARES, 1999), que contaminam vísceras, ovos e músculos (MAGALHÃES et al. 1999), tornando-se um risco a saúde pública, via cadeia alimentar (AZEVEDO e CARMOUZE, 1994).

Através da análise quantitativa do fitoplâncton foi possível demonstrar, no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, a ocorrência de gêneros comumente relacionados com a produção de cianotoxinas: *Microcystis* sp., *Planktothrix* sp. e *Aphanizomenon* sp. (Prancha 1).

Desse modo, pode constatar que elevadas concentrações celulares de Cianobactérias potencialmente tóxicas, estão sendo produzidas nas águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e lançadas nas águas da praia da Barra da Tijuca, conforme registrado por Sampaio et al. (2007).

4.6 – Caracterização da qualidade das águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

A avaliação limnológica em ambientes aquáticos utilizando a comunidade fitoplanctônica como indicador de qualidade ambiental tem sido cada vez mais utilizada e são indispensáveis em função da degradação ambiental resultante dos despejos dos efluentes de diversas origens, que favorecem o enriquecimento das águas e as florações de Cianobactérias.

Uma análise integrada do Complexo Lagunar de Jacarepaguá permitiu estabelecer sob aspectos físicos, químicos e biológicos da água, conjuntamente com a bacia de drenagem e com fatores climatológicos, uma caracterização das lagunas, apontando para as variações ambientais que influenciaram na dominância e persistência das Cianobactérias durante todo o período deste estudo.

Esta análise comparativa permitiu tecer generalizações sobre os efeitos das florações nas características limnológicas das lagunas do Complexo de Jacarepaguá, estabelecendo uma relação de importância para as Cianobactérias como parâmetro de qualidade ambiental, bem como constatando a violação de muitos limites dos parâmetros ambientais.

Conforme pode ser verificado neste estudo, a grande tolerância ecológica das Cianobactérias, quase certamente, é produto de sua história evolutiva que garantiu sua permanência até os dias de hoje, sobrevivendo em todas as condições com diferentes requerimentos e necessidades ecológicas (PAERL, 1988 e SCHOPF, 1995).

O conhecimento dos grandes grupos que compõem a comunidade fitoplanctônica foi extremamente importante e permitiu estabelecer uma caracterização deste corpo d' água.

Elevadas densidades caracterizaram florações de Cianobactérias nas quatro lagunas, no período deste estudo. Grandes variações foram observadas em suas densidades celulares, quando comparadas as diferentes campanhas de amostragem, podendo ser uma característica de crescimento exponencial das florações, e conseqüência de condições ambientais ótimas para reprodução, como observado por Mathiensen *et al.* (1999).

Os valores da densidade total variaram de 7.595 cel/mL na laguna de Jacarepaguá (agosto/06) a 2.422.809 cel/mL na laguna de Marapendi (novembro/06). As flutuações temporais e espaciais na composição e densidade fitoplanctônica, representaram bons indicativos das alterações naturais ou antrópicas impostas mais recentemente sobre o complexo lagunar.

As maiores florações de Cianobactérias apresentaram os seguintes valores: 1.419.113 cel/mL (JC-agosto/04), 1.278.408 cel/mL (CM-setembro/05), 1.537.705 cel/mL (TJ-outubro/05) e 2.326.996 cel/mL (MR- novembro/06), respectivamente com 82,60%, 89,62%,

96,45% e 96,05%, demonstrando percentuais muito significativos inclusive nas lagunas que apresentam maiores influências de salinidade. Esses valores de densidades – característicos de ambientes hipereutróficas - atingiram ordens de grandeza comparadas a valores obtidos freqüentemente em condições especiais de cultivos (MARGALEF, 1983a).

As lagunas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca apresentaram dominância quase que absoluta das Cianobactérias no período deste estudo. As exceções verificadas nos meses de agosto/06 (JC) e setembro/06 (CM) podem sugerir uma influência da mistura de águas, com valores mais altos de salinidade.

A ocorrência e dominância de diferentes gêneros de Cianobactérias vem sendo registradas, neste complexo lagunar, por diferentes autores (SAIEG-FILHO, 1986, FERNANDES, 1993 e DOMINGOS, 2001). De acordo com Reynolds e Walbsy (1975), a dominância de Cianobactérias depende basicamente da pré-existência de uma população de proporção significativa de organismos com flutuabilidade positiva e da estabilidade da coluna d' água. A ocorrência de reduzida densidade de formas filamentosas foi registrada por Saieg-Filho (1986). No presente estudo, verificou-se a presença de formas filamentosas, como *Aphanizomenon* sp. e *Planktothrix* sp., com elevadas densidades celulares.

Dentre as Cianobactérias, *Jaaginema subtilissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon* sp. e *Planktothrix* sp. foram as que ocorreram com as maiores densidades nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca. Para a laguna de Marapendi, *Jaaginema subtilissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon* sp. , *Synechocystis* sp. e *Aphanocapsa* sp. apresentaram as maiores densidades celulares. Estudos anteriores na laguna de Jacarepaguá já demonstravam a ocorrência das espécies *Aphanizomenon* sp. e *Microcystis aeruginosa* (Domingos, 2001). O gênero *Oscillatoria* apresentado no inventário de Saieg-Filho (1986), sofreu recente revisão taxonômica e foi identificado no presente estudo como gênero *Planktothrix* (KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 2005).

A exemplo de Reynolds (2006), as Cianobactérias que possuem vacúolos gasosos – *Aphanizomenon* e *Microcystis* – são típicas de ambientes eutróficos, sendo comumente encontradas em florações superficiais. Sua flutuabilidade é uma resposta às condições ambientais, para maior suprimento de energia.

Com base em Jacquet (2005), a estratificação da coluna d' água parece ser vantajosa para alguns gêneros, a exemplo *Aphanizomenon* e *Planktothrix*, que demonstram ajustar sua melhor posição na coluna d' água em busca da luminosidade ideal. As coletas foram realizadas somente na superfície da água não sendo possível confirmar esta observação no ambiente estudado.

Na laguna de Marapendi, a dominância das Cianobactérias não foi contínua, mas alternada com diversas classes algais, sendo que as Criptofíceas e as Clorofíceas representaram as maiores frequências de ocorrência e, dentre as Cianobactérias, *Jaaginema subtilissima* teve a maior ocorrência. O predomínio de formas minutas de *Chlorococcales* (clorofíceas), registrado em outubro/04, foi acompanhado por um elevado valor de feopigmentos, o que sugere que o teor de clorofila *a* poderia estar relacionado com a senescência das células.

As alternâncias entre as dominâncias dos gêneros de Cianobactérias em vários períodos podem ser atribuídas às características específicas de cada gênero, aliado a fatores diversos, tais como: fluutuabilidade (BEYRUTH, 1993), concentração salina (Salomon et al., 1998; Domingos, 2001), maior disponibilidade entre os nutrientes (WHITTON e POTTS, 2000) e dormência no sedimento (GRAHAM e WILCOX, 2000 ; BARBIERO e WELCH,1992).

As baixas densidades de *Microcystis aeruginosa*, com ausência de ocorrência em vários meses de 2004 e 2006, contrapõem a grande dominância registrada por Domingos (2001). Segundo Mathiensen et al. (1999), baseado em estudos realizados na lagoa dos Patos, é possível que células de *Microcystis aeruginosa* fiquem no sedimento, sem atividade fisiológica, à espera de períodos mais favoráveis.³ A possível permanência dessa espécie no sedimento das lagunas de Jacarepaguá e Camorim requer estudos mais detalhados, que não foram objeto deste trabalho.

Verificou-se que a composição taxonômica, nas quatro lagunas, foi determinada também por outras classes fitoplancônicas, como Diatomáceas, Clorofíceas e Criptofíceas.

As Clorofíceas estiveram presentes em todas as lagunas, onde foram representadas por espécies da ordem Chlorococcales que são comumente encontradas em ambientes eutrofizados, com altas concentrações de fosfatos (MARGALEF, 1983b). Esta classe teve maior importância na laguna de Marapendi, cuja dominância de Chlorococcales unicelulares 1 atingiu densidade de 2.045.248 cel/mL. Pode-se verificar que essa elevada densidade celular esteve relacionada com valores muito baixos de nitrato e amônia.

A disponibilidade de nitrogênio sob forma de nitrato pode representar um fator favorável ao desenvolvimento de células eucariontes (BLOMQUIST et al., 1994). Segundo Happey-wood (1988), o domínio de Chlorococcales depende da conjugação de fatores como

³Embora realizado estudo com meio de cultura para Cianobactérias (ASM1) – utilizado com sucesso para o crescimento de diversas cepas de *M. aeruginosa* nesse ambiente- Domingos (2001) não registrou, sob diferentes condições de luz e razão N/P, a ressuspensão de cistos dessa espécie (com. pess.)

circulação da coluna d' água, boa penetração de luz e baixa salinidade, associados a altos teores de nutrientes essenciais (nitrato e fósforo). Essa maior densidade de Chlorococcales registrada no mês outubro/04 pode ser relacionada como um evento rápido e repentino como observado em lagunas costeiras fluminenses por Domingos et al. (1994).

As Diatomáceas apresentaram a maior riqueza em termos de número de taxons nas quatro lagunas estudadas.

Em termos de dominância as Diatomáceas juntamente com as Clorofíceas foram importantes nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim.

Sommer (1989) afirma que as Diatomáceas são melhores competidoras pelo nutriente fósforo no entanto, não foi possível estabelecer esta correlação no presente estudo.

As Criptofíceas, apesar de menor representatividade, também demonstraram sua importância ecológica neste complexo lagunar, principalmente nas lagunas de Marapendi e Tijuca. A presença permanente deste grupo ao longo do ano em pequenas concentrações, também foi registrada por Branco (1991). Elas são capazes de tolerar ampla variedade de condições nutricionais, sendo oportunistas e aumentando de densidades após perturbações ambientais, como o aporte de nutrientes ou quando as populações de outras algas tendem a decair; seus picos populacionais são comumente controlados pelo consumo de herbívoros, tornando-se importante fonte de alimento na cadeia trófica (GRAHAM e WILCOX, 2000), por conter altas concentrações de ácidos graxos polinsaturados (KLAVENESS, 1988). A ocorrência desses organismos se justifica diante das grandes flutuações nas concentrações dos nutrientes, registradas no período deste estudo. Em agosto/06, as Criptofíceas apresentaram importância na laguna de Jacarepaguá quando o nitrogênio Kjeldahl registrou seu maior valor.

A distribuição percentual das espécies, conforme demonstrado nas **figuras 4.57, 4.60, 4.63, 4.66**, demonstraram a tendência de variação entre as quatro lagunas, onde as espécies constantes tiveram uma ocorrência muito baixa (2% a 4%), as espécies presentes e frequentes totalizaram de 38% a 44%, e as espécies raras variaram entre 53% e 59%. Esses percentuais demonstram pouca variação entre as lagunas, no entanto podem sugerir que tanto a água do mar quanto os rios afluentes exercem influência sobre a diversidade e a composição das espécies.

Através das análises quantitativas do fitoplâncton, pôde-se constatar que a densidade celular total apresentou grande variação ao longo do período estudado, conforme **apêndices F, G, H, I**. No entanto, as Cianobactérias foram sempre constantes, podendo se considerar uma homogeneidade entre as quatro lagunas do Complexo. Este resultado representou novas

tendências para o ecossistema, quando comparado aos resultados obtidos por Domingos (2001), que registrou na laguna de Jacarepaguá uma heterogeneidade horizontal do fitoplâncton quanto à composição e biomassa. Esta modificação qualitativa e quantitativa vem demonstrar a adaptação, dominância e persistência das Cianobactérias em diversos ambientes salobros (HUSZAR e SILVA, 1999).

A riqueza taxonômica apresentou pouca variação entre as lagunas, sendo o valor máximo de 22 táxons (fevereiro/04) registrado na laguna de Jacarepaguá.

Os índices de diversidade de Shannon-Weaver e de uniformidade de Pielou apresentaram valores que variaram de 0,44 bits.ind⁻¹ e 0,12 (MR – outubro/04) a 3,61 bits.ind⁻¹ e 0,88 (TJ - outubro/06). Numa média geral do período, pode-se demonstrar que os valores de diversidade encontrados nas lagunas estão compatíveis para ambientes costeiros, estuários e em áreas de floração, cujas águas apresentam-se bastante férteis (MARGALEF, 1974).

No presente estudo, os resultados demonstraram que a grande variação neste índice de diversidade, comum em ambientes eutrofizados, pode ter sido influenciada pelos variados padrões de abundância e de diversidade das espécies observadas (Odum, 1988). Como verificado, as florações das Cianobactérias não implicaram em queda na diversidade biológica e na riqueza de espécies das lagunas, podendo associar essa maior variabilidade às misturas de águas: do mar nas lagunas da Tijuca e Marapendi e dos rios nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim. Outro fator a ser considerado é que as florações dos gêneros dominantes permitiram a coexistência de outras espécies (TUCCI e SANT`ANNA, 2003).

Avaliando-se a aplicação dos índices de diversidade em programas de monitoramento de qualidade das águas, os mesmos não parecem constituir bons indicadores, tendo em vista a necessidade de detalhamento taxonômico em nível de espécies. Além disso, o índice de diversidade não demonstrou a realidade hipereutrófica das lagunas, cujos valores superiores a 3 bits.ind⁻¹, de forma imprópria, demonstrariam uma tendência de águas “limpas” (MARGALEF, 1983b).

A ocorrência de diversos gêneros potencialmente tóxicos e a detecção de microcistinas no séston coloca este corpo d' água em estado de alerta, visto os usos preponderantes de suas águas pela classificação da resolução CONAMA 357/05/MMA. De acordo com Chorus e Bartram (1999), o indicativo do nível de vigilância considera a detecção de uma colônia ou 5 filamentos de cianobactérias em 1 mL de amostra.

Os elevados valores de clorofila *a* e feofitina com amplitudes de variações ocorridas durante este estudo podem ser justificados pelo aumento e declínio das florações. Com os resultados obtidos em determinados períodos, não foi possível estabelecer uma correlação

direta entre a densidade algal total, ou das Cianobactérias, com as variações dos pigmentos fotossintéticos. No entanto, em TJ- outubro/05 e CM - outubro/06 registraram-se que as elevadas concentrações de *Microcystis aeruginosa* foram consistentes com os resultados obtidos para a clorofila *a*.

As concentrações de clorofila *a* atingiram valores de até 649,50 µg/L, bem superiores aos 10µg/L aos recomendados pela WHO (1998), além de indicarem o elevado grau de eutrofização destas lagunas (OECD, 1982). Em observação à resolução CONAMA n° 357/05 MMA, não existem limites desses parâmetros em águas salobras, por isso foi adotada a referência para águas doces na classe 1 (valor de 10ug/L).

Todos os valores registrados para a **salinidade** apresentaram condições compatíveis com o enquadramento das lagunas, podemos classificar as lagunas na classe 1 das Águas Salobras (BRASIL, 2005).

A análise dos dados evidenciou padrões distintos em relação às lagunas, relacionados à interligação com o meio marinho. Com os resultados obtidos, pode-se constatar que o regime de marés exerceu influência sobre todo o sistema lagunar: as lagunas mais interiores - de Jacarepaguá e Camorim - apresentaram gradientes de até 6,5g/kg e 7,1g/kg, respectivamente, e as lagunas da Tijuca (24,9g/kg) e Marapendi (20,0g/kg) tiveram as maiores salinidades.

Os valores de salinidade apresentados em COHIDRO (2006) demonstram a existência de cunha salina de fundo. A variação verificada pela correlação do PCA demonstrou a influência da salinidade como fator preponderante para a maior disponibilidade de matéria orgânica do sedimento para a coluna d'água.

A análise do PCA pode assim demonstrar a grande influência das misturas de águas. Na laguna de Marapendi, a forte correlação entre a salinidade e a condutividade pode sugerir que a entrada de água da laguna da Tijuca, através do canal de Marapendi, favorece uma fonte adicional de matéria orgânica. Com relação às lagunas de Jacarepaguá e Camorim, verificou-se que a cunha salina também pode estar contribuindo para a ressuspensão de nutrientes depositados no sedimento.

Com os resultados obtidos por este estudo, pode-se constatar que a salinidade não foi um fator limitante para o desenvolvimento das Cianobactérias, sendo verificadas diversas correlações entre os gradientes salinos e as densidades dos organismos, bem como entre as dominâncias dos diferentes gêneros e espécies e suas taxas fotossintéticas.

Desta forma, pode-se criar a expectativa de que o ciclo de marés possa representar um fator de eutrofização, pelo deslocamento de diferentes massas de água sob a influência gradientes salinos.

Não obstante, diversos estudos estabeleceram diferentes observações quanto ao desenvolvimento das Cianobactérias em ambiente com influência da salinidade: *A priori*, Domingos (2001), demonstrou que as constantes flutuações de salinidade no Complexo Lagunar de Jacarepaguá ofereciam risco de proporcionar maior biomassa de Cianobactérias e maior concentração de microcistinas, trazendo sérios problemas à saúde pública, pesca e outras atividades de lazer, fato este confirmado por Sampaio et al. (2007). Moisaner et al. (2002) demonstrou, através de cultivos com gêneros fixadores de nitrogênio atmosférico, que a manutenção das taxas de crescimento não foi alterada em diferentes salinidades (0-15 g/kg); Laudares-Silva (1999) referiu-se à salinidade como um dos fatores reguladores da distribuição do fitoplâncton nos estuários; Gasiunaitė et al. (2005) demonstrou que o crescimento e a produtividade de alguns gêneros podem ser severamente afetados com o aumento da salinidade, em detrimento de outros gêneros tolerantes, fato comum às espécies salobras. Ainda Salomon et al. (1998) e Domingos (2001) comprovaram que a salinidade causava desaceleração do crescimento e menor biomassa final de *Microcystis aeruginosa*.

No presente estudo, por exemplo, elevadas concentrações de *Microcystis aeruginosa* (730.326 cél./mL) estiveram relacionadas à salinidade de 15,6 g/kg na laguna da Tijuca, bem como à toxicidade, no séston da laguna de Jacarepaguá (35,5 mg/kg). Da mesma forma, Sampaio et al. (2007) registrou a ocorrência de floração tóxica nas águas da laguna da Tijuca, com permanência dessas células na água da praia da Barra da Tijuca, cuja salinidade foi de até 33,5 g/kg.

Em nosso estudo, a salinidade demonstrou relevância no desenvolvimento e na composição do fitoplâncton, podendo ter sido um fator favorável à ocorrência e dominância dos diferentes grupos algais que coexistiram nas lagunas.

Desta forma, apesar das Cianobactérias serem mais favoráveis em águas doces (Azevedo, 1998), os registros de cepas tóxicas halotolerantes vêm se expandindo para ambientes salobros (Brandão e Domingos, 2006), e as evidências apresentadas nas análises do Complexo Lagunar de Jacarepaguá podem sugerir a grande adaptação deste grupo à variável salinidade.

A **temperatura**, de modo geral, apresentou elevados valores com a mesma tendência em todas as lagunas, e as variações registradas podem ser relacionadas aos horários das coletas, sendo os valores mais elevados registrados nos meses de verão e os menores, nos

meses de inverno. O PCA demonstrou boa correlação deste parâmetro com as espécies de Cianobactérias, principalmente nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim. Os valores de temperatura da água registrados para o período de estudo variaram de 20,0 °C a 31,8 °C. Os valores foram medidos na superfície, não sendo possível verificar a ocorrência de estratificação térmica.

No presente estudo, as causas das variações de temperatura podem estar vinculadas às alterações sazonais nas variáveis climatológicas (COHIDRO, 2006).

Os valores medidos podem ser relacionados com a melhor faixa de crescimento (entre 15 °C e 30 °C) para as Cianobactérias (AZEVEDO, 2000). Desta forma, demonstra-se assim a grande influência deste parâmetro nas elevadas concentrações das Cianobactérias do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Com relação à **transparência da água**, os valores variaram de 0,10m a 0,80m, sendo compatíveis com os registrados em diversos ambientes tropicais brasileiros (HUSZAR et al., 2000 e FEEMA, 2002b). Estes baixos valores estiveram associados aos períodos de florações, sendo compatíveis com as elevadas densidades de Cianobactérias, que na maioria das vezes conferiam coloração esverdeada às águas das lagunas. Os gêneros *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, e *Microcystis* foram registrados neste estudo, e baseado em Reynolds (2006) são responsáveis por formarem florações nas camadas superficiais devido à presença de vacúolos gasosos ou aerótopos.

Os baixos valores de transparência também podem estar relacionados com a pouca profundidade das estações amostradas, que sob ação dos ventos ou da pluviosidade favorecem a mescla da coluna d'água (MARQUES, 1990). Sob estas condições climáticas, a ressuspensão do sedimento pode então ter sido um fator que favoreceu o suprimento de nutrientes para a coluna d'água, o que também promoveu alterações na coloração da água.

De acordo com COHIDRO (2006), os baixos valores de transparência podem também estar relacionados com as maiores áreas drenantes, que contribuem com as elevadas concentrações de material em suspensão na camada superficial da água (séston), ou com a menor influência de misturas com a água do mar, como verificado nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim. A laguna de Marapendi apresentou grande variação temporal nos valores de transparência, fato este que pode ser relacionado à influência da drenagem urbana (alagamentos frequentes nas margens do canal), à percolação de água do mar, bem como à maior influência antrópica, pelo adensamento populacional nas margens do canal de Marapendi.

Além dos aspectos mencionados acima, a formação de florações superficiais também pode ser parte das estratégias ecológicas para obter o máximo da radiação ativa e dióxido de carbono atmosférico (REYNOLDS, 2006).

Portanto, vários fatores podem ter influenciado a baixa transparência das lagunas, sendo que os maiores valores registrados para a laguna da Tijuca podem indicar a maior influência de misturas com a água do mar .

Os valores registrados para o **potencial hidrogeniônico (pH)** demonstraram uma amplitude de variação espaço-temporal, sendo este parâmetro menos variável na laguna da Tijuca. A maioria dos resultados do pH enquadraram-se numa faixa aceitável para a vida aquática (6,5 entre 8,5), estando compatível com valores de melhor crescimento para Cianobactérias (6,0 entre 9,0) (AZEVEDO, 2000). Altos valores de pH estiveram associados às florações de Cianobactérias, conforme verificado por Carvalho (2003). Os valores registrados de pH (neutros – alcalinos) podem ter sido uma consequência das elevadas densidades (florações) registradas neste estudo, já que as Cianobactérias podem se beneficiar diretamente desses valores mais altos. Segundo COHIDRO (2006), elevados valores podem também ser atribuído à influência da água do mar, devido à presença de carbonatos.

De forma diferenciada do comportamento observado ao longo deste estudo, verificou-se uma queda acentuada nos valores do pH no mês de dezembro/2006, em todas as lagunas, com valores de até 5,65 na laguna de Jacarepaguá. De acordo com Esteves (1998) a redução do pH pode ser ocasionado pelo maior aporte de matéria orgânica lixiviado do solo em períodos chuvosos, que por sua vez influenciam a produção de CO₂, e, conseqüentemente, de HCO₃ e outros compostos com características ácidas.

No PCA, o pH apresentou forte correlação com o OD nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim e Marapendi, sendo menor esta relação na laguna da Tijuca. Provavelmente estes valores podem estar relacionados ao aumento das taxas fotossintética do fitoplâncton (SILVA, 2005).

De um modo geral, os resultados de pH estão de acordo com a resolução CONAMA 357/05/MMA, que estabelece valores entre 6,5 e 8,5 para as águas salobras, Classe 1, e demonstram a influência direta das elevadas densidades celulares de Cianobactérias.

Em relação às medidas de **oxigênio dissolvido (OD)**, verificou-se que os resultados obtidos demonstram uma grande variação espaço-temporal, com valores elevados em todas as lagunas, variando de 24,40 mg/L em JC/novembro/05 (relacionados à elevada produtividade primária), até a anoxia nas lagunas do CM/agosto/04 (0,37 mg/L) e TJ/julho/06 (< 0,1 mg/L), demonstrando a degradação (decomposição da matéria orgânica) mais acentuada das águas

dessas lagunas. Essa evidência têm sido discutida por diversos autores (BRANCO, 1991, BEYRUTH, 1996 e CARVALHO, 2003). De acordo com FEEMA (2002a), este pode ser considerado um comportamento típico de um ambiente altamente eutrofizado, onde a produção do oxigênio através da fotossíntese tem papel importante, e a biomassa estabelece o balanço entre a produção e o consumo, incluindo respiração e atividades de decomposição.

No PCA, o oxigênio dissolvido (OD) apresentou importância significativa para a comunidade fitoplanctônica, estando sempre fortemente correlacionado com algumas espécies de Cianobactérias.

As características primitivas das Cianobactérias podem estabelecer relações com as variações máximas e mínimas observadas nas concentrações de OD e com as densidades das cianobactérias deste estudo. Conforme mencionado em Whitton e Potts (2000), as Cianobactérias possuem grande atividade em ambientes com baixa concentração de oxigênio, sendo esta uma característica da atmosfera primitiva que apresentava baixas concentrações deste gás.

Os **nutrientes** foram representados pelas séries de **nitrogênio** e **fósforo** e, à exceção do nitrato, todos os valores violaram os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05/MMA para águas salobras, classe 1. Segundo COHIDRO (2006), a carga orgânica afluyente às lagunas é bem superior à sua capacidade de diluição. Branco (1991), considera que a alta disponibilidade de nutrientes pode ser favorecida pela baixa circulação da água.

Os valores dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (**ortofosfato**, **nitrato**, **nitrito**, **amônia**) demonstraram homogeneidade espacial e uma heterogeneidade temporal entre as lagunas estudadas. A variação temporal pode ser atribuída ao lançamento de fontes pontuais ou difusas de efluentes, que tornaram este ambiente extremamente instável e vulnerável, podendo-se considerar que as lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi encontram-se altamente eutrofizadas (OECD, 1982).

De modo geral, foram registradas no Complexo Lagunar elevadas concentrações de **nitrogênio Kjeldahl**, sendo que as lagunas do Camorim e Tijuca apresentaram os maiores valores (9,0 mg/L), o que provavelmente reflete o aporte de rios afluentes (COHIDRO, 2006).

Na maioria das coletas realizadas nas lagunas do Camorim e Tijuca, encontrou-se violação dos limites estabelecidos para a concentração do nitrogênio amoniacal conforme a resolução CONAMA 357/05/MMA para as águas salobras Classe 1 (0,40 mg/L N). Para as lagunas de Jacarepaguá e Marapendi, verificaram-se valores mais elevados a partir de 2006. Esses valores foram superiores ao registrado por COHIDRO (2006), podendo demonstrar a maior e mais recente eutrofização antropogênica da região.

As concentrações de **nitrito** apresentaram diferenças significativas entre as quatro lagunas, sendo as maiores violações registradas nas lagunas de Jacarepaguá e Camorim. Elas recebem forte influência dos arroios Pavuna e Fundo, importantes vias de transporte de matéria orgânica e metais pesados (FERNANDES, 1991).

Os resultados obtidos para o **nitrito** apresentaram baixas concentrações deste elemento, com diferenças significativas entre as quatro lagunas, cujos valores encontram-se inferiores ao estabelecido pela resolução CONAMA 357/05/MMA para as águas salobras Classe 1 (0,40 mg/L N). O nitrito demonstrou sua importância como elemento essencial à produtividade e as baixas concentrações não evidenciaram limitação ao desenvolvimento das florações de Cianobactérias. Resultado análogo foi verificado por Fonseca (2006) para a lagoa da Conceição, onde foi registrado que o nitrito deixou de ser a forma predominante de nitrogênio inorgânico dissolvido, dando lugar ao nitrogênio amoniacal como forma mais reduzida. Domingos (2001), registrou resultados semelhantes para a laguna de Jacarepaguá.

Os valores da concentração de **fósforo total** apresentaram-se elevados em todas as lagunas, tendo sido superiores aos limites da resolução CONAMA 357/05/MMA, que estabelece o valor máximo de 0,124 mg/L P para as águas salobras Classe 1. Comparando-se os resultados obtidos com os demonstrados por COHIDRO (2006), pode-se verificar as menores concentrações deste elemento nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim e Marapendi. A laguna da Tijuca apresentou a maior concentração, em julho/04.

Em geral, foram verificadas variações espaço-temporais de fósforo total nas quatro lagunas, sendo a mais expressiva a da laguna da Tijuca, que apresentou as maiores variações nas concentrações deste nutriente.

As concentrações encontradas para o **ortofosfato (polifosfatos)** também foram elevadas em todas as lagunas, ultrapassando os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05/MMA para as águas salobras Classe 1 (0,062mg/L). A laguna de Marapendi apresentou uma crescente elevação nas concentrações, com valores mais elevados no ano de 2006.

Vários autores discutem a importância do sedimento como disponibilidade de polifosfatos para a coluna d' água. Evidências foram apresentadas por Pettersen et al., (1993, apud CARVALHO, 2003), dizendo que as Cianobactérias podem obter fósforo do sedimento, de modo a seu estoque interno capacitá-las a sustentar o desenvolvimento na região pelágica, em detrimento de outros grupos algais. De modo semelhante, Barbiero e Welch (1992) demonstram a importância do fósforo no sedimento e sua transferência para a coluna d' água em lagos eutróficos. No entanto, não foi possível obter essa avaliação no presente estudo.

Jesus e Odebrecht (1999) estabeleceram uma boa discussão sobre a importância dos nutrientes na lagoa dos Patos: o nitrogênio foi mencionado como o principal elemento limitante no ambiente marinho e o fósforo, como o elemento limitante em ambientes limnéticos. Ainda mencionam esses autores, que em ambientes estuarinos, ocorre um estoque contínuo de nitrogênio e de fósforo, provenientes da drenagem continental, chuvas, lençol freático e poluição, como nas lagoas deste estudo. Daí observarem eles grandes alterações em curto espaço de tempo, favorecendo uma sucessão rápida de fatores que poderiam ser limitantes para o crescimento do fitoplâncton. No presente estudo, apesar do intervalo amostral adotado, foi possível verificar que as variações nas concentrações desses nutrientes não apresentaram limitação para o desenvolvimento das Cianobactérias.

Observações feitas por Carvalho (2003), evidenciam que a razão N/P tem pouca importância na dominância de Cianobactérias, e que esta dominância estaria relacionada ao aumento nas concentrações de fósforo, e não à diminuição da razão N/P. De um modo geral, observou-se no presente estudo que as concentrações de fósforo tiveram expressivos aumentos nos anos de 2005 e 2006. Este mesmo autor demonstrou haver uma relação positiva e bem estabelecida entre o aumento de nutrientes e a produtividade primária de ambientes aquáticos. Desta forma, como verificado nos resultados do presente estudo, o aumento na densidade de Cianobactérias pode ter refletido um incremento da produtividade decorrente do processo de eutrofização.

Com relação às espécies dominantes de Cianobactérias deste Complexo Lagunar, as concentrações dos nutrientes e as condições hidrológicas estabeleceram boa relação para a coexistência entre os gêneros *Aphanizomenon* e *Planktothrix*., a exemplo do descrito por Gasiunaité (2005).

Conforme sugerido por Salas e Martino (1991), deve-se dar maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização de um corpo d'água, pois mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, existem Cianobactérias que conseguem fixar nitrogênio atmosférico, e suas concentrações não seriam reduzidas.

As análises dos gráficos e do PCA permitiram a interpretação conjunta de dados bióticos e abióticos, os quais mostraram que as florações de Cianobactérias foram persistentes em elevadas temperaturas, condutividade, pH e OD, aliados às altas disponibilidades de nitrogênio amoniacal e Kjeldhal, ortofosfato, fósforo total e baixa concentração de nitrato. A salinidade demonstrou pouca influência sobre as elevadas densidades de Cianobactérias, podendo demonstrar a ampla capacidade de desenvolvimento dos diversos gêneros em

ambientes salobros, cujas salinidades apresentaram amplitude de variação de 0,50 g/kg a 24,9 g/kg.

Alguns fatores não puderam ser observados no presente estudo, dentre eles a herbivoria e a fixação de nitrogênio atmosférico. Quanto à herbivoria, pode-se dizer que as Cianobactérias em geral costumam ser evitadas em virtude de suas elevadas dimensões (colônias e filamentos), além dos consumidores (zooplâncton) terem preferência por grupos mais palatáveis, principalmente as Clorofíceas e as Criptofíceas (BRANCO e SENNA, 1994), além de apresentarem limitação alimentícia e à fertilidade (FERRÃO-FILHO, 2002).

Os diversos gêneros de Cianobactérias analisados, com suas formas e estratégias adaptativas, demonstraram que o sucesso ecológico deste grupo neste Complexo Lagunar pode estar relacionado com diversos fatores: elevadas temperaturas, alto pH, elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, capacidade de regulação da flutuação, facilidade de divisão celular, formação de estruturas de resistência (heterocitos), sobrevivência em condições salobras, tolerância a baixas concentrações de oxigênio e favorecimento da supersaturação da água, bem como produção de cianotoxinas.

O baixo percentual de heterocitos registrados nas amostras do complexo Lagunar de Jacarepaguá, apresentou o mesmo comportamento de um reservatório com altas concentrações de nitrogênio, amostrado por Tucci e Sant`Anna (2003). A formação de heterocitos como estrutura adaptativa está relacionada à fixação do nitrogênio em ambientes aeróbios ou à fixação do nitrogênio atmosférico (PAERL, 1988).

As diferenças estratégicas nas florações de cianobactérias têm sido descritas por vários autores (DOMINGOS, 1991, FALCONER, 1999 e CODD, 2000), não podendo associar a um fator isoladamente o sucesso de uma determinada espécie (PINTO-COELHO, 2003). A combinação dos diferentes fatores, isolados ou cumulativos, representa o grau de dificuldade na delimitação de padrões para os diferentes grupos do fitoplâncton. Assim, para se avaliar a influência da variabilidade ambiental em estudos de comunidade, é importante adequar a escala de observação ao tempo de geração dos organismos (MARGALEF, 1983b). Em concordância com Huszar e Silva (1999), pode-se verificar que o intervalo temporal amostral não permitiu documentar a variabilidade total da comunidade fitoplanctônica nem o reconhecimento de padrões sucessionais.

Apesar das inúmeras publicações sobre a comunidade do fitoplâncton já realizadas no Brasil, elas ainda são insuficientes para entender os fatores que regulam a distribuição das comunidades (HUSZAR e SILVA, 1999).

Quanto as cianotoxinas, este estudo registrou alguns gêneros de cianobactérias que podem liberar toxinas na água, como exemplo: *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix* sp., *Aphanizomenon* sp. Apesar da potencialidade tóxica das referidas cianobactérias, nenhuma mortalidade de peixes foi atribuída às florações registradas neste estudo.

Diferenças na biomassa e composição de Cianobactérias potencialmente tóxicas têm sido registradas em diversos ambientes salobros do Brasil: Callegaro et al., 1981, Konrath et al., 1997, Domingos e Menezes, 1998, Odebrecht et al., 2002, Mathiensen et al. 1999, Yunes, 2000, Moisander et al. 2002 e Nogueira et al., 2006, dentre outros. A dominância de Cianobactérias em lagoas costeiras no Estado do Rio de Janeiro - particularmente nas lagoas de Saquarema, Guarapina, Barra, Juturnaíba, Imboassica e Jacarepaguá - puderam facilmente alcançar contribuição percentual acima de 80% do total da biomassa da comunidade fitoplanctônica (HUSZAR e SILVA, 1999).

Com base no trabalho desenvolvido, podem-se definir alguns pontos básicos que permitiram estabelecer que a comunidade fitoplanctônica, em especial o grupo das Cianobactérias, é um valioso parâmetro de qualidade da água, considerando-se a crescente perda qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos pela eutrofização cultural ou antropogênica.

Dessa forma, demonstrou-se que as Cianobactérias são quantitativamente importantes representantes da biomassa e da produtividade primária do fitoplâncton em ambientes estuarinos, costeiros e pelágicos e sua relativa contribuição está sendo incrementada como relação direta do crescimento antropogênico em estuários e em águas costeiras (PAERL, 2000).

Os resultados confirmam que o uso de métodos e critérios biológicos, quando integrados aos parâmetros físicos e químicos, fornecem não só informações relativas às causas, mas também aos efeitos da poluição sobre o ecossistema aquático (ARAÚJO, 2000).

Os resultados confirmam que as lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi apresentam problemas ambientais, especialmente relacionados ao processo da eutrofização e ocorrência de florações de Cianobactérias potencialmente tóxicas.

Os resultados obtidos foram também analisados sob a ótica da teoria evolutiva primitiva das Cianobactérias, apontando para algumas adaptações ecofisiológicas que poderiam ter determinado a grande variação espaço-temporal na estrutura dessa comunidade, nas diferentes lagoas.

Os resultados apontaram para as altas concentrações de nutrientes, com violação da maioria dos limites estabelecidos na resolução CONAMA 357/05/MMA, para os usos

preponderantes das águas deste sistema lagunar. E igualmente apontaram para a hipereutrofização das lagoas, conforme já considerado nos relatos de Fernandes (1993), Domingos (2001) e COHIDRO (2006).

Os resultados podem sugerir que o aumento da matéria orgânica no Complexo Lagunar pode também ser considerada uma consequência - e não somente a causa - das intensas florações de Cianobactérias (WHITTON e POTTS, 2000), devendo de toda forma, serem controladas as fontes antropogênicas.

Os resultados também apontaram para os riscos à saúde pública face à ocorrência de espécies potencialmente tóxicas.

Os resultados demonstraram que as cianobactérias têm grande capacidade de desenvolvimento em ambientes salobros, sendo as espécies *Jaaginema subtilissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon* sp., *Planktothrix* sp., *Synechocystis* sp. e *Aphanocapsa* sp. de grande importância nas lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi.

5- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 – Conclusões

O monitoramento realizado durante o presente trabalho, a análise dos dados obtidos e o conjunto de dados utilizados permitiram uma caracterização do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, baseada em indicadores ambientais abrangendo variáveis físicas, químicas e biológicas. Esta caracterização permite estabelecer as conclusões seguintes:

- O Complexo Lagunar de Jacarepaguá pode ser dividido em dois sub-sistemas: O primeiro, composto pelas lagunas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca, que se apresenta como um sistema estagnado, cuja entrada de água do mar é de pequena intensidade, sendo maior a exportação do sistema para o mar, visto que o maior índice das águas do complexo segue do continente para o mar. O segundo sub-sistema é formado pela laguna de Marapendi, localizada entre uma estreita faixa de restinga recente e o sistema que compõe as lagunas interiores.
- A qualidade das águas das lagunas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá está relacionada às características hidrodinâmicas (longo tempo de renovação das águas), às cargas de sedimentos (rios e canais) e ao aporte de nutrientes (atividade antrópica).
- As lagunas apresentam cotas batimétricas superiores ao nível do mar, o que reduz o influxo das marés para o interior do sistema lagunar. Isto contribui para a retenção de sedimentos e diminuição da capacidade de renovação das suas águas. O fluxo e o refluxo das águas entre as lagunas e o mar são feitos através dos canais de Sernambetiba e da Joatinga, desembocando neste último todas as águas do complexo que drenam para o oceano (praia da Barra da Tijuca) e que as maiores vazões, fluxos e cargas continentais ocorrem em dias de elevadas pluviosidades.
- Esta zona costeira apresenta grande instabilidade, com variabilidade temporal e espacial, em função da série de processos geológicos continentais e marinhos, mas também devido às modificações das características naturais provocadas pela acelerada urbanização da região.
- Em função da dinâmica das águas mencionada acima, verificou-se a existência de um gradiente de salinidade que diminui na direção das lagunas mais interiores – 6,5 g/kg e 7,1 g/kg, respectivamente em Jacarepaguá e Camorim, até elevados valores nas

lagunas que apresentam comunicação com o mar – respectivamente 24,9 g/kg em Tijuca e 20,0 g/kg em Marapendi.

- O Complexo Lagunar de Jacarepaguá equivale a um estuário com uma mistura de águas salinas e dulcícolas, apresentando valores típicos de ambientes salobros. A dinâmica das águas estabelece um gradiente de salinidade que diminui na região das lagunas mais interiores – 6,5 g/kg e 7,1 g/kg, respectivamente em Jacarepaguá e Camorim, até elevados valores nas lagunas que apresentam comunicação com o mar – respectivamente 24,9 g/kg em Tijuca e 20,0 g/kg em Marapendi.
- O conjunto de dados utilizados aponta para a existência de cunha salina de fundo, demonstrando que a mistura das águas pode ser um fator preponderante para a ressuspensão de sedimentos e maior disponibilidade de matéria orgânica para a coluna d'água.
- As lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi apresentaram baixos valores de transparência da água. Esses valores podem ser relacionados tanto com a ressuspensão de sedimentos do fundo decorrente da mistura das águas do continente conforme acima mencionada, como com as florações superficiais fitoplanctônicas.
- A temperatura da água, o pH, a transparência e o oxigênio dissolvido (OD) são parâmetros ambientais fortemente relacionados a elevadas florações de cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá.
- As lagunas Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi apresentaram um elevado estoque de compostos nitrogenados e fosforados. As flutuações nos valores dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (ortofosfato, nitrato, nitrito e amônia) demonstraram homogeneidade espacial e heterogeneidade temporal. As flutuações observadas nas concentrações desses nutrientes podem ser atribuídas às fontes pontuais e difusas, não controladas, de efluentes domésticos e industriais que drenam para as lagunas e que representam uma tendência da eutrofização antropogênica.
- Todas as formas de nitrogênio analisadas apresentaram valores elevados, com exceção do nitrato. Esta observação pode ser explicada pela maior bio-disponibilidade do nitrato produzida pela degradação oxidativa das formas mais reduzidas do nitrogênio (nitrogênio orgânico e amoniacal), o que faz com que o mesmo seja prontamente consumido pela massa de fitoplâncton.
- No que se refere ao fósforo, a maior violação do fósforo total, observada na laguna da Tijuca e a crescente elevação nas concentrações de ortofosfato na laguna de

Marapendi, demonstram o maior impacto local e sugerem a maior contribuição pelo adensamento populacional.

- As lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi apresentaram-se fora das condições e padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 MMA para águas salobras, classe 1, cujos índices ambientais, a exceção do nitrato, foram violados.
- As principais interferências na qualidade e na quantidade das águas das lagunas estão relacionadas às características hidrodinâmicas (longo tempo de renovação das águas), às cargas de sedimentos (rios e canais) e ao aporte de nutrientes (atividade antrópica), proporcionando assim um ambiente lagunar relativamente estagnado, instável e em elevado grau de eutrofização.
- A principal consequência do processo de eutrofização no Complexo Lagunar de jacarepaguá é o aumento relativo na densidade de Cianobactérias na comunidade fitoplanctônica.
- A riqueza taxonômica apresentou pouca variação entre as lagunas e as densidades celulares fitoplanctônicas atingiram ordens de grandeza de 10^6 cel/mL.
- As maiores florações de cianobactérias apresentaram os seguintes valores; 1.419.113 cel/mL (JC - agosto/04), 1.278.408 cel/mL (CM - setembro/05), 1.537.705 cel/mL (TJ - outubro/05) e 2.326.996 cel/mL (MR - novembro/06), respectivamente com 82,60%, 89,62%, 96,45% e 96,05%, demonstrando percentuais muito significativos inclusive nas lagunas que apresentam maiores influências de salinidade.
- As maiores densidades celulares foram favorecidas pelas espécies *Jaaginema subtilissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon* sp., *Planktothrix* sp., *Synechocystis* sp. e *Aphanocapsa* sp.
- As cianobactérias *Jaaginema*, *Microcystis* e *Aphanizomenon* podem ser selecionados como os gêneros indicadores de qualidade ambiental para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá.
- As lagunas de Jacarepaguá e Camorim apresentaram dominância absoluta das Cianobactérias em todo o período amostral; a laguna da Tijuca apresentou dominância de cianobactérias, mas também abundância de Diatomáceas e Dinoflagelados pela influência do ciclo de marés. A laguna de Marapendi apresentou dominância de Cianobactérias, Clorofíceas e Criptofíceas, além da abundância de outras classes fitoplanctônicas com diferentes requisitos nutricionais, refletindo desta forma, a grande dependência da ação antrópica em desenvolvimento na região.

- A ocorrência de florações de cianobactérias apresentou grande variação quantitativa e pouca variação qualitativa demonstrando, de toda forma, a persistência deste grupo fitoplanctônico nas quatro lagunas.
- De forma análoga, a análise dos níveis de clorofila *a* e seu produto de degradação (feofitina) estabeleceram uma relação positiva com o estado fisiológico do ambiente. Os valores obtidos caracterizaram as elevadas densidades celulares dos diversos grupos fitoplanctônicos. As flutuações nos valores de clorofila *a* e feofitina refletiram as elevações nas florações e os declínios senescentes, que por sua vez liberam pigmentos degradados diminuindo a clorofila ativa e aumentando seu produto de degradação.
- Pôde-se verificar que a mistura de águas promovida pelo ciclo das marés (salinidade) estabeleceu a dinâmica do fitoplâncton sem, no entanto, ter sido um fator limitante ao desenvolvimento das cianobactérias.
- Pôde-se verificar que os valores encontrados nos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e de uniformidade de Pielou (J') são compatíveis com ambientes costeiros, em áreas de florações, cujas águas apresentam-se bastante enriquecidas.
- A ocorrência de florações tóxicas, com detecção de microcistinas relacionadas a *Microcystisaeruginosa*, determinou as condições críticas para os usos preponderantes das águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, principalmente em relação ao consumo de pescado.
- Verificou-se uma ampla capacidade de desenvolvimento dos diversos gêneros de Cianobactérias em ambientes salobros, sob diferentes condições ambientais, verificando-se que as florações não sofreram influência determinante das concentrações dos nutrientes e nem do gradiente de salinidade.
- A amplitude de variação espaço-temporal das variáveis ambientais demonstrou a grande tolerância ecológica das cianobactérias, certamente como resultado de sua história evolutiva primitiva.
- O Complexo Lagunar de Jacarepaguá constitui-se hoje numa importante fonte de contaminação para o ecossistema da Barra da Tijuca, podendo trazer riscos à saúde humana e ao ambiente. A dominância de Cianobactérias nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi pelo longo período estudado, torna-se um fator cautelar, preocupante, que estabelece um estado de alerta, visto estas Cianobactérias serem potencialmente tóxicas e trazerem prejuízos a biota local.

5.2 – Recomendações

- Necessidade premente de revisão das normas ambientais, que não estabelecem análises de Cianobactérias em ambientes salobros. Os resultados obtidos com este estudo consubstanciam a idéia de que as cianobactérias são excelentes indicadores de qualidade das águas, recomendando-se assim que sejam utilizadas como **parâmetro de qualidade ambiental** também em corpos d'água salobros, classe 1, a exemplo do que já é preconizado na resolução CONAMA 357/05 MMA para águas doces.
- Necessidade de previsão e inclusão na referida norma, de valores para as densidades celulares, para estimativa de biomassa através da clorofila *a* e para as diversas cianotoxinas. Esta sugestão é, inclusive uma diretriz (“guideline”) da OMS/1988, que estabelece níveis aceitáveis de cianobactérias e clorofila *a* em águas destinadas à recreação.
- Dar continuidade ao monitoramento das florações de cianobactérias no Complexo Lagunar de Jacarepaguá com um novo desenho amostral de modo a elucidar algumas questões deste estudo (menor periodicidade, medições na coluna d'água e no sedimento).
- Realizar estudos batimétricos de modo a atualizar as informações das características físicas das lagunas.
- Realizar estudos sobre a bioacumulação de metais pesados nos organismos.
- Utilizar os indicadores biológicos em todos os programas de monitoramento ambiental do estado do Rio de Janeiro.
- Estabelecer planos de ação com estratégias ecológicas que minimizem os riscos potenciais das florações tóxicas no ambiente e na população.
- Realizar testes toxicológicos nos peixes comercializados pelas colônias de pesca nas áreas do complexo lagunar de Jacarepaguá.
- Realizar estudos experimentais, de modo a estabelecer um melhor conhecimento das estratégias das Cianobactérias e dos fatores que estimulam as respostas adaptativas das espécies.
- Incluir a Cianobactéria como parâmetro de qualidade de todas as águas para subsidiar o enquadramento de corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10520**: informação e documentação: citações em documentos - apresentação. Rio de Janeiro. 2002. 7p.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 6023**: informação e documentação: referências - elaboração. Rio de Janeiro. 2002. 24p.
- ALVES-DE SOUZA, C.; MENEZES, M.; HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 3, n.20, p.701-708, 2006.
- AMADOR, E.S. **Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos**: Homem e natureza. Tese de doutorado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1996. 539 p.
- AMBIENTAL, ENGENHARIA E CONSULTORIA Ltda. **Estudo de impacto ambiental e relatório de impacto ambiental para a implantação da infra-estrutura da Gleba F**. Rio de Janeiro, 2005, 145p.
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. **Cyanoprokaryota** 2.Teil/2nd Part: Oscillatoriales. SuSwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier GmbH, Munchen. 2005. 757p.
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes 5 – Stigonematales. **Algological Studies**. Stuttgart, v. 79, p. 1-73, 1990.
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. **Arch. Hydrobiol./Suppl.** v. 80, n. 1-4, **Algol. Studies**. Stuttgart, v. 50-53, p. 327-472, 1988.
- ANDREATTA, J.V.; SAAD, A.M.; MORAES, L.A.; SOARES, C.L.; MARA A.G.. Associações, similaridade e abundância relativa dos peixes da laguna de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n. 335, p. 1-25, 1992.
- APHA. American Publication Health Association. American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, 2005. 2668 p.
- ARAÚJO, D.S. **As comunidades vegetais das margens das lagoas de Jacarepaguá**: Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: FEEMA, Série Técnica 3, 1978, 35 p.
- ARAUJO, P. R. P. **Estudo dos macroinvertebrados bentônicos para avaliação da relevância para análise de deformidades morfológicas em larvas de chironomidae (Insecta: Diptera)**. Tese de Doutorado. Área de Biologia Parasitária. Instituto Oswaldo Cruz, 2000. 134p.
- AZEVEDO, M.T.P.; SOUZA, C.A.; MENEZES, M. Synechococcaceae (Cyanophyceae / Cyanobacteria) from a tropical brackish water lagoon, Brazil. **Algol. Studies**, Stuttgart, v. 94, p.45-61, 1999.

AZEVEDO, R. N. Monitoramento do Complexo Lagunar de Jacarepaguá quanto à presença de cianotoxinas. In: Encontro de biólogos dos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo. 15., 2006, Rio de Janeiro, **Painel**. 2006.

AZEVEDO, S.M.F.O. Cianobactérias tóxicas: causas e conseqüências para saúde pública. **Revista Brasileira Pesquisa e Desenvolvimento**, vol.3, n. 2, p. 81-94, 2001.

AZEVEDO, S.M.F.O. **Toxinas de cianobactérias**: causas e conseqüências para a saúde pública. Edição nº 3. Revista Virtual de Medicina. 2000. 15p. Disponível em <http://medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm>. Acesso em: 08 mar. 2007.

AZEVEDO, S.M.F.O. Effects of toxic cyanobacteria on enviromental quality and human health in Brazil. In: International Conference on Toxic Cyanobacteria, Beaufort, 4., 1998, Carolina do Norte. Estados Unidos. **Resumo...**, 1998.

AZEVEDO, S.M.F.O.; VASCONCELOS, V.M. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. In: ZAGATTO, P.A. ; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática. Princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, cap.18, p. 433-452, 2006.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMOUZE, J.P. Une mortalité de poissons dans une lagune tropicale (Brésil) durant une période de dominance de Cyanophyceae. Coincidence ou conséquence? Ver. Hidrobiol. Trop. v. 3, n. 27, p. 265-272, 1994.

BALECH, E. Los dinoflagelos del Atlântico Suddocidental. **Publicação Especial Instituto Espanhol Oceanográfico, Madrid**, n.1, 309p. 1988.

BARBIERO, R.P.; WELCH, E.B. Contribution of benthic blue-green algal recruitment to lake populations and phosphorous translocation. **Freshwater Biology**. v.27, p. 249-260, 1992.

BARNES, R.S.K. **Coastal lagoons. The natural history of a neglectes habitat**. Cambridge: University Press, 1980. 106p.

BARROS, S.C.M. **Desenvolvimento sustentável e participação comunitária: estudo exploratório de um complexo ambiental na Barra da Tijuca. Dissertação de mestrado**. Área Produção e Análise e Informação Geográfica. Escola Nacional de Ciências Estatísticas/IBGE, Rio de Janeiro, 2001. 154 p.

BERGESH, M.; ODEBRECHT, C. Characteristics and importance of planktonic flagellates in marine coastal and oceanyes ecosystems. In: FARIA, B.M.; FAYALLA, V.F.; ESTEVES, F.A. (eds.). **Aquatic microbial ecology in Brazil**. Rio de Janeiro: Oecologia Brasiliensis, v. 9, p.173-275, 2001.

BEYRUTH, Z. As Algas e a preservação da qualidade ambiental - Represa de Guarapiranga. In: Congresso Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27., 2000, **Resumo...**, p. 1-6, 2000.

BEYRUTH, Z. **Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-92**. aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para a reabilitação da qualidade ambiental. Tese de doutorado. Faculdade de saúde pública da USP, São Paulo, 1996.191p.

BEYRUTH, Z. Fitoplâncton em lagos do Parque Ecológico do Tietê. São Paulo, 1986-1987. Estudo para a reabilitação. **Revista DAEE – SABESP**, n. 172, p.11-13, 1993.

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**. Chave para identificação e descritores. São Carlos: RiMa, 2005. 489p.

BICUDO, C.E.M.; BICUDO, R.M.T. **Algas de águas continentais brasileiras. Chave ilustrada para identificação de gêneros**. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências. 1970. 228p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOLICA, M. Cianobactéria invasora. Aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, n. 3, p. 82-90, 2003.

BIZERRIL, C.R.S.F.; ARAUJO, P.M.C. Ictiofauna de ecossistemas fluviais e palustres da baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, RJ. **Acta Biológica Leopoldensia**, v. 2, n. 15, p. 51-65, 1993.

BLACKBURN, S.I.; MCCAUSLAND, M.A.; BOLCH, C.J.S.; NEWMAN, S.J.; JONES, G.J. Effect of salinity on growth and toxin production in cultures of the bloom-forming cyanobacterium *Nodularia spumigena* from Australian waters. **Phycologia**. v. 35, n. 6, p. 511-522, 1996.

BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A.; HYENSTRAND, P. Amonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Arch. Hidrobiol.**, v.2, n. 132, p. 141-164, 1994.

BOURELLY, P. Les algues d'eau douce, initiation à la systematique. Tome I : **Les algues vertes**. Paris : N. Boubée Cie., 1972. 572p.

BOURELLY, P. Les algues d'eau douce, initiation à la systematique. Tome III : **Les algues bleues et rouges, les eugléniens, peridiniens et cryptomonadiens**. Paris : N. Boubée Cie., 1970. 512p.

BOURELLY, P. Les algues d'eau douce, initiation à la systematique. Tome II : **Les algues jauns et brunes, les crysophycées, pheophycées, xantophycées e diatomées**. Paris : N. Boubée Cie., 1968. 450 p.

BOZELLI, R.L.; HUSZAR, V.L.M. Comunidades fito e zooplancônicas continentais em tempo de avaliação. **Limnotemas 3**. 2001 Disponível em: <<http://www.sblimno.org.br/limnotemas/limnotemasv.3.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2007.

BRAGA, B.; HESPAHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N. JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Pearson Prentice Hall. 2006. 318 p.

BRANCO, C.W.C. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de mestrado. Área de Ecologia. Universidade de Brasília, Distrito Federal, 1991. 334p.

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

BRANCO, S. M. Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária. 3ªed. CETESB, 1986. 640p.

BRANDÃO, L.H.; DOMINGOS, P. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. **Saúde & Ambiente em Revista**. v.1, n. 2, p. 40-50, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 518, de 25 de março de 2004. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 26 de março de 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas destinadas a balneabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 08 de janeiro 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Relatório Técnico. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha. Disponível em <<http://www.bdt.org.br/workshop/costa>>. Acesso em: 16 fev. 2007.

CALHEIROS, A.L.S. **Variação do nível relativo do mar nos últimos 7.000 anos a.p. na planície costeira de Jacarepaguá – Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. 113p.

CALIJURI, M.C. Ecologia do fitoplâncton em reservatórios. **Limnotemas 3**. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia. v. 3, n. 35, p. 76-79, 2006.

CALLEGARO, V.L.M.; ROSA, Z.M.; WERNER, V.R.. Comunidades fitoplanctônicas das Lagoas de Tramandaí e do Armazém, Tramandaí, Rio Grande do Sul. Brasil. **Iheringia, Ser. Bot.**, v. 28, p. 3-16, 1981.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limn. Ocen.**, v. 22, p.361-369, 1977.

CARMICHAEL, W.W. The Toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**, v. 270, n.1, p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **J. Appl. Bact.**, v. 72, p. 445-459, 1992.

CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; MOLICA, R.J.R.; JOCKIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.L.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARMOUZE, J.P. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo. Editora Edgar Bloucher: Fapesp, 1994. 254p.

CARVALHO, M.C. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo**. Tese de doutorado. Área de Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003. 112p.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma Técnica L5.303**. Fitoplâncton de água doce. Métodos qualitativo e quantitativo: método de ensaio. São Paulo, 22p. 2005.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health - consequences, monitoring and management**. World Health Organization. London: E & FN Spon, 1999. 416p.

CODD, G.A.; AZEVEDO, S.M.F.O.; BAGCHI, S.N.; BURCH, M.D.; CARMICHAEL, W.W.; HARDING, W.R.; UTIKLEN, H.C. CYANONET. A Global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management. Initial situation assessment and recommendations. **IHP-VI Technical Documente in Hidrology**. n. 76. UNESCO, PARIS, Working Series SC 2005/WS/55, 2005.

CODD, G.A. **Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control**. Ecological Engineering, v. 16, p. 51-60, 2000.

COHIDRO. Consultoria Estudos Projetos. **Estabilização da barra do canal de Sernambetiba e suas interligações com o complexo lagunar Jacarepaguá**. Estudo de impacto ambiental. SEMADUR/SERLA. v. 1-13, 2006. 1079 p.

COOD, J.; CHORUS, I.; BURCH, M. Design of moniotring programmes. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **Toxic cianobacteira in water: a guide to their public health – consequences, monitoring and management**. London: E&FN Spon, cap. 10, p. 313-328, 1999.

COOPER, V.C. Recent name changes in eukaryotic freshwater algae of New Zeland. **New Zeland Journal of Botany**. v. 39, p. 601-616, 2001.

COPPE / UFRJ / FEEMA. Projeto CT-HIDRO. Relatório final da meta 11. **Biomonitoramento da qualidade de água do rio Paraíba do Sul através da análise de macro-invertebrados bentônicos**. Rio de Janeiro, 2003. 131p.

CORRÊA, M. O Sertão carioca. **Revista do Instituto Histórico e Geographico**, v. 167, 1936. 478 p.

CYBIS, L. F.; BENDATI, M. M.; MAIZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R.; DOMINGUES, C. D. **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. 64p.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral.** São Paulo: Vozes, 1973. 472p.

DESIKACHARY, T.V. **Cyanophyta.** Bombay: Pyareal Sah at the Times of India Press, 1959. 686p.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento.** Rio de Janeiro: ABES, 1995. 140p.

DOMINGOS, P. Ecologia do Fitoplâncton em Lagoas Costeiras. **Limnotemas 3.** Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia. v. 3, n. 35, p. 79-82, 2006.

DOMINGOS, P. **Dominância de cianobactérias produtoras de microcistinas na lagoa de Jacarepaguá (RJ).** Tese de doutorado. Área de Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001. 108p.

DOMINGOS, P.; HUSZAR, V.L.M.; CARMOUZE, J.P. Composition et biomasse du phytoplankton d'une lagune tropicale (Brésil) au cours d'une période marquée par une mortalité de poissons. **Ver. Hydrobiol. Trop.**, v. 27, p.235-250, 1994.

DOMINGOS, P.; MAGALHÃES, V.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. Ocorrência de cianofíceas tóxicas na Lagoa de Jacarepaguá. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 6., São Carlos (SP), **Resumos...**, São Paulo, 1997.

DOMINGOS, P.; MENEZES, M. Taxonomic remarks on planktonic phytoflagellates in a hypertrophic tropical lagoon (Brazil). **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 297-313, 1998.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575p.

ESTEVES, F.A.; BARBIERI, R.; ISHII, H.; CAMARGO, F.M. Estudos limnológicos em algumas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. In: Sem. Reg. Ecol., 3., São Carlos, **Anais...** São Carlos: São Paulo, p. 25-38, 1983.

FALCONER, I.R.; FITZGERALD, D.J. Human health aspects. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **A guide to their public health consequences, monitoring and mangement.** London: E&FN Spon., cap.4, p. 113-153, 1999.

FALCONER, I.R.; HUMPAGE, A.R. Tumour promotion by cyanobacterial toxins. **Phycologia**, n. 35, supl.6, p.74-79, 1996.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Monitoramento do fitoplâncton nos rios Paraíba do Sul e Guandu.** Rio de Janeiro, 2002a. 59 p.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Qualidade da água da Lagoa Rodrigo de Freitas**. Relatório Técnico. Avaliação biológica e físico-química. Monitoramento dos aportes externos. Rio de Janeiro, 2002b. 77p.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Qualidade das águas do Estado do Rio de Janeiro. Período 1987 a 1989. Corpos d'água da região Norte e Nordeste e lagoas do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, v. III, 1991.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Reservatórios e Lagos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 1988. 177p.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Cadernos Feema. **Quadro da situação Ambiental da Baixada de Jacarepaguá**. Rio de Janeiro, 1984. 107p.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Relatório 19. **Estudo do Complexo Lagunar da Barra da Tijuca – Fase I: Lagoa de Jacarepaguá**. Rio de Janeiro, 1982. 37p.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Cadernos Feema. **Problemas de Eutrofização no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 1981. 51p. (Série Congressos)

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Cadernos Feema. **Diagnóstico ambiental do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 1980 a. 15p.

FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Estudo sobre a flora e a fauna de represa do Camorim e área circunvizinha**. Rio de Janeiro, 1980 b. 44p.

FERNANDES, H. R. S. M. **Abordagem geoquímica nos estudos da poluição por metais pesados no sistema fluvial do sistema lagunar da baixada de Jacarepaguá - RJ**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal fluminense, Niterói, 1991. 122p.

FERNANDES, V. O. **Estudos limnológicos da lagoa de Jacarepaguá (RJ): variáveis bióticas e mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em *Typha dominguensis* PERS.** Dissertação de mestrado. Área de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 1993. 131p.

FERRÃO-FILHO; A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. F. O. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. **Aquatic Toxicology**. Elsevier. n. 59, p.201-208, 2002.

FERREIRA, A.C.S. **Dinâmica do fitoplâncton de um reservatório hipereutrófico Reservatório Tapacurá, Recife, PE) com ênfase em *Cylindrospermopsis raciborskii* e seus morfotipos**. Dissertação de mestrado. Área de Ciências Biológica – Botânica. Museu Nacional. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002. 79 p.

FONSECA, A. Efeito da drenagem urbana nas características físico-químicas e biológicas da água superficial na Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC, Brasil). **Biotemas**, v. 19, n. 2, p. 7-16, 2006.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, Ministério da Saúde, 2003. 56 p.

GASIUNAITĖ, Z.R.; CARDOSO, A.C.; HEISKANEN, A.S.; HENRIKSEN, P.; KAUPPILA, P.; OLENINA, I.; PILKAITYTE, R.; PURINA, I.; RAZINKOVAS, A.; SAGERT, S.; SCHUBERT, H.; WASMUND, N. Seasonality of coastal phytoplankton in the Baltic sea: influence of salinity and eutrophication. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 65, p. 239-252, 2005.

LINHARES, S.; GEWANDSZNASDER, F. **Biologia**. Editora Ática, 2005. 560p.

GOMES, C. L.; MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. Isolamento e cultivo de cianofíceas tóxicas da lagoa de Jacarepaguá (RJ). In: Simpósio Brasileiro de Restingas e Lagoas Costeiras, 2., **Resumo...** Rio de Janeiro, 1998a.

GOMES, C. L.; MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. Bioacumulação de microcistinas em peixes da lagoa de Jacarepaguá (RJ). In: Colóquio Brasileiro de Algas Nocivas, 1º., **Resumo...** Santa Catarina, 1998b.

GRAHAM, L.E.; WILCOX, L. W. **Algae**. Upper Saddle Rivers: Prentice-Hall Inc., 2000. 603p.

HAPPEY-WOOD, C.M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C.D. (Ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 103-133, 1988.

HARIS, G.P.; SMITH, R.E.H. Observations of small-scale spatial patterns in phytoplankton populations. **Limnological and Oceanography**, v.22, n.5, p. 887-889, 1977.

HENRY, R.; USHINOHANA, E.; FERREIRA, R.M.R. Fitoplancton em três lagoas marginais ao rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Rev. Brasil. Bot.**, v. 29, n. 3, p. 399-414, 2006.

HUBER-PESTALOZZI, G. **Das Phytoplankton des Süßwasser**. Systematik und Biologie – Blaualgen. Bakterie. Pielze. Stuttgart: E Schweizerbart'sche, 1938. Teil 1, 342p.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. **Limnotemas**. Sociedade Brasileira de Limnologia. v. 2, p. 1-21, 1999.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; ESTEVES, F. A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 3, n. 50, p. 585- 598, 1990.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; DOMINGOS, P.; MARINHO, M. M.; MELO, S. Phytoplankton species reveal trophic status, in three Brazilian tropical lakes, better than OECD variables. **Hydrobiologia**, n. 369-370, p.59-71, 1998.

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

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico / Rio de Janeiro**. 2000.

INMET. Gráficos meteorológicos para o Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>> Acesso: 15 maio 2007.

JACQUET, S. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). **Harmful algae**, n. 4, p. 651- 672, 2005.

JARDIM, F. A. **Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1999.104p.

JARDIM, F. A.; CAVALIERIE, S. O.; GALLINARI, P. C.; VIANNA, L. N. L. Metodologia para contagem de cianobactérias em células/ML. Um novo desafio para o analista de laboratórios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 3, p. 109-111, jul./set. 2002.

JENSEN, H. S.; ANDERSEN, F. O. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. **Limnology and Oceanography**, v.3, n.37, p.577-589, 1992.

JESUS, A. R. S.; ODEBRECHT, C. Impacto da herbivoria do microzooplâncton no fitoplâncton no estuário da lagoa dos Patos (verão). **Atlântica**, Rio Grande, v. 24, n. 1, p. 37-44, 2002.

JESUS, A. R. S.; ODEBRECHT, C. Fitoplâncton e nutrientes inorgânicos no estuário da lagoa dos Patos: experimentos de enriquecimento em laboratório. **Atlântica**, v. 21, p.59- 75, 1999.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; NA, J. S.; CARDOSO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, E. A.; MELO FILHO, D. A.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JAVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 13, n. 338, p. 873-878, 1998.

KIRCHMAN, D. L. **Microbial Ecology of the Oceans**. New York: A. John Wiley & Sons, Inc. Publication, 2000. 525p.

KJERFVE, B. **Costal lagoon process**. Elsevier Sci. Publ., 1994. 577p.

KJERFVE, B.; SCHETTINI, C. A. F.; KNOPPERS, B.; LESSA, G.; FERREIRA, H. O. Hydrology and salt balance in a large, hypersaline costal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 42, n.6, p. 701-725, 1996.

KLAVENESS, D. Ecology of the cryptomonadida: a first review. In: SANDGREN, C. D. **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 105-133, 1988.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota. 2. Teil. Oscillatoriales. In: BÜDEL, B. et al. (Ed.) **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. (Büdel,B; Krienitz,L.;Gartner,G.;Schagerl, eds.) Berlin: Heidelberg: Elsevier / Spektrum, v. 19, pt.2, 2005.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota. 1. Teil. Chroococcales. In: ETT L, H. et al. (Ed.) **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Berlin: Gustav Fischer., v. 19,1999. 546 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 5 - Stigonematales. **Algol. Studies**, Stuttgart, v. 59, p. 1-73, 1990.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 - Nostocales. **Arch. Hydrobiol./Suppl.** v. 82, n. 3, **Algol. Studies**, Stuttgart, v. 56, p. 247-345, 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 3 - Oscillatoriales. **Arch. Hydrobiol./Suppl.** v. 80, n. 1-4, **Algol. Studies**, Stuttgart, v. 50-53, p. 327-472, 1988.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J.; SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SENNA, P. A. C. Two common *Microcystis* species (Chroococcales, Cyanobacteria) from tropical America, including *M. panniformis* sp. nov. **Cryptogamie, Algologie**, v. 23, n. 2, p. 159-177, 2002.

KONRATH, J. TEDESCO, C. D.; SCHWARZBOLD, A. Structural interchanges of phytoplanktonic and periphytic microalgae communities of a Southern Brazilian coastal lake. **J. Phycol.**, v. 31, p. 248-263, 1997.

KRAMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Achanthaceae, Kristisch Ergänzungen Zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtlitera turverzeichnis. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H.; MOLLENHAUER, D. (eds) **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart: Gustav Fischer, v. 2, n. 4, 1991. 437p.

KRAMER,K.;LANGE-BERTALOT, H. Bacillariaceae. 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart: Gustav Fischer. Verl., 1991. v. 2, n. 3, 576p.

KRAMER,K.;LANGE-BERTALOT, H. Bacillariaceae. 2. Epithemiaceae, Surirellaceae. **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart: Gustav Fischer. Verl., 1988. v. 2, n. 2, 596p.

KRAMER,K.;LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. 1. Naviculaceae.**Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart: Gustav Fischer. Verl., 1986. v. 2, n. 1, 876p.

LAMEGO, A. R. **Jacarepaguá – A Terra e o Homem**. Rio de Janeiro: Ed. do Autor. 1974. 50p.

LAMEGO, A. R. **O Homem e a Restinga**. Rio de Janeiro: Lidador Ltda. 1946. 307p.

LANDSBERG, J. H. **Reviews in Fisheries Science**. CRC Press LLC, v.10. 2002. 390 p.

LAUDARES-SILVA, R.; SENNA, P. A. C.; TORGAN, L. Variação da composição e densidade do fitoplâncton na lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, durante um ciclo anual. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 7., 1999, Florianópolis. **Resumos 480**. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Limnologia. 1999.

LEGENDRE, L. ; LEGRENDE, P. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier. 1983. 419p.
LIARS. MICROARS Consultoria e Projetos Ltda. **Levantamento batimétrico com amostragem e análise geológica e de metais pesados em sedimentos de fundo na lagoa da Tijuca**. Rio de Janeiro. Relatório final 01/02 – SERLA, 2002. 65p.

LIMA, J. B.; YUNES, J. S. Efeito do sal marinho granulado no controle de cianobactérias nocivas em mananciais. **Vector**, v. 13, n. 2, p.27-36, 2003.

LINHARES, E. K. Delimitação de áreas para gestão ambiental: uma contribuição ao estudo de bacias hidrográficas urbanas. In: Encontro Nacional de Estudos Populacionais, 16., **Resumo...** Caxambú (MG): ABEP. 17p. 2004.

LOBO, V. C. Uma análise da atuação dos agentes sociais no processo de produção do espaço urbano da baixada de Jacarepaguá. Apresentação social. Acesso em: <<http://email.terra.com.br/cgi-bin/webmail.exe/Apresentação-social-Jpa.htm>>. Disponível em: 11 nov. 2006.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marina**. v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LORENZEN, C. J. Determination of Chlorophyll and Phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 2, p. 281-286, 1967.

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

LUND, J. W. G; TALLING, J. F. Botanical limnological methods with special reference to the algae. **The Botanical Review**, v. 23, n. 8/9, p. 489-583, 1957.

MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá lagoon, Brazil. In: REGUERA, B. ; BLANCO, J.; FERNÁNDEZ, M. L.; WYATT, T. (eds.), **Harmful Algae**. Xunta de Galicia and IOC of UNESCO Publishers, p. 26-28, 1998.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Bioacumulação de microcistinas (hepatotoxinas de cianobactérias) em músculos de peixes: risco potencial para a saúde humana. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 7., 1999, Florianópolis. **Resumos 536**. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Limnologia. 1999.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ed.Omega. 1983. 1010p.

MARGALEF, R. Life – forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. **Oceanologica Acta**, n.1, p.493-509, 1978.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Ed. Omega. 1974. 951p.

MARGALEF, R. Comunidades fitoplanctônicas em lagunas litorales. **Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras**. UNAM/UNESCO. México,D.F., p.545-562, 1969.

MARGALEF, R. Information Theory in Ecology. **General Systems**, n. 3, p. 36-71, 1958.

MARINHO, M. M. **Ecologia do fitoplâncton do reservatório de Juturnaíba, Araruama – RJ, Brasil**: estrutura e dinâmica da comunidade, aspectos ecofisiológicos e metodológicos. Tese de doutorado. Área de Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000. 104p.

MARQUES, J. S. **A participação dos rios no processo de sedimentação da baixada de Jacarepaguá**. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 1990. 435p.

MARQUES, J. S. Estruturação do sistema ambiental da baixada de Jacarepaguá. **Geografia**, v. 9, n.17-18, p. 197-194, 1984.

MATHIAS, A. M. F. **A qualidade das águas e o fitoplâncton do ecossistema costeiro da Barra da Tijuca e Recreio dos Bandeirantes (Rio de Janeiro-Brasil)**. Dissertação de mestrado. Área Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. 106p.

MATHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 361-376, 1999.

MENEZES, M.; DIAS, I. C. A. **Biodiversidade de algas de ambientes continentais do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 2001. 256 p.

MOISANDER, P. H.; McCLINTON, E.; PAERL, H. W. Salinity effects on growth, photosynthetic, and nitrogenase activity in estuarine planktonic cyanobacteria. **Microbial Ecology**. v. 43, p.432-442, 2002.

MOLICA, R. J. R. **Efeitos da intensidade luminosa no crescimento e produção de microcistinas em duas cepas de *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elekin (Cyanophyceae)**. Dissertação de Mestrado. Área de Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1996. 88p.

MOORE, R. E. Toxins from blue-green algae. **BioScience**, vol. 27, n. 12, p. 797-802, 1977.

MORAES, L. A. F.; ANDREATTA, J. V. Relações tróficas entre as cinco espécies de peixes mais representativas nas margens da laguna de Jacarepaguá, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 11, n. 4, p. 789-800, 1994.

MUEHE, D.; VALENTINI, E. **O Litoral do Rio de Janeiro: Uma caracterização físico-ambiental**. Projeto PLANAGUA-SEMA-GTZ. FEMAR, 1998. 123p.

NASCIMENTO, F. C. R.; FEITOSA, F. A. N.; MUNIZ, K. Avaliação do padrão sazonal e espacial da densidade fitoplanctônica e parâmetros abióticos na bacia do Pina (Recife-PE-Brasil). In: Semana Nacional de Oceanografia, 13., 2000, Itajaí. **Resumos...**, 2000. p. 475-477.

NAVAS-PEREIRA, D.; HENRIQUE, R. M. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. **Ver. Bras. Biol.**, v. 2, n. 56, p. 441-450, 1996.

NOGUEIRA, M.; OLIVEIRA, R.; CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J. Espécies indicadoras de eutrofização nos estuários do Tejo e do Sado. In: Conferência Lusófona sobre o sistema Terra – CluSTer, 1., 2006, Lisboa. **Resumos...** Lisboa: IGBP, 2006. p. 1-3.

OCHOA, N.; TARAZONA, J. Variabilidad temporal de pequena escala em el fitoplâncton de Bahía independência, Pisco, Peru. **Rev. Peru. Biol.**, v. 1, n. 10, p. 59-66, 2003.

ODEBRECHT, C.; AZEVEDO, S. M. F. O.; GARCIA, V. M. T.; HUSZAR, V. L. M.; MAGALHÃES, V. F.; MENEZEZ, M.; PROENÇA, L. A. O.; RORIG, L. R.; TENENBAUM, D. R.; VILLAC, M. C.; YUNES, J. S. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: Estado del arte y proyectos en curso. In: SAR, E. A.; FERRARIO, M. E.; REGUERA, B. (eds.) **Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano**. Instituto Español de Oceanografía, cap. 10, p. 217-233, 2002.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara. 1988, 434p.

ODUM, E. P. La diversidad como función del flujo de energia. In: DOBBEN, W. H. Van and LOWE-McCONNEL, R. H. (Eds.) **Conceptos unificadores en ecologia**. Barcelona: Blume, p.150-156, 1980.

ODUM, E. P. **Fundamentals of Ecology**. 3ªed. Philadelphia: W.B. Saunders Co. 1971. 574p.

OECD. Organization for Economic Cooperation and Development. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control**. Paris: OECD, 1982. 154p.

OLIVEIRA, A. C. P. **Efeitos de fatores físicos, químicos e biológicos no processo de remoção de microcistinas**. Tese de Doutorado. Área de Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2003. 143p.

OLIVEIRA, A. C. P.; GÔMARA, G. A.; SAMPAIO, G. F. Composição florística do complexo lagunar de Jacarepaguá e toxicidade de cianobactérias. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 10., 2005, Ilhéus, **Resumo...**, Bahia. 2005.

OLIVEIRA, A. C. P.; SAMPAIO, G. F.; GÔMARA, G. A. Relato de hepatoxinas na Lagoa de Marapendi. In: Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 9., 2006, São Pedro, **Resumo...**, São Paulo. 2006.

PAERL, H. W. Marine Plankton. In: WHITTON, B. A.; POTTS, M. **The ecology of Cyanobacteria Their diversity in time and space**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 2000. 669p.

PAERL, H. W. Growth and reproductive strategies of blue-green algae (Cyanobacteria). In: SANDGREN, C. D. (Ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 103-133, 1988.

PALMER, C. M. Importância de las algas en los abastecimientos de agua. In: PALMER, C.M. (ed.). **Algas en abastecimientos de agua**. México: Editorial Interamericana SA, p. 5-8, 1962.

PETTERSEN, K.; HERLITZ, E. & ISTIVAOVICS, V. The role of *Gloeotrichia echinulata* in transfer of phosphorus from sediments to water in lake Erken. **Hidrobiologia**. v.253, p.123-129, 1993.

PEINADOR, M. Las cianobacterias como indicadores de contaminación orgánica. Disponível em <<http://www.ots.ac.cr/tropiweb/read/revistas/47-3/peinador.html>> Acesso em: 18 maio 2007.

PIMENTA, L. C.; MARQUES, J. S. Consequências de uma ocupação intensa para o ambiente lagunar de Jacarepaguá: O caso das lagoas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, p.10, 2003, Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos...** Rio de Janeiro, 2003. 9 p. Disponível em: <<http://geografia.igeo.uerj.br/xsbgfa/cdrom/eixo3/3.4/318/318.htm>>. Acesso em: 14 maio 2007.

PINTO-COELHO, R.M. **Fundamentos da Ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000. 252p.

PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. Fundação RIO-ÁGUAS. **Programa de reabilitação ambiental da bacia de Jacarepaguá**. [s.n.], 1999.

PROENÇA, L.A.O.; TAMANAHA, M.S.; SOUZA, N. O dinoflagelado tóxico *Gymnodinium catenatum* Graham nas águas do sul do Brasil: ocorrência, pigmentos e toxinas. **Atlântica**, v. 23, p. 59-65, 2001.

PROENÇA, L.A.O.; VILLAC, M.C. Informe Nacional / Brasil. In: Taller Regional de Planificación Científica sobre Floraciones de Algas Nocivas en Sudamérica, Guayaquil, Ecuador. Disponível em:<http://www.cttmar.univali.br/proenca/publicações/informebrasil_Fansa.pdf>. Acesso em: 18 maio. 2006.

RANGEL, L.M. **Dinâmica nictemeral do fitoplâncton do lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, SP**. Monografia de graduação. Universidade Gama Filho. Rio de Janeiro. 2006. 50 p.

REVISTA RIO-ÁGUAS. Prefeitura do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Fundação Rio-Águas, ano I, n.1, 1999.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. 564p.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. London: Cambridge University Press. 1984. 384p.

REYNOLDS, C.S.; WALSBY, A.E. Water blooms. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 50, p. 437-481, 1975.

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. 5ª ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A. 2003. 503 p.

ROBERTO, S.; PEREIRA, D.N. Processamento de amostras e contagem de organismos fitoplanctônicos. **Revista Cetesb de Tecnologia**, v. I, n. 2, p.89 -94, 1987.

RODRIGUES, A.F.F. Evolução da Engenharia do Ambiente em Portugal e na Europa. **Eng. Ambient.**, v.1, n.1, p. 11-16, 2004.

ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (orgs.). **Lições de Limnologia**. São Carlos: RIMA. 2003. 532p.

ROSA, C.E.; SOUZA, M.S.; YUNES, J.S.; PROENÇA, L.A.O.; NERY, L.E.M.; MONSERRAT, J.M. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: characteristics and effects on *Laonereis acuata* (Polychaeta, Nereididae). **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 956-964, 2005.

ROUND, F.E. **The Ecology of Algae**. Cambridge: University Press.London. 1981. 653 p.

ROUND, F.E. **Biologia das Algas**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Dois S.A. 1973. 263p.

SAIEG-FILHO, E. **Ecologia do fitoplâncton marginal na lagoas da baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro - RJ**. Monografia de bacharelado. Instituto de Biologia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 1986.150p.

SALAS, H.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.

SALOMON, G.O.F.; SALOMON, P.S.; YUNES, J.S. Efeito da salinidade sobre o crescimento de uma cepa de *Microcystis aeruginosa* isolada do estuário da lagoa dos Patos. In: Semana Nacional de Oceanografia, 11., 1998, Rio Grande, RS. **Resumo expandido**, RG, 1998.

SAMPAIO, G.F.; GÔMARA, G.A.; OLIVEIRA, A.C.P.; RIGUETTI, A.L.; BARBOSA FILHO, O. Ocorrência de cianobactérias na Praia da Barra da Tijuca (Rio de Janeiro). In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 11., 2007, Macaé, **Resumo...**, RJ, 2007.

SANDGREN, C.D. **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. 442p.

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

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUIARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência. 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; SENNA, P.A.C.; KOMÁREK, J.; KOMARKOVÁ, J. Planktonic cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: chroococcales. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 213-227, 2004.

SANTOS, V. B.; SAMPAIO, G.F.; GÔMARA, G. A.; OLIVEIRA, A. C. P. Bioacumulação de microcistinas no pescado (*Tilapia* sp.) da Lagoa de Jacarepaguá (RJ). In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 11., 2007, Macaé, **Resumo...**, RJ. 2007.

SCHELSKE, C.L. In situ and natural phytoplankton assemblage bioassay. In: SCHUBERT, L.E. (ed.). **Algal as ecological indicators**. London: Academic Press, p.15-47, 1984.

SCHOPF, J.W. The oldest evidence of life on earth. **Conferência:** [1994?]. Instituto de Estudos Avançados, Universidade de São Paulo, SP: [s.n.]. Disponível em: <http://hanskrause.de/HKHPP/hkhpp_01_03.htm>. Acesso em: 25 jul. 2007.

SCHOPF, J.W. Ritmo e modo da evolução microbiana pré-cambriana. **Estudos avançados**, v. 23, n.9, p. 195-216. 1995.

SEMERARO, J.; COSTA, A.F. Plâncton e a poluição nas Lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, **Resumo...** Assunção, Paraguai, p. 1-31, 1972.

SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Int. Ver. Limnol.* v. 24, p.38-54, 1990.

SILVA, D. **Dinâmica de populações de *Microcystis aeruginosa* (Cyanobactéria) em pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, SP, Brasil.** Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente. Dissertação de Mestrado. Área de Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente. Universidade de São Paulo, 2005. 146p.

SILVA, S. R. F. A. Análise da Dinâmica da Eutrofização de Corpos D'água a partir de um Modelo Matemático. In: Congresso Nacional de Engenharia Mecânica, 2., **Resumo...**, p.1-9, 2002.

SILVA e SILVA, L.H.; IESPA, A.A.C.; DAMAZIO, C.M. Trombólitos e cianobactérias da lagoa Pernambuco, Holoceno do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia e Ciências da Terra**, v.6, n.2, p. 243-250, 2006.

SILVA e SILVA, L.H.; DAMAZIO, C.M.; IESPA, A.A.C. Identificação de cianobactérias em sedimentos da lagoa Pitanguinha, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 28, n. 1, p. 92-100, 2005.

SILVA e SILVA, L.H.; SENRA, M.C.E.; FARULO, T.C.L.M.; CARVALHAL, S.B.V.; ALVES, S.A.P.M.N.; DAMAZIO, C.M.; SHIMIZO, V.T.A.; SANTOS, R.C.; IESPA, A.A.C.. Estruturas microbianas recentes da lagoa Pernambuco, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 7, n. 2, p. 189-192, 2004.

SMITH, R.E.H.; KALFF, J. Competition for phosphorous among co- occurring freshwater phytoplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 3,n. 28, p.448-464, 1983.

SMITH, S.V.; SWALNEY, D.P.; BARTHLEY, J.D.; SANDEI, P.T.; MCLAUGHLIN, C.J. Humans, hydrology and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. **Bio Science**, v. 3, n. 53, p. 235-245, 2003.

SOARES, M.L.G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. In: **Scielo Brazil: Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 1-18, 1999.

SOARES, R.M. **Acúmulo, depuração e efeitos de microcistinas (hepatotoxinas de cianobactéria) em *Tilapia rendalli* (Cichlidae)**. Dissertação de mestrado. Área de Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999. 79p.

SOMMER, U. **Plankton Ecology: sucession in plankton communities**. New York: Springer-Verlag, 1989. 386p.

SONDOTÉCNICA Engenharia de Solos S.A. **Estudo de impacto ambiental para o projeto de recuperação ambiental da macrobacia de Jacarepaguá**. Diagnóstico do meio físico. Rio de Janeiro, v.2, 1998 a, 148p.

SONDOTÉCNICA Engenharia de Solos S.A. **Estudo de impacto ambiental para o projeto de recuperação ambiental da macrobacia de Jacarepaguá**. Diagnóstico do meio biótico. Rio de Janeiro, v.3, 1998 b, 108p.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. A manual of sea water analysis. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canadá, Ottawa, n. 125, 1960. 185p.

TER BRAAK, C.J.F. Canoco-a Fortran program for canonical community ordination by (partial) detrended (canonical) correspondence analysis and redundancy analysis waging ITI-TNO, 1990.

TECMA. Tecnologia em Meio Ambiente Ltda. **Monitoramento ambiental das praias do município do Rio de Janeiro: avaliação da balneabilidade em associação com os forçantes climáticos**. Rio de Janeiro: Secretaria Municipal de Meio Ambiente. 2006.

TOMAS, C.R. **Identifying marine phytoplankton**. San Diego: Academic Press, 1997. 700p.

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

TUNDISI, J.G. Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios. São Carlos: **Instituto Internacional de Ecologia**, 1999. 24p.

UEHLINGER, V. Étude statistique des méthodes de denombrement planctonique. **Arch. Sci.**, v. 17, n. 2, p. 122-223, 1964.

UTERMÖHL, H. Perfeccionamento del metodo cuantitativo del fitoplancton. Michigan: Comun. Assoc. Int. Limno. Teor. Apl., n. 9, 1958. 89 p.

VALENTIN, J.L. **Ecologia Numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 117p.

VALENTIN, J.L. Programa Despoluição Baía de Guanabara. Projeto B. **Relatório parcial nº 1 da consultoria sobre Ecologia Numérica**. Rio de Janeiro: FEEMA, 1998. 42p.

WERNER, V.R. **Cyanophyceae / Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagunas da planície costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil**. Tese de Doutorado. Área de Biologia Vegetal. Universidade Estadual Paulista de Rio Claro, São Paulo, 2002. 363p.

WHITE, S.H.; DUIENVOORDEN, L.J.; FABBRO, L.D. A decision-making framework for ecological impacts associated with the accumulation of cyanotoxins (cylindrospermopsin and microcystin). **Research and Managenet**, v. 10, p. 25-37, 2005.

WHITTON, B.A.; POTTS, M. **The ecology of cyanobacteria their diversity in time and space**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 2000. 669 p.

WHO. World Health Organization. Guidelines for safe recreational waters. 1998. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe1/en/>. Acesso em: 16 fev. 2007.

WILLÉN, T. Phytoplankton as a critéria of quality water. **Acta Botânica Fennica**, n.110, p.47-52,1979.

YUNES, J.S. **Florações de algas (cianobactérias) nocivas: homem vítima ou culpado?** Disponível em <<http://www.cianobacterias.furg.br/cianonews/2002>>. Acesso em: 08 mar. 2007.

YUNES, J.S. Ecotoxicologia em lagoas costeiras – Florações de cianobactérias tóxicas na laguna dos Patos. In: ESTEVES, L.A. e LACERDA, L.D. (Eds.). **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Rio de Janeiro: NUPEM / UFERJ, 2000. 394p.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 1996. 917p.

ZEE, D.M.W.; FORTES, J.D.; MOREIRA, M.H.R.; LUZ, L.B.; CARVALHO, N.V. Estudo da taxa de renovação e capacidade de recuperação do canal de Marapendi. Instituto de Geociências. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 1992. 107p.

ZEILHOFER, L.V.A.C. **Estrutura das comunidades perifíticas de Testacea (Protozoa/Rhizopoda) na avaliação de impacto orgânico no rio Cuiabá – perímetro urbano**. Dissertação de mestrado. Área de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002. 144p.

ZINK, K.G.; FURTADO, A.L.; CASPER, P. Organic matter composition in the sediment of three Brazilian coastal lagoons: district of Macaé, Rio de Janeiro (Brazil). **Anais Academia Brasileira de Ciências**,v. 76, n. 1, p. 29-47, 2004.

APÊNDICE A – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna de Jacarepaguá nos anos de 2004, 2005 e 2006.

Data de coleta	19/2/2004	13/5/2004	30/6/2004	29/7/2004	19/8/2004	14/10/2004
Transp. Água (m)	0,30	0,15	0,15	0,30	0,20	0,30
Temp. Água (°C)	30,0	24,7	25,2	20,4	24,0	25,9
Salinidade (g/kg)	1,4	2,6	3,4	2,5	3,3	5,3
Condutividade (mS/cm)	2,64	4,53	5,72	3,56	5,49	9,57
pH	8,80	8,60	8,40	8,90	8,20	9,10
OD (mg/L)	16,18	11,23	12,00	13,50	13,10	8,00
N Kjeldahl (mg/L)	2,00	2,20	5,20	3,00	4,00	2,90
N amoniacal (mg/L)	0,70	0,20	0,05	0,02	0,09	0,70
Nitrito (mg/L)	0,100	0,200	0,300	0,080	0,100	0,010
Nitrato (mg/L)	0,040	0,020	0,300	<0,01	0,070	0,040
Fosforo total (mg/L)	0,70	1,00	1,30	0,75	0,90	0,80
Ortofosfato (mg/L)	0,40	0,50	0,60	0,20	0,40	1,10
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	99,79	158,24	386,10	384,91	617,46	315,41
Feofitina (µg/L)	72,35	40,84	0,01	0,01	59,88	155,43
Densidade Total (cel/mL)	394.976	312.227	609.460	1.511.572	1.717.941	898.836
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	331.995	299.497	576.967	1.112.909	1.419.111	890.461
Densidade Outros (cel/mL)	62.981	12.730	32.493	398.663	298.830	8.375

Data de coleta	16/2/2005	24/5/2005	11/8/2005	1/9/2005	1/10/2005	23/11/2005	14/12/2005
Transp. Água (m)	0,30	0,40	0,20	0,15	0,30	0,30	0,20
Temp. Água (°C)	29,8	24,3	23,6	26,7	27,5	28,1	28,3
Salinidade (g/kg)	2,0	2,3	3,0	5,5	2,8	3,0	0,7
Condutividade (mS/cm)	4,24	4,03	5,59	9,79	5,49	31,70	1,32
pH	9,20	7,60	7,20	8,00	8,20	9,30	7,80
OD (mg/L)	11,00	3,00	9,40	9,20	8,80	24,40	8,40
N Kjeldahl (mg/L)	4,00	3,80	4,60	5,20	6,00	3,00	0,04
N amoniacal (mg/L)	0,10	1,60	0,70	2,20	2,00	0,08	0,15
Nitrito (mg/L)	0,002	0,100	0,100	0,050	0,100	0,002	0,040
Nitrato (mg/L)	0,010	0,010	0,100	0,020	0,040	<0,01	0,020
Fosforo total (mg/L)	0,80	0,90	0,70	1,40	1,20	1,10	0,70
Ortofosfato (mg/L)	0,70	0,70	0,70	1,00	0,80	0,40	0,30
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	218,30	78,41	368,87	383,76	64,15	136,32	82,86
Feofitina (µg/L)	62,37	27,62	12,83	150,83	25,66	41,43	59,34
Densidade Total (cel/mL)	1.520.284	801.346	1.383.603	772.535	905.873	470.357	596.319
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	1.504.204	775.216	1.339.378	753.775	872.372	462.317	560.809
Densidade Outros (cel/mL)	16.080	26.130	44.225	18.760	33.501	8.040	35.510

Data de coleta	29/3/2006	28/6/2006	6/7/2006	30/8/2006	27/9/2006	31/10/2006	28/11/2006	26/12/2006
Transp. Água (m)	0,20	0,30	0,30	0,20	0,30	0,20	0,30	0,30
Temp. Água (°C)	29,3	23,9	22,7	21,9	27,2	27,1	29,2	29,0
Salinidade (g/kg)	0,5	0,8	1,9	6,5	5,8	4,0	3,7	2,9
Condutividade (mS/cm)	13,78	13,00	3,78	11,33	10,00	9,00	6,80	5,31
pH	7,60	7,23	7,90	7,70	6,90	7,30	8,50	5,65
OD (mg/L)	7,40	5,40	10,20	5,00	7,50	8,40	8,00	3,20
N Kjeldahl (mg/L)	3,50	2,00	4,50	7,00	5,00	5,00	3,50	1,60
N amoniacal (mg/L)	1,90	1,80	2,00	1,70	1,40	1,40	0,70	0,90
Nitrito (mg/L)	0,010	0,090	0,030	0,020	0,200	0,030	0,009	0,020
Nitrato (mg/L)	0,080	0,080	0,020	0,050	0,200	0,060	0,010	0,010
Fosforo total (mg/L)	1,50	0,50	1,50	1,50	1,50	1,00	1,50	1,00
Ortofosfato (mg/L)	0,55	0,30	0,50	1,10	0,75	0,75	0,80	0,55
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	61,48	114,35	113,44	211,67	197,80	104,25	203,15	165,73
Feofitina (µg/L)	45,17	0,01	59,98	86,34	299,91	67,89	17,64	120,55
Densidade Total (cel/mL)	694.865	1.066.010	804.029	7.595	352.096	65.660	1.042.558	1.189.291
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	660.694	1.057.300	792.639	3.350	196.651	63.484	1.001.017	1.152.441
Densidade Outros (cel/mL)	34.171	8.710	11.390	4.245	155.445	2.176	41.541	36.850

APÊNDICE B - Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna de Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006.

Data de coleta	19/2/2004	13/5/2004	30/6/2004	29/7/2004	19/8/2004	14/10/2004
Transp. Água (m)	0,3	0,2	0,15	0,15	0,15	0,3
Temp. Água (°C)	29,2	24,6	24	20,2	23,3	25
Salinidade (g/kg)	2,1	4,6	3,6	2,9	6,3	6,3
Condutividade (mS/cm)	3,69	7,01	5,90	4,88	10,07	11,40
pH	8,20	8,00	7,90	8,80	8,10	8,90
OD (mg/L)	8,99	3,52	14,40	10,30	0,37	7,80
N Kjeldahl (mg/L)	6,00	4,00	7,00	3,00	6,50	3,60
N amoniacal (mg/L)	1,10	2,10	1,90	0,40	2,20	2,10
Nitrito (mg/L)	0,10	0,10	0,30	0,10	0,01	0,20
Nitrato (mg/L)	0,04	0,03	0,15	0,06	0,04	0,04
Fosforo total (mg/L)	0,85	1,10	1,70	1,00	1,50	1,30
Ortofosfato (mg/L)	0,50	0,70	0,90	0,40	0,80	0,90
Clorofila a (µg/L)	63,18	261,13	282,57	491,83	446,39	299,37
Feofitina (µg/L)	66,10	15,22	0,01	45,17	51,32	132,84
Densidade Total (cel/mL)	90.452	444.893	582.917	670.075	510.557	492.126
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	68.007	431.158	540.374	512.621	306.870	481.746
Densidade Outros (cel/mL)	22.445	13.735	42.543	157.454	203.687	10.380

Data de coleta	16/2/2005	24/5/2005	11/8/2005	1/9/2005	11/10/2005	23/11/2005	14/12/2005
Transp. Água (m)	0,3	0,4	0,2	0,15	0,3	0,3	0,2
Temp. Água (°C)	29,6	23,7	23,7	26,4	26,2	30	25
Salinidade (g/kg)	2,2	2,2	3,2	6,4	5,5	3,2	1,1
Condutividade (mS/cm)	4,69	3,82	5,82	11,28	9,84	31,80	2,08
pH	9,40	7,20	9,40	6,90	8,00	8,30	8,60
OD (mg/L)	12,00	0,60	7,40	7,80	8,40	22,60	6,20
N Kjeldahl (mg/L)	6,00	4,20	6,00	7,00	8,00	5,00	0,20
N amoniacal (mg/L)	0,07	2,30	2,00	2,40	2,35	0,08	0,10
Nitrito (mg/L)	0,01	0,01	0,10	0,03	0,01	0,01	0,03
Nitrato (mg/L)	0,02	<0,01	0,10	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
Fosforo total (mg/L)	1,20	1,00	0,70	1,30	1,40	0,50	0,80
Ortofosfato (mg/L)	0,70	0,70	0,60	1,00	1,10	0,50	0,30
Clorofila a (µg/L)	336,48	65,80	390,25	204,93	256,61	114,94	144,34
Feofitina (µg/L)	59,75	24,88	64,15	245,38	244,85	79,65	12,83
Densidade Total (cel/mL)	927.646	337.690	1.172.543	1.426.481	1.189.293	881.752	688.783
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	907.546	317.255	1.147.082	1.278.406	1.076.059	875.722	660.643
Densidade Outros (cel/mL)	20.100	20.435	25.461	148.075	113.234	6.030	28.140

Data de coleta	29/3/2006	28/6/2006	6/7/2006	27/9/2006	31/10/2006	28/11/2006	26/12/2006
Transp. Água (m)	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,35
Temp. Água (°C)	28,5	21	22	27,3	27,1	30,6	30,3
Salinidade (g/kg)	0,9	0,8	2,3	7,1	4,5	4,5	3,5
Condutividade (mS/cm)	18,80	12,00	4,43	11,00	9,20	9,05	6,46
pH	8,00	7,64	7,60	6,70	8,40	8,32	5,77
OD (mg/L)	6,80	5,40	0,80	7,60	9,10	6,00	3,00
N Kjeldahl (mg/L)	4,00	6,50	8,00	5,00	9,00	5,50	2,60
N amoniacal (mg/L)	0,70	2,00	4,80	1,40	0,85	1,90	1,60
Nitrito (mg/L)	0,02	0,08	0,01	0,20	0,09	0,01	0,01
Nitrato (mg/L)	0,04	0,03	<0,01	0,20	0,05	0,02	0,02
Fosforo total (mg/L)	1,00	1,00	1,00	1,50	1,50	1,50	1,50
Ortofosfato (mg/L)	0,40	0,35	0,35	0,70	0,80	0,90	0,70
Clorofila a (µg/L)	97,56	50,57	15,89	261,95	628,16	320,76	140,94
Feofitina (µg/L)	38,09	27,31	73,11	202,08	112,80	38,49	284,31
Densidade Total (cel/mL)	96.646	539.212	554.154	353.101	94.807	294.810	735.686
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	94.971	526.472	528.024	184.591	91.792	288.109	723.626
Densidade Outros (cel/mL)	1.675	12.740	26.130	168.510	3.015	6.701	12.060

APÊNDICE C – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna da Tijuca nos anos de 2004, 2005 e 2006 .

Data de coleta	19/2/2004	13/5/2004	30/6/2004	29/7/2004	19/8/2004	14/10/2004
Transp. Água (m)	0,25	0,7	0,2	0,2	0,3	0,3
Temp. Água (°C)	28,4	24,7	24,1	21,6	24,5	27,7
Salinidade (g/kg)	17,3	24,1	5,6	6,8	10,2	15
Condutividade (mS/cm)	25,00	35,90	8,92	10,64	15,59	25,7
pH	7,60	7,90	7,60	7,90	7,70	7,40
OD (mg/L)	4,28	4,03	5,26	8,27	19,80	0,30
N Kjeldahl (mg/L)	6,00	1,40	8,00	5,00	7,90	8,10
N amoniacal (mg/L)	1,50	1,40	2,60	1,90	1,80	2,50
Nitrito (mg/L)	0,020	0,050	0,050	0,100	0,060	0,030
Nitrato (mg/L)	0,10	0,01	0,02	0,09	0,03	0,01
Fosforo total (mg/L)	1,00	0,50	2,20	1,20	1,15	1,20
Ortofosfato (mg/L)	0,60	0,40	1,10	0,60	0,46	0,90
Clorofila a (µg/L)	60,59	60,14	555,92	649,50	339,41	50,07
Feofitina (µg/L)	13,01	23,12	0,01	113,86	309,8	56,26
Densidade Total (cel/mL)	283.084	162.814	130.989	829.488	473.035	100.668
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	237.188	116.584	100.336	536.019	188.946	84.423
Densidade Outros (cel/mL)	45.896	46.230	30.653	293.469	284.089	16.245

Data de coleta	16/2/2005	24/5/2005	11/8/2005	1/9/2005	11/10/2005	23/11/2005	14/12/2005
Transp. Água (m)	0,7	0,4	0,8	0,3	0,3	0,4	0,3
Temp. Água (°C)	28,9	24,9	22,7	25,6	25,1	26,5	27,3
Salinidade (g/kg)	7,6	10,1	24,9	18,7	15,6	10,0	1,4
Condutividade (mS/cm)	13,35	15,46	40,10	30,20	25,80	5,17	2,50
pH	9,00	7,10	8,20	8,20	8,40	8,40	7,20
OD (mg/L)	16,60	1,40	8,00	2,60	5,20	9,20	4,20
N Kjeldahl (mg/L)	5,00	4,00	1,65	4,80	9,00	4,20	0,30
N amoniacal (mg/L)	0,10	2,50	1,20	2,20	0,60	1,20	0,30
Nitrito (mg/L)	0,070	0,007	0,050	0,006	0,050	0,009	0,010
Nitrato (mg/L)	0,03	<0,01	0,07	<0,01	0,05	0,02	0,01
Fosforo total (mg/L)	1,10	0,95	0,65	1,20	1,70	1,50	0,80
Ortofosfato (mg/L)	0,50	0,65	0,40	0,80	0,40	0,06	0,40
Clorofila a (µg/L)	472,70	83,16	160,38	75,18	383,77	66,82	113,60
Feofitina (µg/L)	88,63	15,25	<0,01	184,43	150,89	32,34	25,79
Densidade Total (cel/mL)	788.109	186.935	340.372	932.673	1.594.320	349.752	259.298
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	709.722	160.805	207.708	464.997	1.537.704	333.002	254.608
Densidade Outros (cel/mL)	78.387	26.130	132.664	467.676	56.616	16.750	4.690

Data de coleta	29/3/2006	28/6/2006	6/7/2006	30/8/2006	27/9/2006	31/10/2006	28/11/2006	26/12/2006
Transp. Água (m)	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,35
Temp. Água (°C)	27,2	22	22	21	28	28	29,9	30,2
Salinidade (g/kg)	5,7	9,0	10,6	16,4	21,8	7,0	8,5	12,0
Condutividade (mS/cm)	8,98	15,00	17,96	27,00	15,00	12,00	14,70	20,30
pH	7,20	8,12	7,50	7,80	7,20	8,00	8,30	6,24
OD (mg/L)	1,40	8,00	<0,1	4,60	5,60	8,40	9,40	3,00
N Kjeldahl (mg/L)	5,00	2,00	6,50	5,00	3,50	1,80	4,00	3,00
N amoniacal (mg/L)	1,90	1,30	2,40	1,00	1,70	0,35	1,80	1,30
Nitrito (mg/L)	0,003	0,010	0,004	0,040	0,060	0,010	0,020	0,040
Nitrato (mg/L)	0,05	0,04	<0,01	0,06	0,06	0,07	0,05	0,03
Fosforo total (mg/L)	1,50	0,30	1,00	1,00	1,00	0,20	1,50	1,00
Ortofosfato (mg/L)	0,60	0,10	0,45	0,55	0,40	0,20	0,75	0,60
Clorofila a (µg/L)	73,51	15,06	19,44	4,01	61,48	9,36	310,07	60,14
Feofitina (µg/L)	19,11	23,94	10,04	185,91	71,37	10,30	34,21	185,91
Densidade Total (cel/mL)	532.334	324.291	426.804	249.252	127.298	20.837	214.407	369.852
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	515.919	309.551	412.734	197.661	29.816	10.586	138.025	262.649
Densidade Outros (cel/mL)	16.415	14.740	14.070	51.591	97.482	10.251	76.382	107.203

APÊNDICE D – Valores brutos das variáveis ambientais e biológicas analisadas na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006.

Data de coleta	19/02/04	13/5/2004	30/06/04	29/7/2004	19/8/2004	14/10/2004
Transp. Água (m)	0,20	0,20	0,15	0,30	0,30	0,30
Temp. Água (°C)	31,7	26,1	24	21,4	24,2	26,4
Salinidade (g/kg)	13,2	16,5	16,5	14,3	13,4	19,4
Condutividade (mS/cm)	20,30	24,50	24,10	21,30	22,30	32,00
pH	9,40	8,60	9,00	8,60	7,60	8,50
OD (mg/L)	4,60	19,00	13,00	9,80	19,90	6,20
N Kjeldahl (mg/L)	3,80	4,00	3,40	3,60	5,10	4,20
N amoniacal (mg/L)	0,02	0,30	0,30	0,60	0,14	0,01
Nitrito (mg/L)	0,010	0,080	0,005	0,200	0,060	0,003
Nitrato (mg/L)	0,01	0,02	0,01	0,10	0,07	0,01
Fosforo total (mg/L)	0,70	0,80	0,85	0,80	0,79	1,10
Ortofosfato (mg/L)	0,30	0,40	0,30	0,40	0,32	0,50
Clorofila a (µg/L)	53,46	71,28	291,97	406,29	216,51	130,98
Feofitina (µg/L)	0,01	75,91	0,01	97,65	28,60	290,02
Densidade Total (cel/mL)	347.741	172.531	156.450	761.816	1.225.473	2.157.475
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	290.120	147.071	135.010	399.333	705.535	58.292
Densidade Outros (cel/mL)	57.621	25.460	21.440	362.483	519.938	2.099.183

Data de coleta	16/2/2005	24/5/2005	11/8/2005	1/9/2005	11/10/2005	23/11/2005	14/12/2005
Transp. Água (m)	0,10	0,50	0,30	0,20	0,30	0,20	0,30
Temp. Água (°C)	29	24,3	23,5	26,9	26,5	29	27
Salinidade (g/kg)	17,3	13,8	17,2	18,5	16,2	6,8	9,1
Condutividade (mS/cm)	30,30	20,70	28,00	29,80	27,20	19,60	15,40
pH	8,70	8,40	9,40	8,40	8,80	8,50	9,10
OD (mg/L)	13,40	6,60	10,60	12,40	2,00	10,00	10,20
N Kjeldahl (mg/L)	3,40	3,00	3,20	3,20	4,40	2,20	0,15
N amoniacal (mg/L)	0,10	0,50	0,20	0,09	0,20	0,60	0,01
Nitrito (mg/L)	0,006	0,030	0,010	0,002	0,100	0,050	0,001
Nitrato (mg/L)	0,01	0,02	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01
Fosforo total (mg/L)	0,80	0,80	0,50	1,00	0,90	1,00	1,10
Ortofosfato (mg/L)	0,45	0,50	0,40	0,50	0,50	0,60	0,60
Clorofila a (µg/L)	42,77	65,80	200,48	64,15	383,77	197,80	315,41
Feofitina (µg/L)	30,83	24,88	30,29	25,66	150,83	37,96	32,61
Densidade Total (cel/mL)	1.122.290	507.877	1.198.004	726.976	1.594.658	390.623	598.330
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	988.956	36.181	129.315	18.760	83.083	237.188	552.100
Densidade Outros (cel/mL)	133.334	471.696	1.068.689	708.216	1.511.575	153.435	46.230

Data de coleta	29/3/2006	28/6/2006	6/7/2006	30/8/2006	27/9/2006	31/10/2006	28/11/2006	26/12/2006
Transp. Água (m)	0,20	0,30	0,30	0,60	0,30	0,30	0,40	0,30
Temp. Água (°C)	27,4	20	22,2	21,5	28	28	29,4	31,8
Salinidade (g/kg)	4,0	13,3	15,2	20,0	19,4	18,0	18,5	5,9
Condutividade (mS/cm)	6,45	22,30	24,40	32,20	30,00	28,90	30,04	10,50
pH	8,70	7,72	8,30	7,80	7,00	9,10	7,00	6,85
OD (mg/L)	4,20	8,00	12,00	6,20	5,30	8,80	4,80	2,40
N Kjeldahl (mg/L)	4,50	3,50	4,00	2,00	3,00	6,00	3,50	3,50
N amoniacal (mg/L)	0,70	2,60	2,40	1,10	1,50	1,20	0,09	2,60
Nitrito (mg/L)	0,002	0,040	0,090	0,060	0,090	0,100	0,002	0,020
Nitrato (mg/L)	0,01	0,03	0,07	0,09	0,15	0,06	0,01	0,04
Fosforo total (mg/L)	1,50	1,00	1,00	1,00	1,50	1,50	1,50	1,50
Ortofosfato (mg/L)	0,75	0,70	0,45	0,50	0,70	1,10	0,60	1,10
Clorofila a (µg/L)	108,26	1,27	106,92	21,38	232,55	139,00	76,95	50,79
Feofitina (µg/L)	97,56	131,49	50,25	41,30	102,38	145,41	0,01	162,52
Densidade Total (cel/mL)	148.743	181.574	331.708	19.930	42.540	142.379	2.422.809	901.850
Dens. Cianobactérias (cel/mL)	125.127	99.163	132.713	10.553	9.715	97.153	2.326.997	796.659
Densidade Outros (cel/mL)	23.616	82.411	198.995	9.377	32.825	45.226	95.812	105.191

APÊNDICE E - Lista geral dos táxons fitoplanctônicos identificados através das análises qualitativas e quantitativas nas lagunas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi, com as respectivas frequências de ocorrência. Os táxons representados com (*) foram registrados somente nas análises qualitativas.

LISTA DE TÁXONS	Ocorrência - Rara(R) / presente(P), frequente(F) / constante(C)			
	JC	CM	TJ	MR
CLASSE CYANOPHYCEAE (CIANOBACTÉRIAS)				
1. <i>Aphanizomenon</i> sp. (Lemmermann) Ralfs	F	F	F	P
2. Cf. <i>Glaucospira</i> sp.	-	R	-	R
3. <i>Jaaginema subtilissima</i> (Kützing ex De Toni) Anagnostidis e Komárek	C	C	C	F
4. Cf. <i>Planktolyngbya</i> sp.	-	-	R	-
5. <i>Gleiterinema splendidum</i> (Greville ex. Gomont) Anagnostidis	*	*	-	-
6. <i>Oscillatoria</i> sp.	R	R	-	R
7. <i>Planktothrix</i> sp. Anagnostidis et Komárek	C	C	F	-
8. <i>Pseudanabaena</i> sp.	P	P	F	P
9. <i>Spirulina</i> sp.	P	R	P	-
10. Filamentosas não identificada	R	P	R	P
11. <i>Merismopedia</i> cf. <i>glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	-	-	-	R
12. <i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	C	F	F	R
13. <i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing	F	F	P	P
14. <i>Microcystis</i> sp.	P	P	P	*
15. <i>Chroococcus</i> sp.	R	R	R	-
16. <i>Aphanothece</i> sp.	R	R	R	R
17. <i>Aphanocapsa</i> sp.	R	R	R	R
18. <i>Synechococcus</i> sp. Nägeli	*	P	P	*
19. <i>Synechocystis</i> sp. Sauvageau	P	P	*	F
20. Chroococcales colonial 1	P	F	P	R
21. Chroococcales colonial 2	-	R	R	R
22. Chroococcales colonial 3	-	-	R	-
23. Chroococcales colonial 4	-	R	-	P
24. Chroococcales unicelular	P	P	P	P
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMÁCEAS)				
25. <i>Asterionellopsis glaciales</i> (Castracane) Round	*	*	*	*
26. <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	-	-	R	-
27. <i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	*	*	*	*
28. <i>Nitzschia pungens</i> Grunow ex Cleve	*	*	*	*
29. <i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmermann	*	R	R	*
30. <i>Chaetoceros</i> sp.	P	P	F	P
31. <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	F	R	R	F
32. <i>Cyclotella</i> sp.	*	F	F	*
33. <i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reiman e Lewi	-	-	P	P
34. <i>Leptocylindrus danicus</i> Ehrenberg	*	*	*	*
35. <i>Leptocylindrus minimus</i> Gran	*	*	*	*
36. <i>Melosira varians</i> C. Agardh	*	*	*	*
37. <i>Thalassiosira</i> cf. <i>decepiens</i> (Grunow) Jorgensen	-	R	R	R
38. <i>Thalassiosira</i> sp.	F	P	F	F
39. <i>Urosolenia eriensis</i> (H.L.Smith) Round e Crawford	R	-	-	R
40. Centrales não identificadas	-	-	-	R
41. <i>Cocconeis</i> sp.	-	-	R	-
42. <i>Cymbella</i> sp.	*	*	*	*
43. <i>Encyonema</i> sp.	-	-	R	-
44. <i>Entomoneis alata</i> Ehrenberg	*	*	*	*
45. <i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson) Kützing	*	*	*	*

LISTA DE TÁXONS (continuação)	Ocorrência - Rara(R) / presente(P), frequente(F) / constante(C)			
	JC	CM	TJ	MR
46. <i>Eunotia</i> sp.	-	-	R	-
47. <i>Fragilaria</i> sp.	R	R	R	-
48. <i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	*	*	*	*
49. <i>Guinardia flaccida</i> (Castracane) H. Peragallo	-	-	R	-
50. <i>Gomphonema</i> sp.	R	-	-	-
51. <i>Gyrosigma</i> sp.	*	*	*	*
52. <i>Navicula</i> sp.	P	P	P	R
53. <i>Nitzschia</i> spp.	*	*	*	*
54. <i>Phaeodactylum tricornutum</i> Bohlin	*	*	*	*
55. <i>Pleurosigma naviculaceum</i> Brébisson	*	*	*	*
56. <i>Pseudonitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden	*	*	*	*
57. <i>Rophalodia</i> sp.	-	R	-	-
58. <i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve	-	-	R	-
59. <i>Surirella</i> sp.	*	*	*	*
60. Penales não identificadas	P	P	P	P
CLASSE CHLOROPHYCEAE (CLOROFÍCEAS)				
61. <i>Closteriopsis</i> sp.	R	*	-	R
62. <i>Choricystis</i> sp.	-	R	R	P
63. <i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	R	*	-	-
64. <i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	*	R	-	R
65. <i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	R	-	-	R
66. <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	R	R	R	-
67. <i>Eutetramorus</i> sp.	*	*	*	*
68. <i>Golenkinia</i> sp.	R	R	-	-
69. <i>Kirchneriella</i> sp.	R	R	P	-
70. <i>Kirchneriella obesa</i> (West e West) Schmidle	*	*	*	*
71. <i>Micractinium</i> sp.	R	R	*	*
72. <i>Micractinium pusillum</i> Fraesenius	*	*	*	*
73. <i>Monoraphidium cf. komarkovae</i> Nygaard	R	R	R	R
74. <i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	P	R	P	R
75. <i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Komárková-Legnerová	P	P	P	R
76. <i>Monoraphidium</i> sp. Komárková-Legnerová	P	P	P	R
77. <i>Oocystis lacustris</i> Chodat	R	R	P	P
78. <i>Oocystis</i> sp.	P	P	R	P
79. <i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	*	*	*	*
80. <i>Pediastrum duplex</i> Meyen	R	R	-	-
81. <i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	-	R	-	-
82. <i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmerman	-	-	R	-
83. <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	P	P	R	R
84. <i>Scenedesmus alternans</i> Reinsch	R	-	R	-
85. <i>Scenedesmus javanensis</i> Chodat	*	*	*	*
86. <i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	*	R	*	R
87. <i>Scenedesmus</i> sp.	R	P	R	-
88. <i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) Hegewald (= <i>Scenedesmus spinosus</i> Chodat)	R	R	-	R
89. <i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Gugl.) Hegewald (= <i>Scenedesmus bicaudatus</i> Hangerg Chodat)	R	R	-	-
90. <i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.Richter) E Hegewald (= <i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter)	R	-	-	-
91. <i>Desmodesmus maximus</i> (W.G.S.West) E.Hegewald (= <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson)	P	R	R	R
92. <i>Tetraëdron minimum</i> (Braun) Hansgirg	*	*	*	*
93. <i>Tetraëdron triangulare</i> (Chodat) Komárek	R	R	R	P

LISTA DE TÁXONS (continuação)	Ocorrência - Rara(R) / presente(P), frequente(F) / constante(C)			
	JC	CM	TJ	MR
94. Chlorococcales colonial não identificadas	R	R	-	R
95. Chlorococcales unicelular não identificadas	F	F	F	F
96. <i>Chlamydomonas</i> sp.	P	P	F	-
CLASSE XANTHOPHYCEAE (XANTOFÍCEAS)				
97. cf. <i>Istomoclorum</i> sp. Skuja	-	-	-	R
CLASSE PRASINOPHYCEAE (PRASINOFÍCEAS)				
98. <i>Pedinomonas</i> sp.	R	R	R	R
99. <i>Pyramimonas grossi</i> Parke	R	R	F	F
100. <i>Pyramimonas orientalis</i> Butcher	*	*	*	*
101. <i>Pyramimonas</i> sp.	P	R	-	-
102. <i>Resultor</i> sp.	-	R	-	R
103. Prasinofíceas não identificadas	R	R	R	-
CLASSE CRYPTOPHYCEAE (CRIPTOFÍCEAS)				
104. <i>Chroomonas</i> sp.	R	R	P	R
105. <i>Cryptomonas</i> cf. <i>erosa</i> Ehrenberg	R	R	R	R
106. <i>Cryptomonas</i> spp.	F	F	C	C
107. cf. <i>Hemiselmis</i> sp.	R	R	R	P
108. Cryptomonadales não identificadas	P	R	P	P
CLASSE EUGLENOPHYCEAE (EUGLENOFÍCEAS) (8)				
109. <i>Euglena acus</i> Ehrenberg	*	*	*	*
110. <i>Euglena</i> sp.	*	*	*	*
111. <i>Eutreptia</i> sp.	*	*	*	*
112. <i>Eutreptiella</i> sp.	*	*	*	*
113. <i>Phacus caudatus</i> Hübner	*	*	*	*
114. <i>Trachelomonas</i> sp.	R	-	-	R
115. <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	*	*	*	*
116. Euglenales não identificadas	R	-	P	P
CLASSE DINOPHYCEAE (DINOFLAGELADOS)				
117. <i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin	*	*	*	*
118. <i>Oxytoxum</i> sp.	-	-	-	R
119. <i>Peridinium</i> spp.	P	R	R	P
120. <i>Prorocentrum balticum</i> (Lohmann) Loeblich	-	-	-	R
121. <i>Prorocentrum gracile</i> Schütt	*	*	*	*
122. <i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller	-	-	R	P
123. <i>Prorocentrum</i> sp.	-	-	R	R
124. <i>Gymnodinium</i> sp1.	-	-	-	R
125. Gymnodiniales não identificados	R	-	-	R
126. Peridiniales não identificados	R	-	R	P
CLASSE CHRYSOPHYCEAE (CRISOFÍCEAS)				
127. <i>Kephyrion</i> sp.	R	*	-	-
CLASSE RAPHYDOPHYCEAE (RAFIDOFÍCEAS)				
128. cf. <i>Chatonela</i> sp.	R	-	-	-
FITOFILAGELADOS				
129. Fitoflagelados não identificados	F	F	F	P
NANOPLÂNCTON				
130. Nanoplânctônicos não identificados	P	P	P	P

APÊNDICE G – Densidade total do fitoplâncton (cel/mL), riqueza e diversidade específica na laguna do Camorim nos anos de 2004, 2005 e 2006.

LAGUNA DO CAMORIM	19/2/2004	13/5/2004	30/6/2004	29/07/04	19/8/2004	14/10/2004	16/2/2005	24/5/2005	11/8/2005	19/9/2005	11/10/2005	23/11/2005	14/12/2005	29/3/2006	30/5/2006	28/6/2006	7/7/2006	27/09/06	31/10/2006	29/11/2006	26/12/06
CLASSE CYANOPHYCEAE																					
<i>Oscillatoria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirulina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20.101	0	0	0	0	0	0	0	0	12.060	0	0
<i>Aphanizomenon</i> sp.	25.461	5.360	2.010	93.803	0	0	37.521	148.075	0	6.030	0	36.181	30.151	1.670	0	21.441	21.441	17.086	5.360	61.865	135.345
<i>Jaaginema</i> sp.	5.360	38.526	0	288.110	174.206	127.305	140.705	83.753	0	187.607	777.229	348.413	107.204	0	221.108	154.609	134.050	92.128	10.553	0	166.836
<i>Planktothrix</i> sp.	33.501	291.125	498.498	54	0	7.705	0	60.637	452.937	87.103	26.800	108.544	330.322	61.307	99.834	294.141	166.166	59.967	7.538	118.594	38.191
<i>Pseudanabaena</i> sp.	0	14.740	5.025	0	0	0	0	3.685	0	0	18.761	0	0	28.476	0	162.816	0	0	3.015	0	0
<i>cf. Glaucospira</i> sp.	0	4.355	0	30.151	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Não identificadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80.403	0	0	0	0	0	0	0	10.385	0	6.477	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.720	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340
<i>Aphanothece</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20.101
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0	0	0	5.360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	9.380	34.841	0	10.720	8.040	4.020	4.020	5.360	120.604	160.806	53.602	40.201	0	32.161	29.481	13.400	0	0	0	2.680
<i>Microcystis</i> sp.	0	0	0	56.952	0	0	0	0	67.002	0	9.380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	32.831	0	318.261	649.923	8.710	616.423	335.012	33.501	293.471	132.665	0	0	0	0	0	32.496	100.280	329.652
<i>Synechocystis</i> sp.	3.685	67.672	0	1.340	24.120	0	0	0	2.680	1.340	0	0	0	0	0	0	0	670	10.218	0	0
<i>Synechococcus</i> sp.	0	0	0	4.020	0	0	0	0	0	0	8.040	0	0	0	0	0	0	0	4.522	0	0
Chroococcales colonial 1	0	0	0	0	97.824	6.700	70.352	8.375	0	0	20.101	10.050	0	0	16.081	26.800	30.151	0	3.015	0	18.761
Chroococcales colonial 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	134.005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chroococcales colonial 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	324.962	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chroococcales unicelular	0	0	0	0	0	13.735	5.025	0	5.360	0	0	25.461	9.380	2.178	0	0	0	4.355	3.015	893	10.720
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE																					
<i>Cyclotella cf. meneghiniana</i>	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella</i> sp.	670	335	167	0	0	335	670	670	0	670	1.340	0	670	670	0	670	9.380	670	0	447	1.340
<i>Chaetoceros cf. muelleri</i>	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetoceros</i> sp.	0	0	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	670	1.340
<i>Thalassiosira cf. decipiens</i>	0	0	0	118.594	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> sp.	670	2.680	28.643	0	154.106	1.005	2.010	0	0	0	18.761	0	0	0	0	0	2.010	101.174	0	670	0
<i>Rophalodia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> sp.	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	447	0
<i>Navicula</i> sp.	670	0	0	0	0	0	0	2.345	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Não identificadas	0	0	0	0	2.680	335	670	335	0	0	1.340	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0
CLASSE PRASINOPHYCEAE																					
<i>cf. Resolitor</i> sp.	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramimonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	447	0
<i>Pyramimonas grossi</i>	0	0	0	0	4.020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0
Não identificadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CLASSE CHLOROPHYCEAE																					
<i>Choricystis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.355	4.690	0	0	0	0
<i>Golenkinia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340
<i>Coelastrum microporum</i>	4.020	0	0	8.040	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicryosphaerium pulchellum</i>	0	0	0	10.720	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kirchneriella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.005	0	0	0
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	0	335	167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium convolutum</i>	335	335	502	0	1.005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670
<i>Monoraphidium contortum</i>	0	0	0	0	2.680	0	335	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium</i> sp.	0	0	0	0	2.680	0	335	1.340	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micractinium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	21.441	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oocystis lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.010	0	447	0
<i>Oocystis</i> sp.	0	0	0	670	0	335	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0
<i>Pediastrum tetras</i>	2.345	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	5.360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus acuminatus</i>	1.340	0	2.680	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.360	0	1.340	0	0
<i>Scenedesmus acutus</i>	1.340	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	2.680	0	0	0
<i>Scenedesmus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0	2.680	0	670	1.005	0	0	0
<i>Tetraëdron triangulare</i>	0	0	335	0	0	335	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorococcales unicelular	0	0	0	12.060	10.720	1.340	7.370	12.395	0	0	0	2.680	8.710	0	5.360	2.010	2.680	43.551	335	670	0
Chlorococcales colonial	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	10.050	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0	0	0	0	1.005	2.010	0	0	670	0	0	2.010	0	0	0	0	0	1.340	0	0	2.680
CLASSE CRYPTOPHYCEAE																					
<i>Cryptomonas erosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	670	0	0	0	0	0	0
<i>Chroomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0
<i>Cryptomonas</i> sp.	0	4.355	3.350	670	18.761	1.670	1.340	0	0	0	1.340	0	670	0	1.340	0	1.340	0	0	0	670
Cryptomonadales	0	0	0	0	0	0	0	0	2.010	0	8.040	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FITOFLAGELADOS																					
Não identificados	5.695	5.695	4.522	4.020	5.360	3.015	0														

APÊNDICE I – Densidade total do fitoplâncton (cel/mL), riqueza e diversidade específica na laguna de Marapendi nos anos de 2004, 2005 e 2006.

LAGUNA DE MARAPENDI	19/2/2004	13/5/2004	30/6/2004	29/7/2004	19/8/2004	14/10/2004	16/2/2005	24/5/2005	11/8/2005	1/9/2005	11/10/2005	23/11/2005	14/12/2005	29/3/2006	30/5/2006	28/6/2006	6/7/2006	30/8/2006	27/9/2006	31/10/2006	28/11/2006	26/12/2006
CLASSE CYANOPHYCEAE																						
<i>Oscillatoria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14.070	0	0	0	0	34.841	0	0	0	0	0
<i>Arthrospira</i> sp.	0	0	0	0	0	6.700	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanizomenon</i> sp.	0	0	0	281.410	0	0	0	0	0	5.360	0	114.574	99.164	0	0	89.281	0	0	0	0	0	0
<i>Jaguinema</i> sp.	22.446	17.756	0	0	20.100	0	221.108	0	0	0	0	0	221.108	35.176	147.405	46.902	33.550	0	6.700	25.796	665.335	28.811
<i>Pseudanabaena</i> sp.	0	27.136	0	0	553.440	0	0	0	33.501	0	0	0	0	0	15.410	0	0	10.553	3.015	0	0	0
Filamentosas não identificadas	0	0	0	0	0	3.685	0	26.801	0	0	29.481	0	58.292	0	0	13.400	0	0	0	23.451	0	0
<i>Aphanothece</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20.100	0	0
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0	0	0	13.400	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60.302	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia glauca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.680
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	97.153	0	0	0	0	0	0	0	87.103	170.856	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis</i> sp.	267.674	102.179	135.010	7.370	113.234	45.227	0	4.020	48.912	0	0	0	0	0	0	7.370	4.020	0	0	9.045	0	0
Chroococcales colonial 3	0	0	0	0	18.761	0	0	5.360	46.902	13.400	53.602	21.441	0	0	14.070	31.491	0	0	0	0	1.661.662	765.168
Chroococcales colonial 1	0	0	0	0	0	271.360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chroococcales colonial 2	0	0	0	0	0	87.103	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chroococcales unicelular	0	0	0	0	0	408.715	0	0	0	0	0	0	2.680	670	0	0	0	0	0	18.761	0	0
	290.120	147.071	135.010	399.333	705.535	58.292	988.956	36.181	129.315	18.760	83.083	237.188	552.100	125.127	176.885	99.163	132.713	10.553	9.715	97.153	2.326.997	796.659
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE																						
<i>Cylindrotheca closterium</i>	8.375	0	0	0	0	12.060	670	0	0	0	0	0	0	1.172	0	0	0	0	0	0	0	2.010
<i>Cyclotella</i> cf. <i>meneghiniana</i>	335	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12.060	4.020	670	335	8.710	5.360	8.040	670	1.670	2.010	0	12.060
<i>Chaetoceros</i> cf. <i>mueleri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetoceros</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25.461	670	2.848	8.040	670	0	0	0	17.756	4.020	10.720
<i>Thalassiosira</i> T. <i>decipiens</i>	0	0	0	105.864	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> sp.	36.181	3.685	335	0	7.705	2.680	12.060	0	0	215.748	52.262	0	1.507	0	0	0	0	670	670	1.005	4.690	0
<i>Urosolenia eriensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	335	0	0	0
<i>Navicula</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Não identificadas	0	0	0	0	0	1.340	0	0	670	0	0	0	670	0	6.030	0	0	0	0	0	0	0
CLASSE PRASINOPHYCEAE																						
cf. <i>Resolva</i> sp.	0	0	0	8.040	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0
<i>Pedinomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	33.501	0	0	0	0	0	0	1.005	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramimonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramimonas grossi</i>	670	1.005	0	8.040	4.020	670	0	0	18.761	49.582	24.791	6.030	0	0	6.700	50.251	109.884	335	1.340	0	8.040	0
Não identificadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	837	0	0	0	0	0
CLASSE EUGLENOPHYCEAE																						
<i>Trachelomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0
Euglenales	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	167	0	0	0
CLASSE CHLOROPHYCEAE																						
<i>Choricystis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.680	6.700	0	0	335	0	0
<i>Closteropsis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.010	0	0	0	0	0	0	0	0	2.010	0
<i>Coelastrum microporum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21.441
<i>Crucigeniella apiculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.680	0	0
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	0	0	0	0	0	670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	335	0
<i>Monoraphidium convolutum</i>	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340
<i>Monoraphidium contortum</i>	670	0	12.395	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	217.758	0	0	0	0	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0
<i>Oocystis lacustris</i>	0	0	4.020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670	0	2.680	2.680	0	0	0	0	0	12.060
<i>Oocystis</i> sp.	0	0	0	0	335	4.020	0	0	0	6.030	0	0	2.010	4.690	5.360	0	1.005	12.730	0	0	0	0
<i>Scenedesmus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.360	0
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.680	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus ucatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.020	0	8.040
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	670	0	0
<i>Tetraëdron triangulare</i>	0	0	0	0	0	1.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.720
Chlorococcales unicelular	0	0	91.123	471.697	14.070	91.123	266.670	56.282	32.161	10.720	36.851	7.370	3.685	4.690	670	0	8.040	0	6.030	7.210	8.040	11.390
Chlorococcales unicelular 1	0	0	0	0	2.045.248	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorococcales colonial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16.081	0	0	0	0	0
Não identificadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	335	0	0	4.020	0
CLASSE CRYPTOPHYCEAE																						
<i>Cryptomonas erosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	670	10.050	0	0	0
<i>Chroomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.020	12.060	0	0	0	0	0
<i>Cryptomonas</i> sp.	1.340	2.680	8.375	104.524	4.690	6.365	4.690	36.181	0	36.851	72.363	670	0	10.720	233.169	5.360	12.060	1.507	0	670	0	4.020
Cryptomonadales	0	0	0	0	32.161	0	0	4.020	144.055	204.358	147.405	0	9.380	0	0	1.340	0	0	0	0	0	64.992
<i>Hemielmis</i> sp.	9.715	2.345	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.380	167	0	0	0	0
CLASSE XANTOPHYCEAE																						
cf. <i>Istomochloron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.010
FITOFLAGELADOS																						
Não identificados	0	11.725	0	48.912	0	6.365	30.821	113.904	0	0												