

FERNANDA AFFONSECA BRESSAN

**FATORES REGULADORES DA DOMINÂNCIA DE
CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (WOLOSZYNSKA) SEENAYYA
& SUBBA-RAJU NO RESERVATÓRIO TABOCAS, CARUARU, PE.**

**Dissertação de Mestrado apresentada à Coordenação do
Programa de Pós graduação em Ciências Biológicas
(Botânica), Museu Nacional, da
Universidade Federal do Rio de Janeiro**

Rio de Janeiro

2001

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
FÓRUM DE CIÊNCIA E CULTURA - MUSEU NACIONAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BOTÂNICA)

FATORES REGULADORES DA DOMINÂNCIA DE *CYLINDROSPERMOPSIS*
RACIBORSKII (WOLOSZYNSKA) SEENAYYA & SUBBA-RAJU NO
RESERVATÓRIO TABOCAS, CARUARU, PE.

FERNANDA AFFONSECA BRESSAN

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ciências
Biológicas (Botânica) do Museu Nacional Universidade Federal do Rio de Janeiro,
como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre.

Aprovada por:

Prof.-----

(Presidente da banca)

Prof.-----

Prof.-----

Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Julho-2001

Bressan, Fernanda Affonseca

Fatores reguladores da dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba-Raju no Reservatório Tabocas, Caruaru, PE. Rio de Janeiro, UFRJ, Museu Nacional, 2001

Dissertação: Mestre em Ciências Biológicas (Botânica)

1. *Cylindrospermopsis raciborskii*. 2. Florações. 3. Reservatório. 4. Semi-árido.
5. Fatores reguladores. 6. Cyanophyceae.

I. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica).

II. Título

Orientadora:

Prof^ª. Vera Lúcia de Moraes Huszar

À minha mãe, pessoa singular por ter me mostrado
e continuar me mostrando os diferentes e
encantadores ângulos desta vida.

À meu pai, touro por natureza,
pela força, reviravolta e constante incentivo.

São os rios

Somos o tempo. Somos a famosa parábola de Heráclito e Obscuro.
Somos a água, não o diamante duro, a que se perde, não a que repousa.
Somos o rio e somos aquele grego que se olha no rio.
Seu semblante muda na água do espelho mutante,
no cristal que muda com o fogo.
Somos o vão rio prefixado, rumo a seu mar.
Pela sombra cercado.
Tudo nos disse adeus, tudo nos deixa.
A memória não cunha sua moeda.
E no entanto há algo que se queda
e no entanto há algo que se queixa.

Jorge Luis Borges

AGRADECIMENTOS

É impossível desenvolver qualquer trabalho sem o auxílio de pessoas ou instituições, que passam a fazer parte deste momento tão especial e que jamais serão esquecidas. Durante o desenvolvimento deste estudo tive a enorme felicidade de conviver com tais pessoas, que confiaram e acreditaram neste e às quais agradeço.

- À Vera Lúcia de Moraes Huszar, do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional - UFRJ pela iniciação à vida pelágica, por mostrar a dinâmica necessária para ir além, pela constante e intensa orientação e pela amizade.
- À Sandra Maria Azevedo, do Núcleo de Produtos Naturais (NPPN) – UFRJ, responsável pelo projeto “Açudes do semi-árido”, pela oportunidade em conhecer a Limnologia de sistemas tão particulares e pela disponibilidade dos dados utilizados.
- Ao Renato Molica, do Instituto Tecnológico de Pernambuco (ITEP), pelas coletas, análises limnológicas, informações do Reservatório Tabocas, hospedagem e amizade.
- À Silvia Nascimento, do Instituto Tecnológico de Pernambuco (ITEP), pelas coletas, análises limnológicas e informações do Reservatório Tabocas.
- Ao Rildomiro C. de Andrade, da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), pelo fornecimento de dados.
- Ao Marc Bouvy do Institut de Recherche pour le Développement (IRD), pela disponibilidade na discussão deste trabalho, por suas lições limnológicas durante o estudo nictemeral no Reservatório Tapacurá.
- Ao Marcelo M. Marinho, do Núcleo de Produtos Naturais (NPPN) – UFRJ, pela confecção das isolinhas e pela disponibilidade em discutir parte deste trabalho.
- À Mariângela Menezes, do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ, pelo efetivo auxílio na identificação das algas plânctônicas, pela constante disponibilidade e pela amizade e carinho.

- À Izabel Cristina Dias, do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ, pela criteriosa revisão deste trabalho, por seu elevado senso de humor e amizade.
- À Lucia Helena da Silva do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ, pela especial atenção, incentivo e amizade.
- À Maria da Graça Sophia, do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ, pela contribuição na identificação das Zygnemaphyceae, pelo carinho, amizade e toda sua graça.
- À Coordenação do Programa de Pós-graduação em Botânica do Museu Nacional - UFRJ, pelo apoio manifestado.
- À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.
- À Catharina Alves de Souza, do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ pela ajuda na identificação das cianofíceas, na confecção da prancha e pela amizade.
- À Andrea Cristina Ferreira, do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ pela ajuda na identificação das algas planctônicas, pelo companheirismo e amizade durante o mestrado.
- Aos estagiários do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional – UFRJ, Adilson, Bruno, Edlamar, Luciana, Marta pelo compartilhamento do laboratório e pela amizade.
- Ao Antônio Carlos Gomes Lima funcionário da biblioteca do MN– UFRJ, pela atenção e eficiência.
- À Sussu, secretária do Programa de Pós Graduação em Botânica do Museu Nacional – UFRJ, por sua eficiência.
- Ao Márcio Ronauro, Roberto Guião e Raquel Muniz, pelo compartilhamento da Ladeira do Castro 123 - Santa Teresa.
- À Sabrina, Marcos, Guião, Valeria, Nivea, Ilana, Marcio, Cecília, Tatiana, Marcelo, Luciane, Raquel, amigos muito queridos, peças fundamentais deste mosaico da vida.
- À prima Ana Pereira de Queiroz, pela força imensurável nos imprevistos ocorridos.

- Aos pais Almir e Sonia, por todas as oportunidades fundamentais proporcionadas.
- A Rodrigo, Toya Lorch, Mariana, Raul e Almir meus irmãos queridos, que estiveram sempre presentes principalmente nos momentos mais difíceis.
- Ao Rio de Janeiro, cidade maravilhosa!

Resumo

Em 1996, a mortalidade maciça de pacientes durante tratamento de hemodiálise com água proveniente do Reservatório Tabocas, Caruaru – PE, foi atribuída à ação de cianotoxinas. Após o evento, um detalhado programa de monitoramento limnológico e ecotoxicológico foi implantado, incluindo estudos ecológicos do fitoplâncton. Considerando que cianofíceas são as algas dominantes no Reservatório Tabocas e a relevância que assumem para a saúde pública, o presente estudo teve como objetivo reconhecer os padrões espaciais e temporais de populações de cianofíceas, especialmente *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba-Raju, bem como investigar os fatores que regulam sua dominância. Fitoplâncton e variáveis abióticas da água foram analisados a partir de amostras sub-superficiais, coletadas quinzenalmente em três estações do reservatório, no período de novembro de 1997 a outubro de 1998. Um perfil vertical foi amostrado somente na estação junto à barragem. Com base na composição e biomassa do fitoplâncton, foram reconhecidos três períodos: período I, com biomassas menores e dominância de *C. raciborskii*; período II, com biomassas semelhantes ao período I, mas co-dominância de *C. raciborskii* e *Cyanodictyon imperfectum* Cronberg & Weibull; período III - de biomassas mais elevadas e dominância de *C. raciborskii*. Biomassa total relacionou-se inversamente ao nível do reservatório e à luz. Nossos dados suportam que dominância de *C. raciborskii* foi favorecida por altas temperaturas, elevado pH, baixas intensidades luminosas e teores de fósforo relativamente baixos. A constância ambiental definida pela seca do semi-árido de Pernambuco foi fator decisivo para a prolongada dominância de cianofíceas no Reservatório Tabocas. De acordo com a abordagem fitossociológica originalmente desenvolvida para a vegetação terrestre e recentemente aplicada ao fitoplâncton, grupos de espécies podem ser eficientes descritores do meio onde vivem. As associações de algas mais representativas no Reservatório Tabocas foram **S** e **Sn**, ambas marcadas por sua habilidade para se desenvolverem em baixos teores de fósforo e em baixas intensidades luminosas.

Abstract

In 1996, during haemodialysis procedure using water from Tabocas reservoir in Caruaru, Pernambuco, a massive human intoxication associated with cyanotoxins was registered. After that, a detailed monitoring program was established, including phytoplankton ecology studies. Since cyanophytes were the dominant algal group and considering their potential relevance to public health, the goals of this study were to recognise temporal and spatial patterns of distribution of these populations, mainly *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba-Raju, and to understand the main regulating factors of its dominance. Phytoplankton and abiotic variables of water were sampled during November 1997 to October 1998, at subsurface, biweekly in three sampling stations. A vertical profile was analysed only in the station near to the dam. Considering phytoplankton composition and biomass, three periods were recognised: period I, with lower biomass and *C. raciborskii* dominance; period II, with similar biomass to period I, but co-dominance of *C. raciborskii* and *Cyanodictyon imperfectum* Cronberg & Weibull; period III, with the highest biomass and dominance of *C. raciborskii*. Total biomass was inversely related to reservoir level and to the light. Our data support that *C. raciborskii* dominance was favoured by high temperature, high pH, low light and low inorganic dissolved phosphorus concentrations. Environmental constancy, defined by the persistent and strong drought, was a decisive factor to promote the long-standing cyanophytes dominance in Tabocas reservoir. According to the phytosociological approach originally developed to terrestrial vegetation and recently applied to phytoplankton, groups of species can be efficient descriptors of the environment where they live. The most representative algal assemblages in Tabocas Reservoir was **S** and **Sn**, both fitted to growth in low phosphorus concentrations and low light.

ÍNDICE

	Pág.
1. Introdução-----	01
2. Área de estudo-----	04
3. Metodologia-----	05
3.1 Coleta das amostras-----	05
3.2 Análise das amostras-----	05
3.3 Análise dos dados-----	06
3.4 Apresentação dos resultados-----	06
4. Resultados-----	07
4.1 Regime físico e químico do reservatório Tabocas-----	07
4.1.1 Aspectos climatológicos e hidrológicos-----	07
4.1.2 Variação temporal das variáveis limnológicas na superfície do Reservatório Tabocas-----	07
4.1.3 Variações verticais das variáveis limnológicas na Estação 1 no Reservatório Tabocas-----	10
4.2 Fitoplâncton-----	11
4.2.1 Composição florística-----	11
4.2.2 Variação temporal da biomassa fitoplanctônica na superfície do Reservatório Tabocas-----	11
4.2.3 Variações verticais do fitoplâncton na Estação 1 do Reservatório Tabocas-----	11
4.2.4 Correlações-----	15
5. Discussão-----	16
6. Bibliografia citada-----	26
7. Ilustrações-----	36
8. Anexo	

1. Introdução

É crescente o número de registros de florações de cianofíceas potencialmente tóxicas no Brasil. A expressão máxima da gravidade de tais florações foi a maciça intoxicação humana, em fevereiro de 1996, durante tratamento com hemodiálise no estado de Pernambuco, o que hoje é conhecido como “Síndrome de Caruaru” (Carmichael *et al.* 1998). Todas as evidências suportam a hipótese que cianotoxinas - microcistina e cilindrospermopsina - foram a causa principal daquela tragédia (Azevedo 1996, Jochimsen *et al.* 1998). Naquela época o referido centro de hemodiálise foi abastecido com água proveniente do Reservatório Tabocas. Um intenso programa de monitoramento foi então estabelecido em vários reservatórios do estado, incluindo o Reservatório Tabocas do qual resultaram, até o momento, trabalhos sobre taxonomia de algumas espécies (Domingos *et al.* 1999, Komárek *et al.* 2001, Molica *et al.* 2001) e sobre sua toxicidade (Domingos *et al.* 1999, Molica *et al.* 2001).

Não há informações sobre a comunidade fitoplanctônica durante o período crítico da referida intoxicação humana. No entanto, amostras coletadas imediatamente após o evento (março a maio de 1996) apontam as cianofíceas como um grupo representativo no Reservatório Tabocas (Komárek *et al.* 2001). *Aphanocapsa cf. cumulus* Komárek & Cronberg, *Aphanothece cf. stratus* Komárek & Cronberg, *Leptolyngbya* sp., *Microcystis protocystis* Crow, *M. panniformis* Komárek e *Pseudanabaena cf. galeata* (Böcher) foram apontadas por Komárek (*op. cit.*), após cultivo, como as de maiores biomassas. Entretanto, uma população de *Aphanizomenon manguinii* Bourrelly foi a mais representativa em amostras naturais de março e abril 1996 (Domingos com. pess. 2001). Análises de cianotoxinas produzidas por *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba-Raju proveniente do Reservatório Tabocas, a partir de amostras coletadas na mesma época do presente estudo, revelaram esta espécie como produtora de neurotoxinas [saxitoxinas ou “Paralytic Shellfish Poisons” (PSP)] e provavelmente microcistinas (Molica *et al.* 2001). A saxitoxina isolada foi considerada a de mais alta toxicidade até agora registrada entre as PSPs produzidas por cianofíceas (Molica *op. cit.*).

A ocorrência de florações de cianofíceas está intimamente relacionada a processos de eutrofização dos sistemas aquáticos, ainda que possam dominar em

alguns sistemas oligotróficos e mesotróficos (Hecky & Kling 1977, Blomqvist *et al.* 1994, Huszar & Caraco 1998). Tais processos podem ser potencializados em regiões semi-áridas através da concentração de sais provocando, muitas vezes, tanto a salinização quanto o enriquecimento da água por nutrientes (Cabral 1999).

Ainda que pouco freqüente, mudanças climáticas globais como o evento *El Niño Southern Oscillation* (ENSO) têm sido apontadas como determinantes de modificações da comunidade fitoplanctônica continental (Harris & Baxter 1996; Padisák 1998; Bouvy *et al.* 1999, 2000). O efeito deste evento climático provocando seca pode levar a uma relativa estabilidade da massa de água de sistemas aquáticos, favorecendo a dominância de cianofíceas (Harris & Baxter 1996). Estas algas, como grande grupo taxonômico, são consideradas aptas a viverem em um amplo intervalo de condições ambientais sendo, no entanto, sensíveis a mudanças abruptas, o que levou à formulação por Paerl (1988) do “Paradoxo das Cianofíceas”.

Dominância de cianofíceas tem sido associada a alguns fatores ambientais característicos tais como: regime de mistura com estratificação duradoura (Reynolds 1987) ou diária (Ganf 1974); escassa disponibilidade de luz (Zevenboom & Mur 1980, Smith 1986); baixa razão Zeu /Zmix (Jensen *et al.* 1994); alta temperatura (Shapiro 1990); baixo CO₂/alto pH (King 1970, Shapiro 1990, Caraco & Miller 1998); altas concentrações de fósforo total (MacQueen & Lean 1987, Trimbee & Prepas 1987, Watson *et al.* 1997); baixas de nitrogênio total (Smith 1983) e de nitrogênio inorgânico dissolvido (Blomqvist *et al.* 1994), baixa razão N/P (Smith 1983). Além disto, apresentam vantagens adaptativas para estocar fósforo (Pettersson *et al.* 1993), habilidade para minimizar herbivoria (Haney 1987) e para flutuabilidade (Reynolds 1987).

As cianofíceas assumem importante papel em ecossistemas aquáticos brasileiros. Dentre os 134 trabalhos sobre ecologia do fitoplâncton no Brasil compilados até dezembro de 1998 (Huszar & Silva 1999), 44 têm sua sazonalidade conhecida, 57% dos quais mostraram dominância de cianofíceas nos períodos de maiores biomassas e/ou densidades. De acordo com aquela compilação, os reservatórios são os ambientes melhor conhecidos do ponto de vista da ecologia da comunidade fitoplanctônica (69 trabalhos), mas apenas dois referem-se à região nordeste do Brasil (Barbieri *et al.* 1989, Silva *et al.* 1997). Acrescem-se a estes, os artigos de Chellappa (1990) e Chellappa *et al.* (1996, 1998) para reservatórios do Rio

Grande do Norte, e os de Huszar *et al.* (2000) e Bouvy *et al.* (1999, 2000) para reservatórios de Pernambuco.

Existe um crescente interesse em ecologia de água doce no uso de diferentes características biológicas para incluir espécies em grupos coerentes não taxonômicos (Statzner *et al.* 1997, Huszar & Caraco 1998, Willby *et al.* 2000). O conceito de modelo de habitat, inicialmente desenvolvido por Southwood (1977) para animais, tem sido aplicado para o fitoplâncton, considerando um certo número de eixos ambientais diagnósticos para diferenciar atributos e adaptações de espécies (Reynolds 1997). De acordo com características comuns, a vegetação pelágica foi agrupada em 28 associações descritoras de diferentes condições ambientais (Reynolds 1997, Padisák & Reynolds 1998), nove das quais incluem cianofíceas (Associações **H**, **K**, **Lm**, **Lo**, **S**, **Sn**, **R**, **Z**, **X₁**). Uma síntese destas associações é apresentada a seguir com base na proposição de Reynolds (1997). A Associação **H** é formada por Nostocales fixadoras de N atmosférico (*Anabaena*, *Aphanizomenon*) comum a sistemas eutrofizados, em geral com baixa disponibilidade de N dissolvido, ocorrendo durante o verão em regiões temperadas. Cianofíceas coloniais de células pequenas (*Aphanocapsa*, *Aphanothece*), aptas a viverem em ambientes enriquecidos de fluxo intermitente durante o meio do verão em regiões temperadas, compõem a associação **K**. A associação **Lo** (*Merismopedia*) é comum em regiões temperadas, no final do verão, em águas oligo ou mesotróficas moderadamente ácidas. Já a associação **Lm** (*Microcystis*, *Woronichinia*) ocorre em águas meso a eutróficas. Grandes colônias de *Microcystis*, adaptadas a flutuações diárias na estratificação, ocorrem em lagos de baixa latitude e pertencem à associação **M**. A associação **S**, formada por filamentos solitários de Oscillatoriales (*Planktothrix*, *Limnothrix* e *Pseudanabaena*), é comum a ambientes turbidos e enriquecidos no verão de regiões temperadas. Espécies desta ordem, formadoras de máximos metalimnéticos pertencem a associação **R**. A associação **Sn** foi criada para abrigar *Cylindrospermopsi raciborskii* por sua habilidade para viver a baixas intensidades luminosas (Padisák e Reynolds 1998), aproximando-a da associação **S**. Cianofíceas nanoplanctônicas de ambientes eutróficos (*Synechocystis*) são incluídas na associação **X₁** (Huszar *et al.* 2000) e as do picoplâncton de grandes lagos claros e oligotróficos, na associação **Z**.

Considerando que as cianofíceas são as algas dominantes no Reservatório Tabocas e atendo-se a importância de conhecer sua dinâmica e a relevância que

assumem para a saúde pública, o presente estudo teve como objetivo reconhecer os padrões espaciais e temporais de populações de cianofíceas, especialmente *C. raciborskii*, bem como investigar os fatores reguladores de sua dominância.

2. Área de estudo

O Reservatório Engenheiro Gercínio Pontes, conhecido como Reservatório Tabocas, está localizado entre os Municípios de Caruaru e Brejo de Madre Deus (08°06'15''S; 36°13'23''W), no agreste do Estado de Pernambuco, a 300 km da cidade de Recife (fig.1, 2 e 3). De acordo com dados fornecidos pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), Centro de Controle Operacional - Caruaru, o reservatório foi construído em 1969 para abastecimento de cerca de 200 mil pessoas das cidades de Caruaru, Toritama e Santa Cruz do Capibaribe. Possui uma bacia de drenagem de 384 km², superfície da lâmina d'água de 1,6 km², volume máximo de acumulação de 13,6 milhões de metros cúbicos e profundidade máxima, no ponto de captação de água, de 18m.

A ocupação de seu entorno caracteriza-se por moradias isoladas, com vegetação nativa de caatinga relativamente preservada. O riacho Tabocas, no entanto, sofre influência da área urbana da cidade de Brejo de Madre Deus. O clima da região é caracterizado como semi-árido quente, de transição entre o **A** e o **Bwh** de Köppen, com temperaturas médias mensais superiores a 18 °C e chuvas distribuídas em uma estação seca (agosto a fevereiro-215mm) e uma estação chuvosa (março a julho-447mm). As médias históricas para a região mostram uma variação de 11 a 52 mm mensais no período seco e de 81 a 98 mm no período chuvoso (COMPESA, Centro de Controle Operacional - Caruaru).

O balanço hidrológico no nordeste brasileiro como um todo é caracterizado por precipitação anual que varia entre 400 e 800 mm (Cadier 1993). O ano de 1997 marcou o início de uma forte seca (precipitação total anual de 507mm), que se agravou em 1998 quando a precipitação decresceu drasticamente (precipitação total anual de 113mm) (Bouvy *et al.* 1999).

3. Metodologia

3.1 Coleta das amostras

Foram feitas coletas quinzenais no Reservatório Tabocas durante um ano (12 de novembro de 1997 a 27 de outubro 1998) em três zonas distintas, estação 1 (est.1) - zona lacustre junto à barragem; estação 2 (est.2) - zona de transição no centro do reservatório; e estação 3 (est.3) - zona de influência de rios próxima à desembocadura do riacho Tabocas (fig.1). As amostras para nutrientes foram tomadas com garrafa de Van Dorn em até quatro profundidades, dependendo do nível do reservatório [0m, 4m, 8m, fundo (9-18m)]. No momento das coletas foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura da água, pH, condutividade elétrica da água e concentração de oxigênio dissolvido (eletrodos específicos Horiba), além da transparência da água (disco de Secchi). Para análise qualitativa do fitoplâncton foram coletadas amostras com rede de 25 μm de abertura de malha e fixadas com solução de Transeau e para análise quantitativa, as amostras foram tomadas como com garrafa de Van Dorn, nas mesmas profundidades acima referidas e fixadas com solução de Lugol.

3.2 Análise das amostras

As concentrações de N.NO_3^- (nitrato), N.NH_4^+ (amônio) e P.PO_4^{3-} (fósforo solúvel reativo-SRP) foram determinadas segundo APHA (1992). Os organismos fitoplantônicos foram determinados em microscópio Zeiss Standard 18 (1000x), sendo as espécies, sempre que possível identificadas em níveis infragenéricos. A quantificação das populações foi feita em microscópio invertido, marca Zeiss, modelo Axiovert 10, a 400 aumentos, segundo método descrito em Utermöhl (1958). Indivíduos (colônias, cenóbios, filamentos, células) foram contados em campos aleatórios, seguindo indicação de Uhelinger (1964). Pelo menos 100 indivíduos da espécie mais frequente foram enumerados de modo que o erro fosse inferior a 20% ($p < 0,05$; Lund *et al.* 1958).

3.3 Análise dos dados

A zona eufótica – Zeuf - (1% da luz incidente na sub-superfície) foi calculada multiplicando por três a profundidade de extinção do disco de Secchi (Cole 1994). A

razão Z_{euf}/Z_{max} foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na coluna da água (Jensen *et al.* 1994).

A circunscrição e o arranjo taxonômico das classes de algas seguiram Hoek *et al.* (1997): Cyanophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Xanthophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae.¹

O biovolume ($mm^3 l^{-1}$) foi estimado multiplicando-se as densidades de cada espécie pelo volume médio dos organismos, sempre que possível considerando as dimensões médias de cerca de 25 indivíduos. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos (Edler 1979). A biomassa expressa em $mg l^{-1}$ (peso fresco) foi calculada a partir do biovolume, assumindo a densidade específica das células de $1 g cm^{-3}$.

A riqueza específica (n° de táxons por amostra) foi avaliada pela quantidade de táxons presentes em cada amostra. A diversidade específica (H') foi estimada pelo Índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver 1963) a partir dos dados de biomassa e expressa em $bits mg^{-1}$ utilizando-se \log_2 . A equitabilidade (J_s) expressa em percentual foi avaliada através da fórmula sugerida por Pielou (1996).

Relações entre os grupos fitoplanctônicos e variáveis ambientais foram avaliadas pelo teste de correlação de Spearman sendo consideradas significativas apenas as correlações cujo ($p < 0,05$). Associações da comunidade fitoplanctônica foram definidas de acordo com Reynolds (1997, 2000) e Padišák & Reynolds (1998).

Foram utilizados os dados de precipitação pluviométrica da região de Ingazeiras ($8^\circ 34'S$; $36^\circ 52'W$) também localizada no agreste de Pernambuco, a 130 km do Reservatório Tabocas obtidos em Bouvy *et al.* (1999).

3.4 Apresentação dos resultados

Com base na biomassa fitoplanctônica e na composição do fitoplâncton foram estabelecidos três períodos, como segue: período I (12-11-1997 a 28-04-1998) de biomassas menores e dominância de *C. raciborskii*; período II (12-05-1998 a 22-06-1998) com biomassas intermediárias e co-dominância de *C. raciborskii* e

¹ Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae, são daqui em diante, respectivamente denominadas cianofíceas, dinoflagelados, euglenofíceas e clorofíceas.

Cyanoduction. imperfectum (Cronberg & Weibull); e o período III (08-07-1998 a 27-10-1998) com biomassas maiores e novamente dominância de *C. raciborskii*.

4. Resultados

4.1. Regime físico e químico do Reservatório Tabocas

4.1.1. Aspectos climatológicos e hidrológicos

O ano de estudo (11/1997 a 10/1998) coincidiu com o evento El Niño (07/1997 a 07/1998), um dos mais intensos das últimas décadas, caracterizando-se como extremamente seco (fig. 4). Os registros para o semi-árido de Pernambuco durante este estudo mostraram escassa precipitação, cujo total anual foi de apenas 135 mm. O período I caracterizou-se por chuvas mais intensas, mas ainda assim 4,3 vezes menores que a média histórica. O período II foi extremamente seco, com precipitação 14,8 vezes menores que as médias históricas e no período III os índices de precipitação foram 3,6 vezes menores.

O **nível do reservatório em relação ao mar** variou em 10 metros (fig 5a) e foi decrescente desde o início (403m) até o final do estudo (393m), estando sempre acima do mínimo operacional (cota para tomada d'água) que é de 387,5m. O maior nível médio foi registrado no período I (401m) e menor no período III (395m). A variação no nível do reservatório refletiu-se de maneira similar na profundidade das três estações de amostragem. As estações 1 e 2 oscilaram em torno de 10m (7,5-18,0m e 4,7-15,0m, respectivamente) (fig. 5b-5d). Já a estação 3, localizada em área mais rasa do reservatório, variou em apenas 5,5m (0,5-6,0m).

4.1.2. Variação temporal das variáveis limnológicas na superfície do Reservatório Tabocas.

A **temperatura da água** na estação 1 do reservatório Tabocas variou entre 24,2 e 29,3°C (fig. 6a), com valores médios levemente mais elevados (28,2°C) no período I, decrescendo no período II (26,3°C) e início do período III, voltando a aumentar no final do estudo. A flutuação da temperatura superficial nas estações 2 e 3

foi similar a que ocorreu na estação 1 (fig. 6a). No entanto, foram observados valores crescentes em direção à desembocadura do rio (estações 2 e 3). As temperaturas médias anuais nas três estações foram 26,9°C (est. 1), 27,4°C (est. 2) e 27,9°C (est. 3).

Para as três estações a **transparência da água** oscilou de 0,35 m a 1,4 m com valores médios entre 0,7 e 0,8 m, sendo observado para estas padrão decrescente ao longo do estudo (tab.1).

A **profundidade da zona eufótica** em relação à **profundidade máxima** manteve-se similar em todos os períodos (figs. 5b-5d, tab.1), uma vez que a diminuição na profundidade do reservatório, ao longo do estudo, foi acompanhada também de uma redução na transparência da água. Em média, a zona eufótica ocupou apenas cerca de 18% da coluna d'água na estação 1 e 24% na estação 2. Já a estação 3 de menor profundidade teve 84% de coluna da água dentro da zona eufótica.

As águas do reservatório Tabocas de um modo geral apresentaram-se levemente alcalinas ao longo do estudo. Os valores médios de **pH** na superfície das estações 1 (8,3) e 2 (8,2) foram similares e tenderam a declinar com o tempo (fig. 6b). Já na estação 3 o pH foi levemente inferior (7,7), não havendo diferenças marcantes entre as médias dos períodos.

A **condutividade elétrica da água** na superfície do reservatório foi bastante elevada (411-950 $\mu\text{S cm}^{-1}$), se comparada a outros sistemas de água doce. Padrão crescente em direção ao final do estudo foi observado para as três estações de amostragem, as quais apresentaram valores médios muito similares (462-464 $\mu\text{S cm}^{-1}$) no período I (fig. 6c). Nos demais períodos, a estação 3 diferenciou-se por apresentar valores médios um pouco mais elevados (592 $\mu\text{S cm}^{-1}$) do que as estações 1 e 2 (559 e 561 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente).

As águas superficiais do reservatório apresentaram ampla variação na porcentagem de saturação do **oxigênio dissolvido** (28 -119 %) (fig. 7a). Na estação 1, houve uma tendência a decréscimo no decorrer do período I até o início do período III e, a partir daí, novo incremento. A estação 2 mostrou um padrão temporal similar ao da estação 1. Já a estação 3, apesar de ter um valor médio anual similar (85 %) ao das estações 1 e 2 (81-85 %, respectivamente), mostrou um comportamento temporal mais constante ao longo do estudo.

A análise dos nutrientes totais e dissolvidos foi processada com base em valores médios dos dados disponíveis para cada período. Por problemas

Tabela 1 - Média das variáveis físicas e químicas, dos nutrientes totais (NT e PT) e dissolvidos (NO_3 , NH_4^+ , SRP) e da razão atômica NT/PT na superfície das estações 1, 2 e 3 do Reservatório Tabocas, por período de estudo (Z_{euf}=profundidade da zona eufótica; Z_{max}=profundidade máxima; SRP=fósforo solúvel reativo; PT=fósforo total. N.NO_3^- =nitrato; N.NH_4^+ =amônio; NT=nitrogênio total).

	Período I	Período II	Período III
Precipitação (mm)	76	11	48
Precipitação média histórica (mm)	325	169	173
Estação 1			
Temperatura da água (°C)	28,2	26,3	25,2
Transparência da água (m)	1,0	0,8	0,6
Z euf. (m)	3,0	2,4	1,8
Z max. (m)	15,8	13,1	10,6
Z _{euf} / Z _{max}	0,2	0,2	0,2
pH	8,5	8,2	7,9
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	462	536	676
Oxigênio dissolvido (mg l^{-1})	7,4	5,0	5,3
Oxigênio dissolvido (%)	96	64	66
SRP ($\mu\text{g l}^{-1}$)	4,68	3,77	3,99
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	102	-	-
N.NO_3 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	250	-	-
N.NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	51	59	153
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1238	-	-
NT/PT (atômica)	23	-	-
Estação 2			
Temperatura da água (°C)	28,7	26,3	25,4
Transparência da água (m)	0,7	0,7	0,5
Z euf. (m)	3,1	2,2	1,6
Z max. (m)	12,7	11,3	7,4
Z _{euf} / Z _{max}	0,24	0,19	0,21
pH	8,3	8,0	8,1
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	464	537	680
Oxigênio dissolvido (mg l^{-1})	7,4	4,8	6,5
Oxigênio dissolvido (%)	96	61	81
SRP ($\mu\text{g l}^{-1}$)	4,37	2,46	6,31
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	109	-	-
N.NO_3 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	133	-	-
N.NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	40	69	118
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1126	-	-
NT/PT (atômica)	24	-	-
Estação 3			
Temperatura da água (°C)	29,3	26,4	26,6
Transparência da água (m)	1,0	0,6	0,4
Z euf. (m)	3,0	1,4	0,8
Z max. (m)	3,9	1,6	0,9
Z _{euf} / Z _{max}	0,8	0,9	0,9
pH	7,6	7,5	8,1
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	464	562	746
Oxigênio dissolvido (mg l^{-1})	6,3	5,5	7,7
Oxigênio dissolvido (%)	83	69	98
SRP ($\mu\text{g l}^{-1}$)	3,96	6,19	6,85
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	104	-	-
N.NO_3 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	100	-	-
N.NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	41	101	79
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1006	-	-
NT/PT (atômica)	21	-	-

metodológicos, nitrato, N-total e P-total não foram analisados em todas as datas, havendo uma maior consistência dos dados no período I (novembro de 1997 - abril de 1998).

As concentrações de **P-total e N-total** na superfície do reservatório durante o período I foram elevadas (102-109 e 1006-1238 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente). Ambos ocorreram em teores semelhantes nas três estações (tab. 1). A razão atômica TN/TP nesta época variou de 21 (est. 3) a 24 (est. 2).

A superfície do reservatório apresentou valores baixos de **SRP** (fig. 7b), os quais foram próximos ao limite de detecção do método, com médias variando de 4,3-5,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ (est. 1 e 3, respectivamente) ao longo do estudo. No entanto, em duas épocas detectaram-se valores superiores a 7,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ (3 de fevereiro, 12-22 $\mu\text{g l}^{-1}$ e 9 de junho a 5 de agosto de 1998, 11 - 33 $\mu\text{g l}^{-1}$).

Da mesma forma que para o SRP, as concentrações médias de **nitrato** na superfície do reservatório, referentes ao período I (tab. 1), foram relativamente elevadas variando de 100 (est. 3) a 250 $\mu\text{g l}^{-1}$ (est. 1). Já o **amônio** (fig. 7c) tendeu a teores relativamente baixos nas três estações em parte do período I (23 de dezembro de 1997 - 31 de março de 1998), atingindo concentrações inferiores a 80 $\mu\text{g l}^{-1}$. Tendência a valores médios mais elevados no período III foram observadas nas estações 1 (153 $\mu\text{g l}^{-1}$) e 2 (118 $\mu\text{g l}^{-1}$). Cabe salientar a acentuada variabilidade nas concentrações de amônio (0 - 319 $\mu\text{g l}^{-1}$) na superfície do reservatório durante todo o estudo.

4.1.3 Variações verticais das variáveis abióticas na estação 1 no Reservatório Tabocas

Por ser considerada representativa de grande parte do Reservatório Tabocas, a distribuição vertical das variáveis abióticas foi analisada apenas na estação 1. Com base na estrutura térmica, perfis verticais homogêneos foram verificados ao longo do estudo. Um fraco gradiente térmico de tão somente 0,6°C entre três e sete metros pôde ser observado entre 10-12-97 e 28-04-98 (fig. 8a). O pH (fig. 8b) e o oxigênio dissolvido (fig. 8c) apresentaram, ao longo de todo o estudo, menores valores nas camadas a partir de oito metros em direção ao fundo. Uma marcada hipoxia (média = 28%) pode ser observada sobretudo no período I. Tudo indica que estratificação

química pode ocorrer, ainda que sem estratificação térmica, como se verificou com as concentrações de amônio (fig. 9a) a partir de 8 m, as quais, foram 2,5 vezes mais elevadas do que no estrato de 0-4 m. Esta estratificação, no entanto, não foi evidenciada para as concentrações de SRP (fig. 9b) nem para a condutividade elétrica da água (fig. 9c).

4.2. Fitoplâncton

4.2.1 Composição florística

A composição florística do Reservatório Tabocas no ano de estudo incluiu representantes das seguintes nove classes taxonômicas: Cyanophyceae (11), Cryptophyceae (2), Dinophyceae (2), Xanthophyceae (1), Chrysophyceae (6), Bacillariophyceae (5), Euglenophyceae (3), Chlorophyceae (26) e Zygnemaphyceae (2) (fig.10). Do total de 58 táxons foram identificados 43 espécies (13 em *conferatur*), duas formas e uma variedade que não as típicas de suas respectivas espécies, três táxons em nível genérico, três em nível de ordem, um em família e seis em nível de classe taxonômica.

No anexo 1 estão listadas as espécies por classe taxonômica, as médias da maior dimensão linear (MDL) e o volume médio de cada táxon.

4.2.2. Variação temporal da biomassa fitoplanctônica na superfície do Reservatório Tabocas

Durante o ano de estudo, nas três estações do Reservatório Tabocas, as cianofíceas predominaram contribuindo com cerca de 94% para a biomassa total. Os 6% restantes ficaram distribuídos entre as demais classes de algas (fig.11). Poucas espécies de algas alcançaram contribuições maiores que 5% da biomassa total [*C. raciborskii*, *Cyanodiction. imperfectum*, *Pseudanabaena catenata* Lauterborn, *Planktoyngbya cf. limnetica* (Lemmermann) Komarková-Legnerová & Cronberg] as quais se encontram ilustradas na prancha 1.

As flutuações da biomassa máxima variaram de 1,3 a 1,9 vezes em relação a biomassa média em cada período nas três estações. Se comparados, entretanto, os

picos de biomassa com as biomassas mínimas, pôde-se constatar variações mais amplas, sobretudo no período III (fig. 11). Nesta época a biomassa máxima na estação 1 foi oito vezes maior que a mínima.

A diversidade, riqueza de espécies e equitabilidade caracterizaram-se por ampla variação ao longo do estudo nas três estações (fig. 12). A baixa equitabilidade mostrou que a maior parte de biomassa distribuiu-se entre um pequeno número de espécies (tab. 2).

Tabela 2 - Média dos principais atributos da comunidade fitoplanctônica (biomassa, riqueza, diversidade específica e equitabilidade) na superfície das estações 1, 2 e 3 do Reservatório Tabocas em cada período de estudo.

		Estação I	Estação II	Estação III
Período I	Biomassa (mg l ⁻¹)	5,2	3,8	4,3
	Riqueza específica (n ^o táxons amostra ⁻¹)	20	16	21
	Diversidade específica.(bits mg ⁻¹)	1,94	1,48	1,92
	Equitabilidade (%)	45	36	45
Período II	Biomassa (mg l ⁻¹)	8,2	4,1	5,4
	Riqueza específica (n ^o táxons amostra ⁻¹)	15	13	16
	Diversidade específica.(bits mg ⁻¹)	1,25	1,06	1,43
	Equitabilidade (%)	32	29	38
Período III	Biomassa (mg l ⁻¹)	12,2	13,2	10,7
	Riqueza específica (n ^o táxons amostra ⁻¹)	17	19	16
	Diversidade específica.(bits mg ⁻¹)	2,33	1,95	2,01
	Equitabilidade (%)	57	45	51

Período I

O período I caracterizou-se por apresentar as biomassas médias mais baixas de todo o estudo (3,8 a 5,2 mg l⁻¹) nas três estações (tab. 2). Neste período, todo o reservatório apresentou dominância de cianofíceas, sobretudo *C. raciborskii* (fig.13), que contribuiu em média com cerca de 64% para a biomassa total. A ele seguiram-se *C. imperfectum* (12%), *P. cf. catenata.* (7%) e *P. cf. limnetica* (7%). Dos 7% de biomassa constituindo as demais classes, 4% foram clorofíceas (fig.14, tab.3). A diversidade específica e equitabilidade em todas as estações apresentaram valores médios intermediários (1,77 bits mg⁻¹ e 42%, respectivamente) em relação aos outros dois períodos (tab. 2). Cabe salientar que todos os atributos da comunidade fitoplanctônica tiveram menores valores na estação 2, se comparados às demais áreas

do reservatório. Ainda que as espécies dominantes em biomassa no período I tenham sido as mesmas em todo o reservatório, o final deste período (março - abril) caracterizou-se pelo aumento na biomassa de *C. imperfectum* e redução de *C. raciborskii* (fig.13).

Período II

A biomassa média para as três estações no período II apresentou valores intermediários (4,1-8,2 mg l⁻¹) em relação aos demais (tab. 2). O mês de maio evidenciou as maiores biomassas nas estações 1 e 2 (fig. 11). Da mesma forma que no período I, cianofíceas foram as algas dominantes em todo o reservatório contribuindo, em média, com 98% para a biomassa total. Considerando o reservatório como um todo, *C. raciborskii* continuou dominando (54%), mas dividindo esta dominância com *C. imperfectum* (35%). Na estação 2 neste período, *C. raciborskii* foi dominante (80%), mas nas estações 1 e 3 tal dominância foi dividida com *C. imperfectum* (43 e 48% respectivamente; fig.13, tab. 3). Em média, a diversidade específica (1,25 bits mg⁻¹) e a equitabilidade (33%), no período II foram as menores de todo o estudo (tab. 2).

Período III

O período III foi marcado pelas maiores biomassas nas três estações, que em média variaram de 10,7 a 13,2 mg l⁻¹ (tab. 2), apresentando a maior variabilidade na biomassa se comparado aos demais períodos. Foi também dominado por cianofíceas em percentuais similares (93%) aos referidos no período I (fig.11, tab. 3), com uma elevada contribuição de *C. raciborskii* (60%) para a biomassa total. *P.cf. catenata* (13%) e *C. imperfectum* (11%) foram as espécies subdominantes nesta época. Este foi o período de maior diversidade média (tab. 2, fig. 12) nas três estações (2,09 bits mg⁻¹) e maior equitabilidade (51%). Tais atributos ocorreram em menores valores na estação 2 (tab. 2). As demais classes de algas contribuíram com apenas 7% para a biomassa total (fig. 14), sendo clorofíceas as mais importantes nas três estações (4%).

Tabela 3 - Contribuição relativa (%) para a biomassa total das principais espécies fitoplanctônicas nas três estações de coleta, por período de estudo no Reservatório Tabocas. (Ass.= Associações; Est. = Estações)

	Período I 12-11-97 a 28-4-98	Ass.	Período II 12-5-98 a 22-6-98	Ass.	Período III 8-7-98 a 27-10-98	Ass.
Est. 1	60% <i>C.raciborskii</i>	Sn	43% <i>C.imperfectum</i>	K	57% <i>C.raciborskii</i>	Sn
	16% <i>C.imperfectum</i>	K	41% <i>C.raciborskii</i>	Sn	17% <i>P.cf. catenata</i>	S
	8% <i>P.cf. catenata</i>	S	11% <i>P.cf. catenata</i>	S	12% <i>C.imperfectum</i>	K
	7% <i>P.cf.limnetica</i>	S	2% <i>P.cf.limnetica</i>	S	1% <i>P.cf.limnetica</i>	S
Est. 2	70% <i>C.raciborskii</i>	Sn	80% <i>C.raciborskii</i>	Sn	78% <i>C.raciborskii</i>	Sn
	8% <i>P.cf. catenata</i>	S	13% <i>C.imperfectum</i>	K	8% <i>P.cf. catenata</i>	S
	7% <i>C.imperfectum</i>	K	3% <i>P.cf. catenata</i>	S	4% <i>C.imperfectum</i>	K
	7% <i>P.cf.limnetica</i>	S	2% <i>P.cf.limnetica</i>	S	2% <i>P.cf.limnetica</i>	S
Est. 3	63% <i>C.raciborskii</i>	Sn	48% <i>C.imperfectum</i>	K	62% <i>C.raciborskii</i>	Sn
	13% <i>C.imperfectum</i>	K	40% <i>C.raciborskii</i>	Sn	16% <i>C.imperfectum</i>	K
	6% <i>P.cf.limnetica</i>	S	5% <i>P.cf. catenata</i>	S	13% <i>P.cf. catenata</i>	S
	6% <i>P.cf. catenata</i>	S	2% <i>P.cf.limnetica</i>	S	1% <i>P.cf.limnetica</i>	S

4.2.3. Variações verticais do fitoplâncton na estação 1 do Reservatório Tabocas

Da mesma forma que para as variáveis abióticas, a distribuição vertical do fitoplâncton foi analisada apenas na estação 1. A comunidade fitoplanctônica apresentou distribuição vertical diferenciada ao longo do tempo (fig. 15). Foi constatada nítida estratificação no período I, com maiores biomassas nas camadas mais superficiais (0-6m). Nos períodos II e III, a medida que o reservatório foi reduzindo sua profundidade, observou-se a mesma tendência redução da biomassa em direção ao fundo. Em certas datas, no entanto, biomassas relativamente baixas também ocorreram em camadas intermediárias.

Nos períodos I e III, *C. raciborskii* foi a espécie que apresentou maiores contribuições nas quatro profundidades analisadas. A diferença vertical mais marcante ocorreu no período II, quando *C. imperfectum* foi co-dominante com *C. raciborskii* na maioria das profundidades, exceto a quatro metros (fig. 16).

4.2.4 Correlações

Considerando os dados de superfície das três estações de amostragem e considerando o ciclo sazonal da biomassa fitoplanctônica total e da biomassa de cianofíceas, grupo dominante durante todo o estudo, algumas correlações consistentes foram encontradas, com certas variáveis abióticas. A biomassa total de cianofíceas esteve associada negativamente com o nível do reservatório em relação ao mar, com a zona eufótica e com a temperatura da água e, positivamente, com a condutividade elétrica da água. Nutrientes dissolvidos inorgânicos não se relacionaram significativamente nem com a biomassa total e nem com a de cianofíceas (tab. 4). Cabe salientar que não foram verificadas as correlações positivas esperadas entre cianofíceas e temperatura e pH, nem negativas com N. NH_4^+ .

As principais espécies dominantes, *C. raciborskii*, *C. imperfectum*, *P. cf. catenata*, seguiram as mesmas tendências da biomassa total e de biomassa de cianofíceas. *Planktoyngbya cf. limnetica*, no entanto mostrou um padrão inverso, com correlações positivas significativas com o nível do reservatório, zona eufótica e temperatura da água, e negativas com a condutividade. Além disto relacionou-se negativamente com N. NH_4^+ e positivamente com pH.

Tabela 4. Coeficiente de correlação de Spearman entre a biomassa total, biomassa de cianofíceas, biomassa das principais espécies e algumas variáveis limnológicas . Pluviosidade (Pluv.), nível do reservatório acima do nível do mar (Niv.), zona eufótica (Zeuf.), profundidade máxima (Zmax.), temperatura da água (Temp.), condutividade elétrica (Cond.), pH, fósforo solúvel reativo (SRP) e amônio (NH_4^+).

E 1-2-3 / 0m	Pluv.	Niv.	Zeuf.	Zmax.	Temp.	Cond.	pH	SRP	N. NH_4^+
Biomassa	-	-0,5	-0,6	-	-0,4	0,5	-	-	-
Cianofíceas	-	-0,5	-0,6	-	-0,4	0,4	-	-	-
<i>C.imperfectum</i>	-	-0,4	-0,4	0,2	-0,3	0,3	-	-	-
<i>C.raciborskii</i>	-	-0,4	-0,4	-	-0,3	0,3	-	-	-
<i>P.cf.limnetica</i>	0,3	0,6	0,5	0,3	0,4	-0,6	0,2-		-0,3
<i>P. cf. catenataa</i>	-	-0,2	-0,3	-	-0,4	0,5	-	-	-

5. Discussão

Distribuição da comunidade fitoplanctônica - O plâncton do Reservatório Tabocas foi marcado pela expressiva dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Esta espécie foi originalmente descrita como *Anabaena raciborskii* Wolszynska para material coletado entre 1899 e 1900 em um lago da Indonésia, Java Central (Wolszynska 1912). Ao longo do tempo, dada sua complexidade taxonômica, tem sido identificada como *Aphanizomenon kaufmannii* Schmidle, *Anabaenopsis raciborskii* (Woloszynska) Elenkin, *Cylindrospermum kaufmannii* (Schmidle) Huber-Pestalozzi, *Anabaenopsis seriata* Prescott, *Anabaenopsis koganii* Obuchova, *Anabaenopsis maksimilanni* Obuchova, conforme citado por Horecká & Komárek (1979). No Brasil, foi também identificada como *Raphidiopsis brookii* Hill por Giani & Leonardo (1988). A variabilidade morfológica, com formas retas ou com vários graus de sinuosidade, bem como a ausência freqüente de estruturas importantes para a taxonomia, como heterocitos e acinetos, torna a identificação desta espécie muitas vezes problemática (Branco & Senna 1991, Komarková *et al.* 1999, Saker *et al.* 1999).

A trajetória de *C. raciborskii* através das varias regiões do mundo foi detalhada por Padisák (1997). Em linhas gerais, após o primeiro registro na Indonésia, distribuiu-se pela Índia na década de 30 e pela Europa, Ásia, África e América do Norte nas décadas de 60 e 70. Também na década de 70, ocorreram os primeiros registros na América Central, América do Sul e Austrália os quais foram intensificados nos anos 90.

No Brasil, populações de *C. raciborskii* têm sido documentadas como formadoras de florações, sobretudo em reservatórios, desde a região semi-árida do nordeste até áreas subtropicais no sul do país. O lago Paranoá em Brasília, ainda no início de sua formação, foi o primeiro sistema que se tem registro a apresentar dominância desta espécie (Giani & Pinto-Coelho 1986; Branco & Senna 1991, 1994). Mais raramente dominam em lagoas costeiras de águas doces, como a lagoa de Cima - RJ (Pedrosa *et al.* 1999), a lagoa do Peri - SC (Laudares - Silva 1999) e em lagoas oligohalinas como a lagoa Imboassica - RJ (Melo & Bozelli 2001). Ocorre também em pequenos corpos de água artificiais (Bouvy *et al.* 1999) e em grandes reservatórios como Itaipu (Andrade *et al.* 1988). Outros importantes mananciais de abastecimento

de água têm apresentado dominância desta espécie, dentre eles os Reservatórios da Pampulha - MG (Giani & Leonardo 1988, Giani 1994), de Juturnaíba - RJ (Marinho & Huszar 2001) e Billings - SP (Souza *et al.* 1998).

Embora habite em ambientes oligotróficos, como o Reservatório Kariba na África (Hamberg 1987), *C. raciborskii* em geral é uma espécie formadora de florações em sistemas eutrofizados. O Reservatório Tabocas, de acordo com todos os critérios estabelecidos pela OECD em sua última versão (Vollenweider & Kerekes 1980), pode ser caracterizado como um sistema eutrófico.

São comuns registros de dominância prolongada por até vários meses de cianofíceas em geral (Harris & Baxter 1996; Marinho & Huszar 2001) e de *Cylindrospermopsis* em particular (Branco & Senna 1996; Bouvy *et al.* 1999, 2000; Huszar *et al.* 2000; Mac Gregor & Fabbro 2000). A extensão desta dominância depende substancialmente do grau de constância ambiental (Paerl 1988, Padisák & Reynolds 1998). A sazonalidade pouco marcada nos trópicos, portanto, pode levar a uma maior probabilidade de ocorrência de longos períodos de dominância de cianofíceas (Huszar *et al.* 2000). Ainda que essas algas, como grande grupo taxonômico, tenham uma marcada amplitude ecológica, as espécies individualmente são caracterizadas por marcadas especializações, exibindo profunda sensibilidade a mudanças rápidas nas condições ambientais mesmo que sejam pouco intensas. Este tem sido reconhecido como Paradoxo das Cianofíceas formulado por Paerl (1988).

Constância ambiental relacionada a eventos El Niño, tais como estabilidade da coluna d'água, curto tempo de residência e condições adequadas de temperatura, tem sido atribuída por vários autores como causa da dominância prolongada de cianofíceas (Harris & Baxter 1996; Bouvy *et al.* 1999, 2000; Mac Gregor & Fabbro, 2000). O fitoplâncton analisado neste estudo (11-1997 a 10-1998) esteve sob influência parcial do evento El Niño (07-1997 a 07-1998) considerado um dos mais intensos dos últimos anos (Liu *et al.* 1998). No entanto, dominância prolongada de *Cylindrospermopsis* tem ocorrido com frequência no nordeste do Brasil, independentemente de tais eventos (Huszar *et al.* 2000). Ao que tudo indica a constância ambiental na região equatorial semi-árida do Nordeste está mais relacionada a períodos de marcada escassez de chuvas, as quais podem ou não estar vinculadas a eventos El Niño.

A dinâmica temporal da composição e biomassa fitoplanctônica nos trópicos está mais relacionada às flutuações hidrológicas e hidrográficas do que às variações na

luz e temperatura, conforme tem sido amplamente registrado para as regiões temperadas (Lewis 1996). De fato, o incremento da biomassa fitoplanctônica no Reservatório Tabocas esteve significativamente associado à redução do nível do reservatório, que se deu como consequência da seca forte e prolongada que atingiu a região. As elevadas biomassas médias do final do período de estudo coincidiram com períodos de temperaturas relativamente mais baixas nos meses de julho a setembro, mostrando claramente que nos trópicos não são necessariamente determinantes da sazonalidade do fitoplâncton.

Diversidade, como uma medida de quanto da biomassa está distribuída entre as espécies, e equitabilidade, como uma medida de quão homogeneamente a biomassa é distribuída entre elas, são atributos que sintetizam a informação de cada espécie para a comunidade fitoplanctônica como um todo. A hipótese do distúrbio intermediário de Connell (1978) aplicada ao fitoplâncton (Padisák *et al.* 1993) prediz que a diversidade é baixa quando a frequência de distúrbios em relação ao tempo de geração das algas é alta (<3 dias) ou quando esta frequência é baixa (>8-9 dias). Eventos em escalas intermediárias (3-8 dias) levam à diversidade máxima, uma vez que espécies características de estágios pioneiro e maduro podem coexistir (Padisák 1993). Estudo experimental recente (Flöder & Sommer 1999) confirmou esta aproximação, indicando o intervalo de 6-10 dias, relativo ao aprofundamento da zona de mistura, como de nível intermediário, resultando em máxima diversidade.

O provável regime de mistura, estratificado quimicamente, nos leva a supor que a baixa diversidade no Reservatório Tabocas está relacionada a distúrbios de baixa frequência. O reduzido conteúdo de informação da comunidade fitoplanctônica do Reservatório Tabocas, (média de 1,7 bits mg^{-1}) aponta para uma comunidade pouco diversa. A baixa diversidade em sistemas submetidos a distúrbios de baixa frequência é resultante tanto da pequena equitabilidade como da baixa riqueza de espécies (Padisák 1993). Esta consideração reforça a hipótese de que o fitoplâncton do Reservatório Tabocas está submetido a distúrbios de baixa frequência resultando em uma comunidade de baixa equitabilidade (média de 42 %) com poucas espécies contribuindo com altas biomassas para o todo e baixa riqueza de espécies (média de 17 táxons por amostras). Cabe salientar que 5 bits é considerado um valor máximo de diversidade para comunidades naturais em geral (Margalef 1983). A constância ambiental propiciada pela forte e prolongada seca nos leva a pensar que o

Reservatório Tabocas esteve submetido a uma baixa frequência de distúrbios e, conseqüentemente, resultando na reduzida diversidade e na baixa equitabilidade da comunidade fitoplanctônica.

A distribuição vertical do fitoplâncton é resultado de interações entre atributos dos organismos (sedimentação, flutuação, etc.) e das massas de água (misturas verticais e horizontais). A dimensão vertical é de importância para o fitoplâncton, pois ambientes podem ser estáveis por períodos suficientemente longos para sobrepassar o tempo de geração das algas, tornando possível o crescimento diferenciado em distintas profundidades. A compreensão do regime de mistura no Reservatório Tabocas ainda não é clara pois, se por um lado há ausência de perfis térmicos estratificados e duradouros, por outro há uma marcada estratificação química, sobretudo de oxigênio dissolvido, pH e amônio. Este é um padrão vertical comum a outros reservatórios do semi-árido de Pernambuco (Bouvy *et al.* 1999, Huszar *et al.* 2000, Silva *com.pess.* 2001). Além disto, nítida estratificação vertical do fitoplâncton com maiores biomassas nas camadas superficiais foram observadas pelo menos no período de maior profundidade do reservatório. É possível supor que as altas concentrações de sais expressas, pelos elevados valores de condutividade, com as conseqüentes elevadas densidades da água, façam com que um pequeno gradiente térmico implique em diferenças mais acentuadas na densidade, portanto, propiciem estratificações mais consistentes. A interpretação de estabilidade da coluna de água, submetendo o reservatório a uma maior constância ambiental, contribuiria para explicar a baixa diversidade do fitoplâncton, bem como a dominância de cianofíceas, cujas espécies são sensíveis a perturbações (Paerl 1988).

C. raciborskii, a espécie dominante do Reservatório Tabocas, é portadora de aerótopos, os quais têm sido reportados como menos eficientes que os de outras cianofíceas como *Microcystis aeruginosa* Kützing (Reynolds 1997). É possível supor, portanto, que as menores biomassas de *C. raciborskii* nas camadas mais profundas observadas no período I foram definidas tanto por sua habilidade para migrar na coluna de água como pela possível segregação das camadas mais profundas do reservatório propiciada por uma possível estratificação mais prolongada que o tempo de geração das populações fitoplanctônicas.

Variações na distribuição horizontal do fitoplâncton são geralmente menos perceptíveis que as verticais. Tal distribuição é resultado da influência de fatores

intrínsecos, como aqueles que influenciam as taxas de crescimento das populações (nutrientes, herbivoria, etc.) e fatores extrínsecos que condicionam a redistribuição das populações no ambiente (ventos, correntes, luz, etc.) (George & Heaney 1978). A variabilidade horizontal na biomassa e composição fitoplanctônica do Reservatório Tabocas foi muito pouco marcada, refletindo a semelhança dos fatores que influenciam o desenvolvimento do fitoplâncton ao longo do reservatório. Este fato reforça a idéia de constância ambiental, mostrando a escassa influência de fatores externos sobre a dinâmica do sistema.

Fatores reguladores da comunidade fitoplanctônica - Apesar da relativamente extensa literatura sobre os fatores reguladores da biomassa e composição do fitoplâncton em nível de grandes grupos taxonômicos, poucas pesquisas têm sido feitas visando a compreensão da relação entre os fatores ambientais e a abundância de determinada espécie em ambientes naturais. Dados populacionais esclarecedores são extremamente escassos na literatura (Interlandi *et al.* 1999, Marinho & Huszar 2001).

Ao contrário do esperado, a biomassa de *C. raciborskii* esteve inversamente associada à temperatura, que sempre foi elevada e superior à assinalada como ideal tanto para germinação de acinetos (22 a 23°C; Gorzó 1987) como para possibilitar o crescimento e aumento das populações (> 25 °C; Padisák 1997). A correlação inversa observada parece ser um fato isolado e pode ter sido definida por outros fatores, como a redução da profundidade do reservatório relacionada à seca prolongada a que esteve submetido. Dominância de *C. raciborskii* em sistemas aquáticos brasileiros tem ocorrido a temperaturas que em média variam de 23 a 28°C (Branco & Senna 1996, Souza *et al.* 1998, Komarková *et al.* 1999, Bouvy *et al.* 2000, Marinho & Huszar 2001, Mello & Bozelli 2001).

Altas biomassas de *C. raciborskii* têm sido também atribuídas a adaptações fisiológicas para crescerem em condições de baixas intensidades luminosas (I_k = nível de saturação de luz para fotossíntese = 20 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; Shafik *et al.* 1997). De fato, conforme esperado, as maiores biomassas desta espécie estiveram negativamente relacionadas com a extensão da zona eufótica, a qual em média atingiu tão somente 23% da profundidade total do reservatório.

Com raras exceções, cianofíceas dominam em águas com baixo CO₂/alto pH (Shapiro 1990). No entanto os efeitos diretos e/ou indiretos destas variáveis ainda não são muito claros. Estudos mostram a existência de efeitos diretos dos níveis de CO₂

sobre a dominância das cianofíceas, mas o impacto indireto de CO₂ através da alteração do pH tem sido considerado mais importante (Caraco & Miller 1998). A dominância de *C. raciborskii* no Reservatório Tabocas ocorreu a intervalos de pH entre 7 e 9. Estes valores foram similares aos registrados para vários sistemas brasileiros com dominância desta espécie (Branco & Senna 1996, Bouvy *et al.* 1999, Huszar *et al.* 2000, Marinho & Huszar 2001), à exceção da lagoa do Peri - SC, onde a dominância de *C. raciborskii* ocorreu entre pH 6,0 e 7,4 (Komarková *et al.* 1999).

Além dos fatores anteriormente mencionados, a dominância de *C. raciborskii* em reservatórios tropicais e subtropicais vem sendo atribuída à estabilidade da coluna d'água resultante de estratificação térmica (Branco & Senna 1994; Harris & Baxter 1996; Bouvy *et al.* 1999, 2000). Conforme mencionado, a dominância persistente de *C. raciborskii* no Reservatório Tabocas ocorreu em uma coluna da água com características muito particulares com ausência de estratificação térmica persistente, mas marcada estratificação química, comum a outros reservatórios do semi-árido brasileiro (Bouvy *et al.* 1999).

C. raciborskii foi descrita para o material original por Woloszynska (1912) como tendo dois tipos morfológicos: filamentos retos, com células curtas e usualmente com constrição nos septos, e filamentos em espiral, com células longas sem constrição (Komarková 1998). Tal variabilidade parece ser inerente a *C. raciborskii*, não refletindo diferenças interespecíficas entre morfotipos (MacGregor & Fabbro 2000), conforme demonstrado em estudos genéticos recentes (Saker *et al.* 1999, Wilson *et al.* 2000).

Os fatores que condicionam a ocorrência de formas curvas ou retas de cianofíceas têm sido raramente discutidos em literatura. A comparação da velocidade de sedimentação entre filamentos retos de *Anabaena* e sua forma mutante helicoidal mostraram que a velocidade de sedimentação de filamentos helicoidais é maior e mais variável do que a de filamentos retos (Booker & Walsby 1979). A maior resistência pela forma ao afundamento dos filamentos retos foi apontada como a principal causa de tais ocorrências. Segundo este critério, é possível pensar que formas retas teriam maior sucesso em ambientes estratificados e curvas em ambientes turbulentos. Saker *et al.* (1999) demonstraram, experimentalmente, que formas curvas crescem mais rapidamente a menores intensidades luminosas, sendo favorecidas portanto por condições de turbulência, as quais geralmente estão acopladas à escassez de luz.

Evidências de campo, neste mesmo sentido, também foram verificadas por aqueles autores ao relacionarem dominância de formas curvas no Reservatório Soloman, Austrália, com a desestratificação, a qual esteve vinculada a uma redução de luminosidade.

De fato, formas curvas de *C. raciborskii* têm sido documentadas como dominantes, sobretudo em sistemas mesclados (Fabbro & Duivenvoorden 1996, Saker *et al.* 1999; Bouvy *et al.* 1999). No entanto, formas retas podem também dominar tanto em sistemas turbulentos, como lagoas costeiras (Melo & Bozelli 2001) e reservatórios rasos (Padisák 1997, Marinho & Huszar 2001), quanto em sistemas estratificados (Branco & Senna 1996, Boland & Griffiths 1996). Uma outra possibilidade é a ocorrência de populações mescladas, retas e curvas, em sistemas estratificados (MacGregor & Fabbro 2000). Embora os dois morfotipos tenham sido encontrados no Reservatório Tabocas, a dominância maciça (95%) foi de formas retas tanto quando o reservatório esteve marcado por forte estratificação química, quanto em épocas que esta estratificação foi menos acentuada.

Em sistemas aquáticos, vários fatores configuram-se como importantes reguladores da população influenciando a biomassa e a composição do fitoplâncton, tais como: o regime de mistura, de luz, nutrientes (N e P para a totalidade das algas e Si para as diatomáceas) (Tilman *et al.* 1986, Sommer 1989). A limitação de nutrientes para a maioria das algas planctônicas tem sido estimada por Reynolds (1997) entre 3 e 5 $\mu\text{g l}^{-1}$ de SRP e 80 e 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ de nitrogênio inorgânico dissolvido ($\text{N.NO}_3^- + \text{N.NH}_4^+$), com base nas constantes de semi-saturação para o crescimento da maioria das algas planctônicas.

Experimentos recentes têm mostrado a alta afinidade de *C. raciborskii* por fósforo e sua eficiente adaptação para estocagem (Istvánovics *et al.* 2000). As concentrações de SRP no Reservatório Tabocas, que em média foram de 4,8 $\mu\text{g l}^{-1}$, apontariam para um sistema cronicamente deficiente em fósforo para a maioria das algas. No entanto, face aos baixos requerimentos de fósforo por *C. raciborskii*, indicados por sua reduzida constante de semi-saturação para crescimento ($K_s=2,2 \text{ P.PO}_4 \mu\text{g l}^{-1}$, Istvánovits *et al.* 2000), o Reservatório Tabocas não pode ser considerado, necessariamente, como deficiente em P para o crescimento de *C. raciborskii*.

Em sistemas tropicais e subtropicais muitas vezes a dominância de *Cylindrospermopsis* tem sido atribuída à sua habilidade para fixar N atmosférico (Hecky & Kling 1987; Komárek & Kling 1991; Harris & Baxter 1996). Na ausência de N combinado, Saker *et al.* (1999) registraram uma alta frequência de filamentos com heterocitos. Parece ser que a presença destas células especializadas configura-se como um bom indicador de baixas concentrações de N para *C. raciborskii*. Dominância de *C. raciborskii* não necessariamente está vinculada a teores de N relativamente baixos, pois sua alta afinidade por amônia (Présing *et al.* 1996) faz com que a concentração limite para absorção seja provavelmente menor do que a de outras algas azuis (Padisák 1997). Sua habilidade para fixar nitrogênio torna-se somente importante quando as demais fontes estão praticamente esgotadas ($N.NO_3^- = 0,2 - 1,1 \mu g l^{-1}$; $N.NH_4^+ = 1,0-2,6 \mu g l^{-1}$; Présing *et al.* 1996). Apesar do Reservatório Tabocas apresentar pontualmente concentrações baixas de NH_4^+ ($0-5,6 \mu g l^{-1}$), de um modo geral os teores deste nutriente foram relativamente altos durante o estudo ($174 \mu g l^{-1}$). É possível, portanto, pensar que o sistema também não seja deficiente em N para *C. raciborskii*, dado o pequeno número (cerca de 10%) de filamentos com heterocitos, fato já constatado para outros reservatórios brasileiros (Branco & Senna 1996; Bouvy *et al.* 1999, 2000, Huszar *et al.* 2000) para esta mesma espécie.

Levando em conta as condições ambientais e as estratégias de crescimento, associações fitoplanctônicas têm sido usadas para indicar condições ambientais, de forma mais precisa do que representantes filogenéticos em nível de grandes grupos taxonômicos (Huszar & Caraco 1998, Reynolds 2000). *C. raciborskii* foi originalmente incluído na associação **H**, que agrupa cianofíceas heterocitadas. Com base mais em seu baixo requerimento de luz do que na capacidade de fixar N_2 , Padisák & Reynolds (1998) o transferiram para a associação **Sn**. Desta forma, *C. raciborskii* situa-se ecologicamente mais próximo das Oscillatoriales da Associação **S**, aptas a viverem em ambientes túrbidos enriquecidos, do que das cianofíceas heterocitadas da associação **H**.

É comum *C. raciborskii* ocorrer associado a outras Oscillatoriales da Associação **S** como *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *Pseudanabaena limnetica* (Lemmerman) Komárek e *Planktolyngbya subtilis* (G.S. West) Anagnostidis & Komárek (Fabbro & Duivenvoorden 1996, Dukulil & Mayer 1996, Padisák 1997, Bormans 1999, Mac Gregor & Fabbro 2000). Esta ampla sobreposição de nichos com

membros planctônicos de *Pseudanabaenaceae* deve-se ao compartilhamento de adaptações ecológicas como tolerância a baixa intensidade luminosa e alta afinidade com $N.NH_4^+$ (MacGregor & Fabbro 2000). Tal característica do fitoplâncton também foi verificada no Reservatório Tabocas com populações de *Planktolyngbya cf. limnetica* e *Pseudanabaena cf. catenata* ocorrendo juntas com *C. raciborskii*. No entanto, pequenas colônias de Chroococcales da Associação K, *Cyanodictyon imperfectum*, foram também organismos co-dominantes. A associação K é formada por cianofíceas coloniais de pequenas células e tidas como adaptadas a se desenvolverem no verão em pequenos sistemas enriquecidos, de fluxo rápido e intermitente (Reynolds 1997). *C. raciborskii*, associado a pequenas colônias de Chroococcales do gênero *Aphanocapsa*, foi encontrado em sistemas enriquecidos de alto fluxo na Austrália (Mc Gregor & Fabbro, 2000). O Reservatório Tabocas, no entanto, não pode ser considerado como um sistema de alto fluxo, ainda que tenha apresentado representantes da Associação K.

Cylindrospermopsis está entre os sete principais gêneros de cianofíceas potencialmente tóxicos (Carmichael 1996, Chorus & Bartram 1999), sendo tradicionalmente registrado como produtor de cilindrospermopsina, um alcalóide hepatotóxico (Ohtani *et al.* 1992, Chorus & Bartram 1999, MacGregor & Fabbro 2000). Recentemente, foi isolado pela primeira vez em *C. raciborskii* um alcalóide neurotóxico (PSP - paralytic shellfish poison; Lagos *et al.* 1999), a partir de material proveniente de manancial brasileiro. As populações de *C. raciborskii* do Reservatório Tabocas são também neurotóxicas (Molica, no prelo), assim como a de outros reservatórios do semi-árido brasileiro como Ingazeiras (Molica *et al.* 1998) e Tapacurá (Nascimento *et al.* 2000). Tanto quanto se sabe não há registros de neurotoxinas em *Cylindrospermopsis* em outras regiões do mundo.

A relação entre produção de toxinas e os morfotipos retos e curvos de *C. raciborskii* ainda não está esclarecida. Em reservatórios australianos, maiores concentrações de cilindrospermopsina foram encontradas em florações dominadas por filamentos retos, se comparadas a florações com dominância de filamentos curvos (MacGregor & Fabbro 2000). Por outro lado, hepatotoxicidade em cepas de filamentos retos e não em curvos foi registrada por Baker (1996), enquanto que concentrações similares foram detectadas em ambos os morfotipos por Saker *et al.* (1999).

Ainda que sejam desconhecidos os fatores que controlam o crescimento e o conteúdo de toxinas, a regulação genética é uma importante área de estudo para melhorar esta compreensão (Chorus & Bartram 1999). Fatores físicos e químicos como temperatura, pH, concentrações de P, N e Fe têm sido contraditoriamente assinalados como reguladores da produção de toxinas (Chorus & Bartram 1999). Orr & Jones (1998) assinalam que produção de toxinas é diretamente proporcional à taxa de crescimento, não importando quais fatores ambientais estão limitando tal crescimento. Outros estudos no entanto mostram que cepas hepatotóxicas produzem mais toxinas em elevadas concentrações de fósforo (Sivonem 1990) e em baixas concentrações de nitrogênio (Saker *et al.* 1999).

Dominância prolongada de *C. raciborskii* é comum em reservatórios de abastecimento de água e sua potencialidade tóxica justifica a atenção que deve ser dada ao manejo e monitoramento de sistemas aquáticos dominados por essas populações. As biomassas de *C. raciborskii* registradas no Reservatório Tabocas encontram-se em patamares 5-10 vezes superiores (100 a 200.000 céls/ml) aos indicados pela Organização Mundial da Saúde (Chorus & Bartram 1999) como aqueles a partir dos quais (20.000 céls ml⁻¹) análises de cianotoxinas devem ser realizadas no ponto de captação de reservatórios de abastecimento de água. A recente legislação brasileira sobre água potável (Portaria 1469, Ministério da Saúde 2000) estabelece também o patamar de 20.000 céls ml⁻¹m ou 2mm³ l⁻¹ de biovolume (=2mg peso fresco l⁻¹) para o início das análises de cianotoxinas na água de captação. Os resultados aqui apresentados sinalizam para a necessidade da manutenção de um rigoroso programa de monitoramento no Reservatório Tabocas a fim de que a população tenha garantia da boa qualidade da água para consumo.

Em síntese, nossos dados suportam que a variabilidade temporal do fitoplâncton no Reservatório Tabocas relaciona-se principalmente às condições hidrológicas definidas pela seca prolongada a que esteve submetido. O padrão vertical de distribuição do fitoplâncton foi claramente estratificado principalmente em épocas de estratificação química mais marcada, que coincidiu com o reservatório mais profundo. A discreta variabilidade horizontal na composição e biomassa do fitoplâncton parece relacionar-se à escassa influencia alóctone a que o reservatório esteve submetido. Além disto, conclui-se que a dominância em altas biomassas de *C. raciborskii* no Reservatório Tabocas é função das altas temperaturas, elevado pH,

baixas intensidades luminosas, relativamente baixos teores de fósforo e, sobretudo, à constância ambiental definida pela seca prolongada durante todo o estudo. As associações de algas mais representativas do Reservatório Tabocas (**S** e **Sn**) descreveram com uma boa aproximação as condições de um ambiente turbido e eutrofizado. A abordagem das associações, embora desenvolvida para regiões temperadas, configura-se como adequada e funcional para regiões tropicais.

6. Bibliografia citada

- Andrade L.F., Brunkow R.F., Xavier C.F., Domingues L.L. 1988. Fitoplâncton e características físico-químicas do Reservatório de Itaipu, Paraná-BR. In: Tundisi, J.G.(Ed.) *Limnologia e Manejo de Represas*. EESC-USP/CRHEA/ACIESP, São Carlos pp. 205-268 (Série Monografias em Limnologia I).
- APHA 1992. *Standard methods for examination of waste and wastewater*. – American Public Health Association, New York.
- Azevedo S. M. F. O. 1996. Current studies on toxic cyanobacteria (blue-green algae) of Brazilian water bodies. *IV Congreso Latino-Americano de Ficología*. July, Caxambu, MG, Brazil, p.62.
- Baker P.D. 1996. Ocorrência de *Cylindrospermopsis* in South-Eastern Australia. In: *Cylindrospermopsis – A New Toxic Algal Bloom Challenge for Australia*. Symposium - Agricultural and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Brisbane, p.7.
- Barbieri R., Ibañez M.S. Aranha F.J., Ferreira, M.M.F., Reid J. & Turner P. 1989. Plâncton, produção primária, e alguns fatores físico-químicos de dois lagos da Baixada Maranhense. *Revta bras. Biol.* **49** (2): 399-408.
- Blomqvist P., Pettersson A. & Hyenstrand P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.* **132**: 141-164.
- Boland K.T. & Griffiths D.J. 1996. Water column stability as a major determinant of shifts in phytoplankton composition – evidence from two tropical lakes in

- northern Australia. In: Schiemer, F. & Boland, K.T. (eds.). *Perspectives in Tropical Limnology* SBP Acad. Publ., Amsterdam. pp. 89 – 99.
- Booker M. J. & Walsby A.E. 1979. The relative form resistance of straight and helical blue-green algal filaments. *Br. Phycol. J.* **14**: 141-50.
- Bormans M. 1999. Controlling algal blooms in Fitzroy River. *River for the Future* **10**: 26-29.
- Bouvy M., Falcão D., Marinho M., Pagano M. & Moura A. 2000 Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat. microb. Ecol.* **23**: 13-27.
- Bouvy M., Molica R.J.R., Oliveira S., Marinho M. & Beker B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquat. microb. Ecol.* **20**: 285-297.
- Branco C. W. C. & Senna P.A.C. 1991. The taxonomic elucidation of Paranoá Lake (Brasília, Brasil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Bull. Jard. Bot. nat. Belg.* **61**: 85-91.
- Branco C. W. C. & Senna P.A.C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algol. Stud.* **75**: 85-96.
- Branco C. W. C. & Senna P.A.C. 1996. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil) *Algol. Stud.* **81**: 69-84.
- Cabral I.M.G. 1999. *Utilização de indicadores físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade da água de alguns açudes do trópico do semi-árido do Estado de Pernambuco – nordeste, Brasil*. Niterói. Universidade Federal Fluminense. 158p (Tese de Doutorado).
- Caraco N & Miller R. 1998. Direct and indirect effects of CO₂ on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* **55**: 54-62.
- Cadier E. 1993. Hydrologie des petits bassins du Nordeste brésilien semi-aride transposition à des bassins non étudiés. ORSTOM, Paris. (Doctoral Thesis).

- Carmichael W. W. 1996. Liver failure and human deaths at a hemodialysis center in Brazil: microcystins as a major contributing factor. *Harmful Algae News* **15**: p.11.
- Carmichael W. W. 1998. Microcystin concentration in human livers: estimation of human lethal dose – lessons from Caruaru, Brazil. 4th International Conference on Toxic Cyanobacteria USA. p.115.
- Chellappa N.T. 1990. Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass, and primary production of the Jundiai reservoir (northeastern Brazil) before and after eutrophication. *Acta Hydrobiol.* **32** (1/2): 75-91.
- Chellappa, N.T., Amorim J. M., Bezerra T.A., Cid V. & Costa I.A 1996. Studies on the microalgae of Rio Grande do Norte, Brazil: a comparison of the phytoplankton assemblages of an oligotrophic and a eutrophic lake. *Nova Hedwigia* **112**: 513-524.
- Chellappa N.T., Bezerra T.A., Costa A.B., & Melo S. 1998. Physiological ecology of Cyanophycean population from impounded freshwater aquatic ecosystem (Barragem Gargalheiras) of Rio Grande do Norte State. IV Simpósio de Ecosistemas Brasileiros, Águas de Lindóia, **2**: 372-380.
- Chorus I. & Bartram J. (eds) 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London. p.416
- Cole G.A. 1994. *Textbook of Limnology*. Waveland Press Inc, Illinois. p.491.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* **199**: 1304-1310.
- Domingos P., Rubim T.K., Molica R.J.R, Azevedo S.M.S.O. & Carmichael, W.W. 1999. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environ Toxicol.* **14**: 31-35.
- Dukulil M. & Mayer J., 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of *Cylindrospermopsis - Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algol. Stud.* **83**: 179-95.
- Edler L. (ed.) 1979. *Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll*. 38p. (Unesco, Working Group 11, Baltic Marine Biologists).

- Fabbro L.D. & Duivenvoorden L.J. 1996. Profile of a bloom of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju in the Fitzroy River in tropical Central Queensland. *Mar. freshwater Res.* **47**: 685-694.
- Ganf G.G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George) Uganda. *J. Ecol.* **62**: 611-629.
- Giani A. & Pinto-Coelho R.M. 1986. Contribuição ao conhecimento da algas fitoplanctônicas do reservatório do Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. *Revta brasil. Bot.* **9**: 45-62.
- Giani A. & Leonardo I.M. 1988. Distribuição vertical de algas fitoplanctônicas no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG). *Acta limnol. Bras.* **2**: 387- 404.
- Giani A. 1994. Limnology in Pampulha reservoir: some general observation with emphasis on the phytoplankton community. In Pinto-Coelho, R.M.; Giani, A. & Sperling, E.. (eds.). *Ecology and human impact on lakes and reservoir in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte, MG/SEGRAC. pp:151-163.
- Gorzó 1987. Fizikai és kémiai faktorok hatása a Balatonban előforduló cianobaktériumok spóráinak csírázására. (The influence of physical and chemical factors on the germination of spores of heterocystic cyanobacteria in Lake Balaton). *Hidrológiai Közlöny* **67**: 127-133.
- Hamberg L. 1987. Phytoplankton succession in the Sanyati basin, Lake Kariba *Hydrobiologia.* **153**:.193-202.
- Haney J.F. 1987. Field studies on zooplankton-Cyanobacteria interactions. N.Z.J. *Mar. freshwat. Res.* **21**: 467-75.
- Harris G.P. & Baxter G. 1996. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. *Freshwat. Biol.* **35**: 545-560.
- Hecky R. & H. J. Kling, 1987. Phytoplankton ecology of the great lakes in the rift valleys of central Africa. *Arch. Hydrobiol.* **25**: 197-228.
- Hoek van den C., Mann D. G. & Jahns H. M. 1997. *An introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge, 627p.
- Horecká M. & Komárek J. 1979. Taxonomic position of three planktonic blue-green algae from the genera *Aphanizomenon* and *Cylindrospermopsis*. *Preslia* **51**: 289-312.

- Huszar V. L. M. & Caraco N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six temperate lakes. *Freshwat. Biol.* **40**: 1-18.
- Huszar V.L.M. & Silva L.H. 1999. Estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. *Limnotemas* **2**:17p.
- Huszar V.L.M., Silva L.H.S., Marinho M, Domingos P, Sant'Anna C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* **424**: 67-77.
- Interlandi S.J., Kilham, S.S. & Theriot E.C. 1999. Responses of phytoplankton to varied resource availability in large lakes of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* **44**: 668-682.
- Istvánovics V., Shafik H.M., Présing M. & Juhos S.V. 2000. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*, (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwat. Biol* **43**: 257-275.
- Jensen P., Jeppesen E., Olrik K. & Kristensen P. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. J. Fish. aquat. Sci* **51**: 1692-1699.
- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, E. M., Antunes, M. B. C., Filho, D. A. M., Lyra, T. M., Barreto, V. S. T., Azevedo, S. M. F. O. & Jarvis, W. R. 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *N. Engl. J. Med.* **338**: 873-878.
- King D. L. 1970. The role of carbon in eutrophication. *J. Wat. Pollut.* **42**: 2035-2051.
- Komárek J., Azevedo S.M.F.O., Domingos P., Komarková. J.& Tichý M. Background of the Caruaru tragedy: a case taxonomic study of toxic cyanobacteria. *Arch. Hydrobiol.* (aceito).
- Komárek J. & Kling H. 1991. Variation in six planktonic cyanophyte genera in Lake Victoria (East Africa). *Algol. Stud.* **61**: 21-45.
- Komárkova J., Laudares-Silva R., and Senna, P.A.C. 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algolog. Stud.* **94**: 207-222.

- Komárkova J. 1998. The tropical planktonic genus *Cylindrospermopsis* (Cyanophytes, cyanobacteria). In: Azevedo, M.T.P. (eds.) IV Congresso Latino Americana de Ficologia, Brazil. Soc. Ficol. América Latina e Caribe, Caribe, Caxambu. pp.327-340.
- Lagos N., Onodera H., Zagatto P.A., Andrinolo D., Azevedo S.M.O.F. & Oshima Y. 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from Brazil. *Toxicon* **37**: 1359-73.
- Laudares - Silva R. 1999. *Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplactônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina – Brasil*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos 205p. (Tese de doutorado).
- Lewis Jr.W.N. 1996 Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: Schiemer, F. & Boland, K.T. (eds.) *Tropical Limnology*, SBP Acad. Publ., Amsterdam. pp.43-64.
- Liu W.T., Tang W. Hu H 1998. Spaceborne sensors observe El Niño's effects on ocean and atmosphere in north Pacific. *EOS* **79**: 249-252.
- Lund J.W.G., Kipling C. & Lecren E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* **11**: 143-170.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona, Ed. Omega. 1010p.
- Mac Gregor G.B. & Fabbro L.D. 2000. Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoir: Implications for monitoring and management. *Lakes & Reservoir: Research and Management* **5**: 195-205.
- Marinho M.M. & Huszar V.L.M. 2001. The relationships between phytoplankton composition and physical-chemical variables in a tropical reservoir (Southern Brasil). *Arch. Hydrobiol.*(aceito).
- McQueen D.J. & D.R.S. Lean 1987. Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. aquat Sci.* **44**: 598-604.
- Melo S. & Bozelli R. 2001. Florações de cianofíceas (Cyanophyta) em uma lagoa costeira tropical (Lagoa Imboassica-Macaé-RJ-Brasil). *J. Pl. Res.* (submetido).

- Molica R., Onodera. M., Garcia C., Rivas M., Andrinolo D., Nascimento S., Oshima Y., Azevedo S. & Lagos N. 2001 Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Pernambuco, Brazil. *App. Envir. Microbiol.* (submetido).
- Molica, R. J. R., Nascimento, S. M., Bouvy, M. & Silva, N. R. R. 1998. Neurotoxic *Cylindrospermopsis* sp. blooms in Brazilian waterbodies. 4th International Conference on Toxic Cyanobacteria, USA.
- Nascimento S.M., Molica R.J.R., Bouvy M., Ferreira A., da Silva L.H.S., Huszar V. & Azevedo S.M.F.O. 2000. Toxic cyanobacterial blooms in the Tapacurá reservoir, northeast Brazil. *IX International Conference on Harmful Algal Bloom*, Tasmania.
- Ohtani I., Moore R.E. & Runnegar M.T.C. 1992. Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *J. am. chem. Soc.* **114**: 7941-7942.
- Orr P.T. & Jones G.J. 1998. Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures (2293). *Limnol. Oceanogr.* **43** (7): 1604-1614.
- Padisák J 1993. The influence of different disturbance frequencis in the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia* **249**: 135-156.
- Padisák J, Reynolds, C.S. & Sommer U. 1993. Intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton ecology. Amsterdam, Kluwer Acad. Publ. 199p.
- Padisák J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch Hydrobiol, Suppl* **4**: 563-593.
- Padisák J. & Reynolds C. S. 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* **384**: 41-53.
- Padisák J. 1998. Sudden and gradual responses of phytoplankton to global climate change: case studies from two large, shallow lakes (Balaton, Hungary; Neusiedlersee, Austria/Hungary) *In* : George D.G., Jones J.G. Puncochar P., Reynolds C.S., Sutcliffe D.W. (eds) *Management of lakes and reservoir during global changes*. Dordrecht, Kluwer Acad Publ. pp.111-125.

- Paerl H. W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In: C. D. Sandgren, (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. pp.261-315.
- Pedrosa P., Calasans C.V.C. & Resende C.E. 1999. Particulate and dissolved phases as indicators of limnological and ecophysiological spacial variation in Cima Lake system, Brazil: a case study. *Hidrobiologia* **411**: 89-99.
- Pettersson K., Herlitz E. & Istvanovics V. 1993. The role of *Gloeotrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in lake Erken. *Hydrobiol.* **25**: 123-129.
- Pielou E.C.1966. The measurements of diversity in different types of biological collections. *Jorn. theoret. Biol.* **13**: 131-144.
- Présing M., Herodek S., Vörös L. & Kóbor I. 1996. Nitrogen fixation, ammonium and nitrate uptake during a bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Balaton. *Arch. Hydrobiol.* **136**: 553-562.
- Reynolds C. S., 1987. Cyanobacterial water-blooms. In: J. Callow (ed.) *Advances in botanical research*. Academic Press., London. pp: 67-143. (Vol.13).
- Reynolds C.S., 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ecology Institute, Germany. 371p.
- Reynolds C.S., 2000 Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic-state change. *Hydrobiologia* **424**: 123-132.
- Saker M.L., Neilam B.A. & Griffiths D.J. 1999. Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island, Queensland. *J. Phycol.* **35**: 599-606.
- Shafik H.M., Vorös L., Présing M., Kovács A. & Kobor I. 1997. A *Cylindrospermopsis raciborskii* szaporodásának jellegzetességei zárt és folyamatos tenyészetekben (Growth of *Cylindrospermopsis raciborskii* in batch and continuous cultures). *Hidrológiai Közlöny* **77**: 17-18. (in Hungarian with English summary).
- Shannon C. E. & Weaver W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana 173p.
- Shapiro, J. 1990. Currents beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. int. ver. Limnol.* **24**: 38-54.

- Silva E.M., Stradmann M.T.S. & Omena A.C.A. 1997. Limnological studies in a small, eutrophic lake (Lagoa Abaeté, Salvador, Bahia, Brazil). *Verh. int. verein. Limnol.* **26**: 236-242.
- Sivonem C. 1990. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Appl. envi. microbiol.* **56**: 2658-2666.
- Smith V. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* **221**: 669-671.
- Smith V. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* **43**: 148-153.
- Sommer, U. 1989. The role of competition for resources in phytoplankton succession. In: Sommer, U.(ed.): *Plankton Ecology: Sucession in Plankton Communities*. Springer-Verlag. Berlin. pp.57-106.
- Southwood, T.R.E. 1977. Habitat, templet for ecological strategies? *J. Animal Ecol* **46**: 337-365.
- Souza R.C.R., Carvalho M.C. & Truzzi A.C. 1998 *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and contribution to the knowledge of Rio Pequeno arm, Billings Reservoir, Brazil. *Env.Toxicol. Water qual.* **13**: 73-81
- Statzner B., Hoppenhaus, K. Arens M.F. & Richoux P. 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world - wide data on aquatic insects. *Fresh. Biol.* **38**: 109-135.
- Tilman D., Kiesling R., Sterner R., Kilham S. & Johnson F. A. 1986. Green, blue-green and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 473-485.
- Trimbee A.M. & Prepas E. E. 1987. Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* **44**: 1337-1342.
- Uhelinger V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.* **17**: 121-123.
- Utermöhl H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton - methodik. *Mitt. int. ver. Limnol.* **9**: 1-38.

- Volenweider R. & Kerekes J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Progr. Wat. Technol.* **12**: 5-38.
- Watson S.B., McCauley E. & Downing J.A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnol. Oceanogr.* **42**: 487-495.
- Willby N.J., Abernethy V.J. & Demars B.O.L. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and relationship to habitat utilization. *Freshwat. Biol.* **43**: 43-74.
- Wilson K.M., Schmbri M.A., Baker P.D. & Saint P.S. 2000. Molecular characterization of toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and design of a species-specific PCR. *Appl. environ. microbiol.* **66**: 332-338.
- Wolszynska J. 1912. Das phytoplankton einiger javanischer seen, mit Berücksichtigung des Sawa-Planktons. *Bull. int. Acad. Sci.* **6**: 649-709.
- Zevenboom W. & Mur L.R. 1980. N₂-fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch, hypertrophic lakes. *Develop. Hydrobiol.* **2**: 123-130.

7. Ilustrações

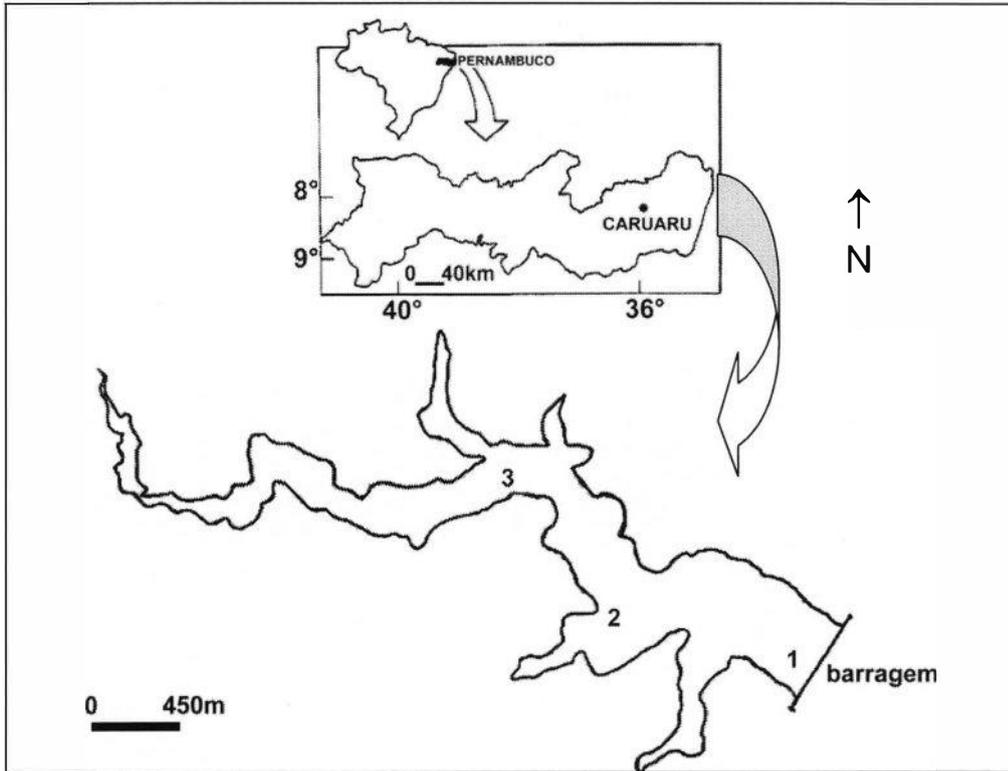


Figura 1 – Mapa do Reservatório Tabocas com a localização das estações de amostragem.



Figura 2 – Vista parcial do Reservatório Tabocas (novembro - 1997).



Figura 3 - Vista parcial Reservatório Tabocas (outubro – 1998).

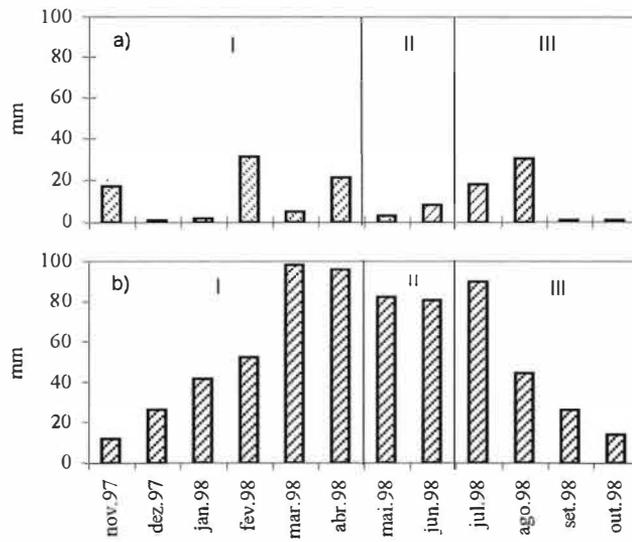


Figura 4 - Variações quinzenais no Reservatório Tabocas durante o estudo na precipitação total mensal (mm) (a); nas normais de precipitação total mensal (mm) para a região (b), assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

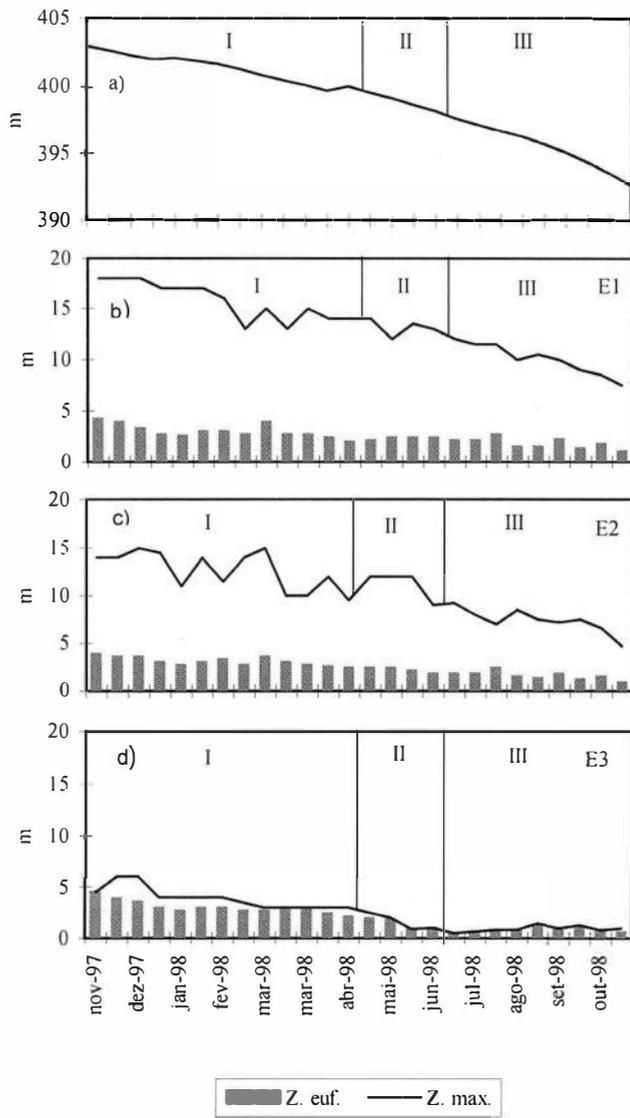


Figura 5 - Variações quinzenais no nível do Reservatório Tabocas em relação ao mar (m) (a) e na profundidade máxima do reservatório Z máx (m) e da Z euf (m) (b-d), nas três estações de amostragem (E1, E2, E3), assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

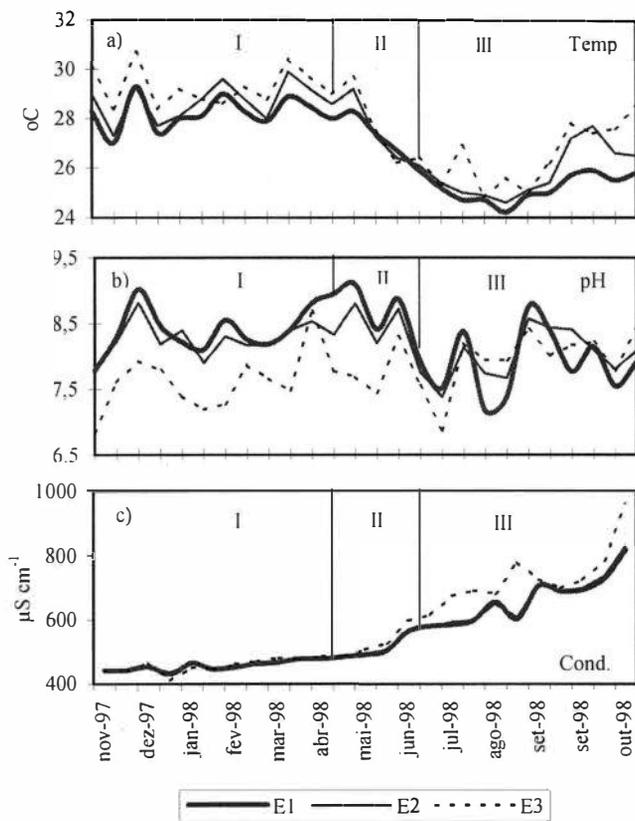


Figura 6 - Variações quinzenais na temperatura da água (a) no pH (b) e na condutividade elétrica da água (c) na superfície do Reservatório Tabocas nas três estações de amostragem (E1, E2, E3), assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

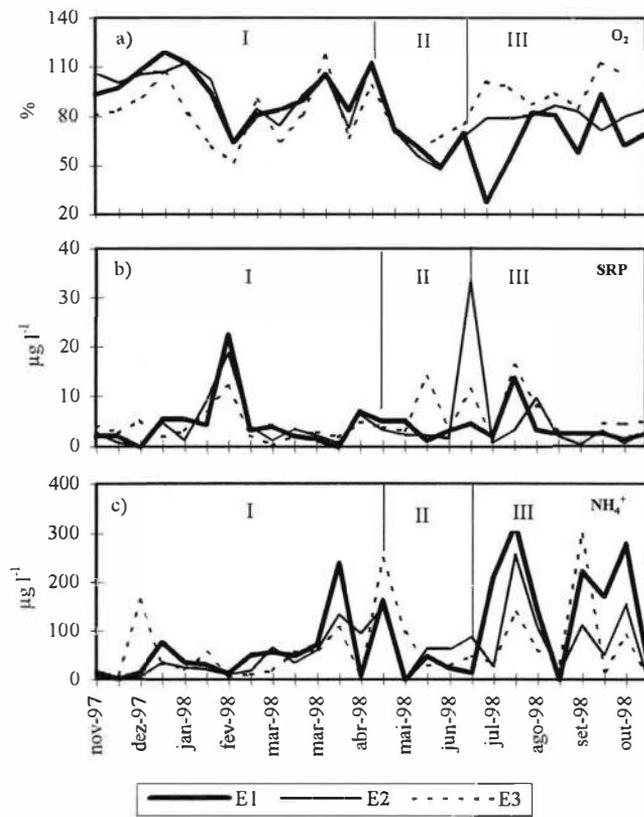


Figura 7 - Variações quinzenais na saturação de oxigênio dissolvido (a) nas concentrações de SRP (b) e de amônia (c) na superfície do Reservatório Tabocas nas três estações de amostragem (E1, E2, E3), assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

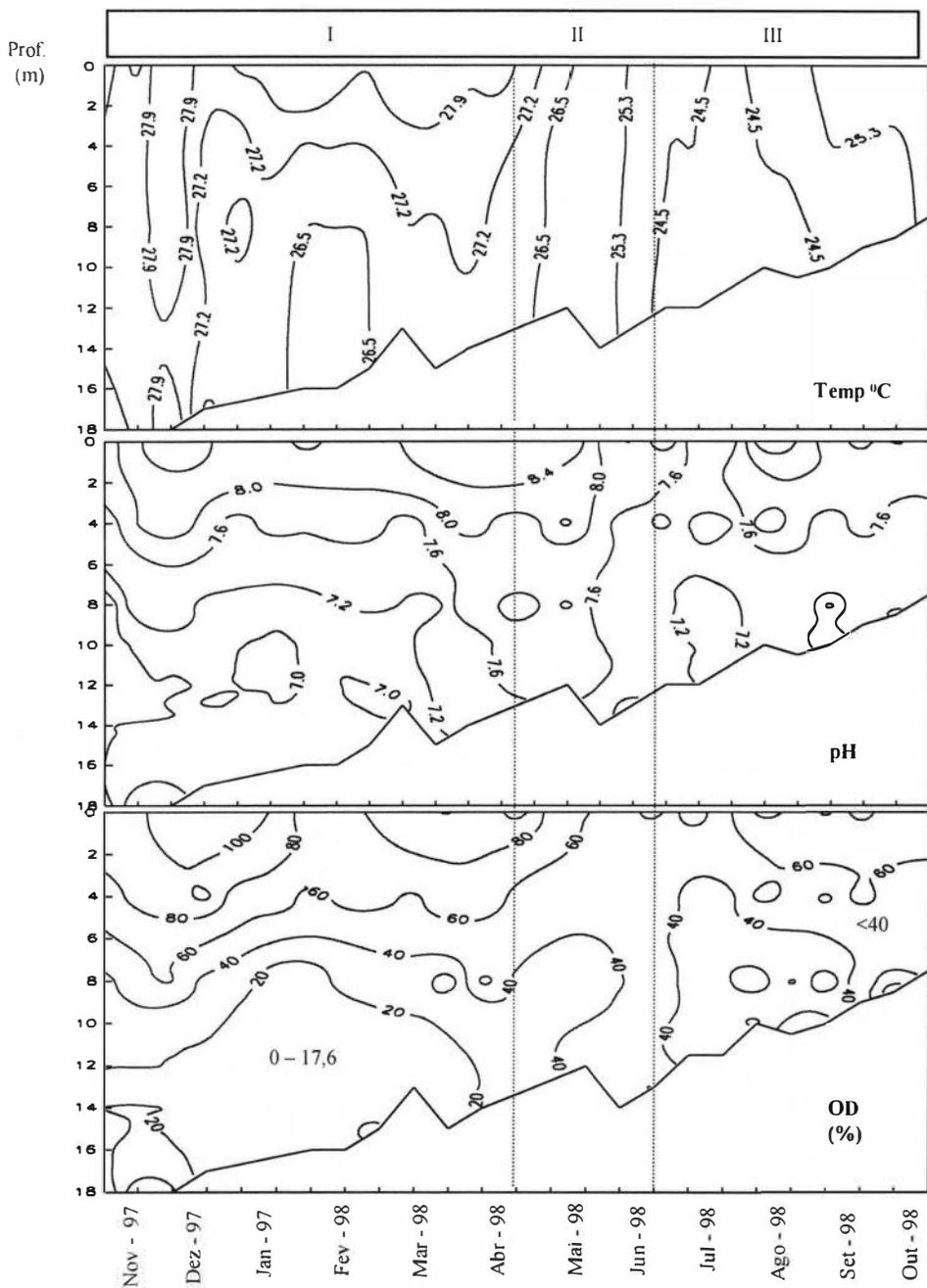


Figura 8 – Diagrama profundidade-tempo da temperatura da água (a), pH (b), oxigênio dissolvido (c) na estação I do Reservatório Tabocas assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

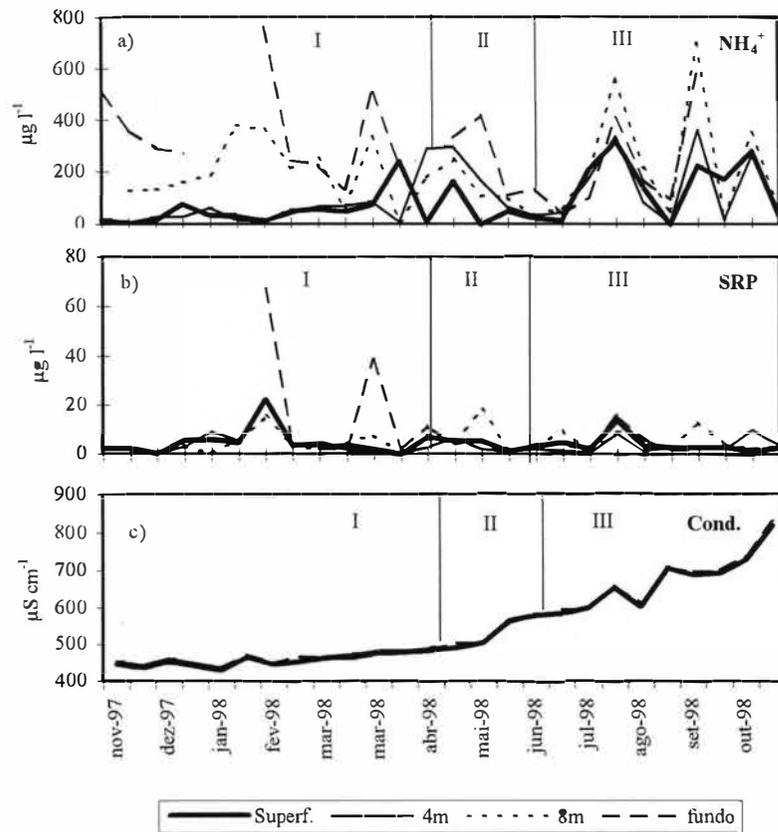


Figura 9 – Variações quinzenais nas concentrações de NH_4^+ (a), SRP (b) e condutividade elétrica da água (c) a diferentes profundidades na estação 1 do Reservatório Tabocas, assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

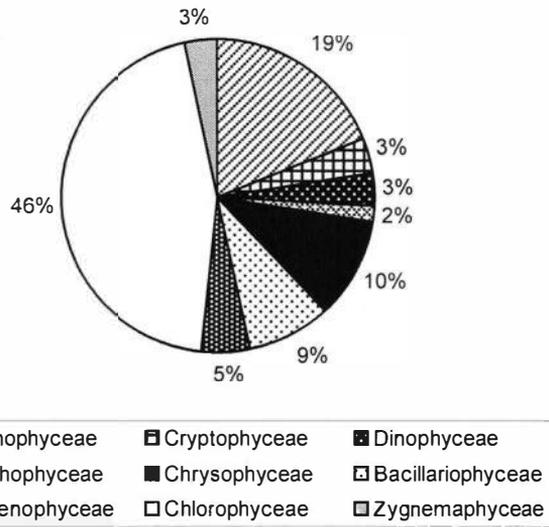


Figura 10 - Contribuição percentual de número de táxons, por classe taxonômica de organismos fitoplanctônicos, no Reservatório Tabocas durante o estudo.

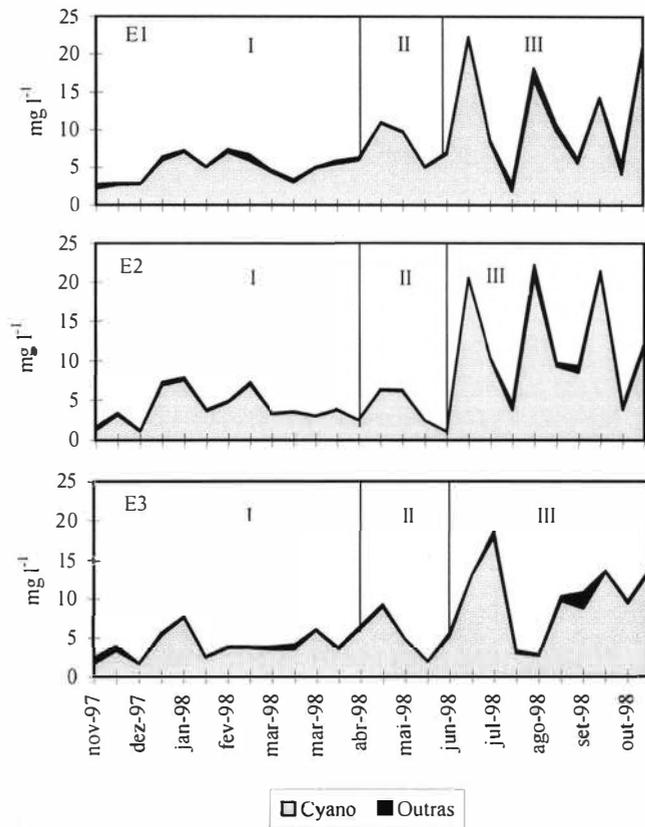


Figura 11 - Variações quinzenais na biomassa de cianofíceas e das demais classes taxonômicas de algas na superfície das estações 1, 2 e 3 (E1, E2 e E3) no Reservatório Tabocas, assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

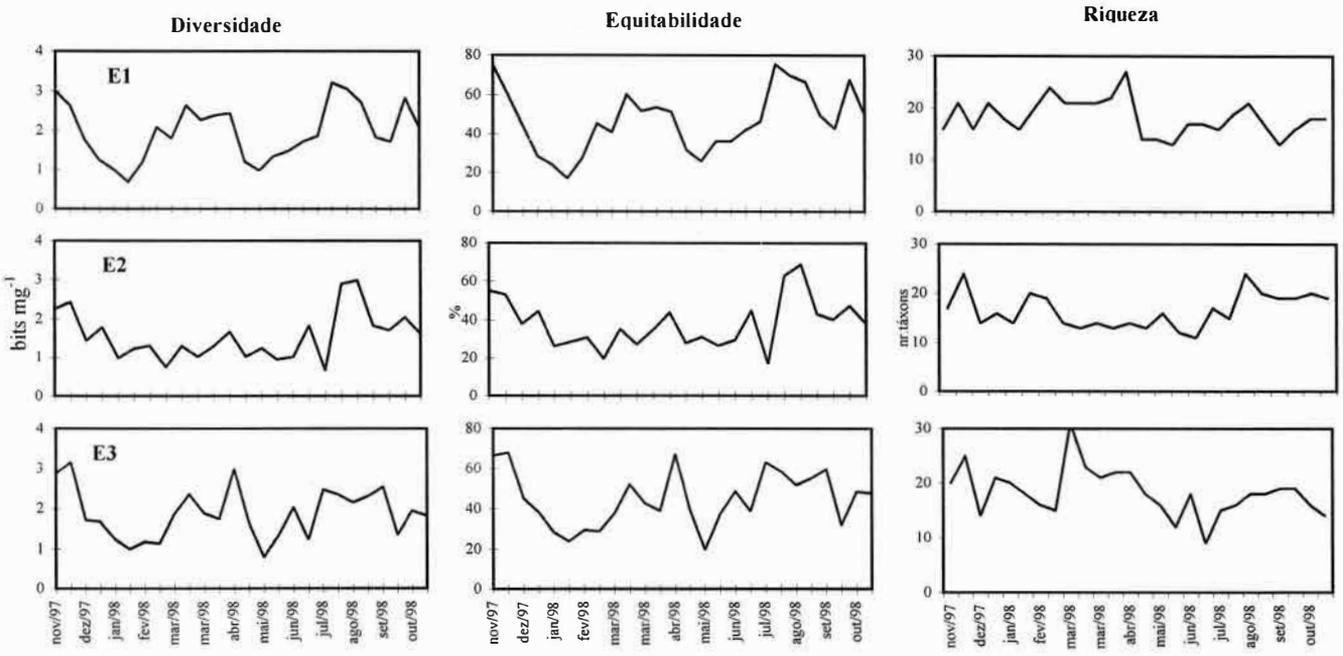


Figura 12 - Variações quinzenais na diversidade específica , equitabilidade e riqueza específica nas estações 1, 2 e 3 (E1, E2 e E3), no Reservatório Tabocas.

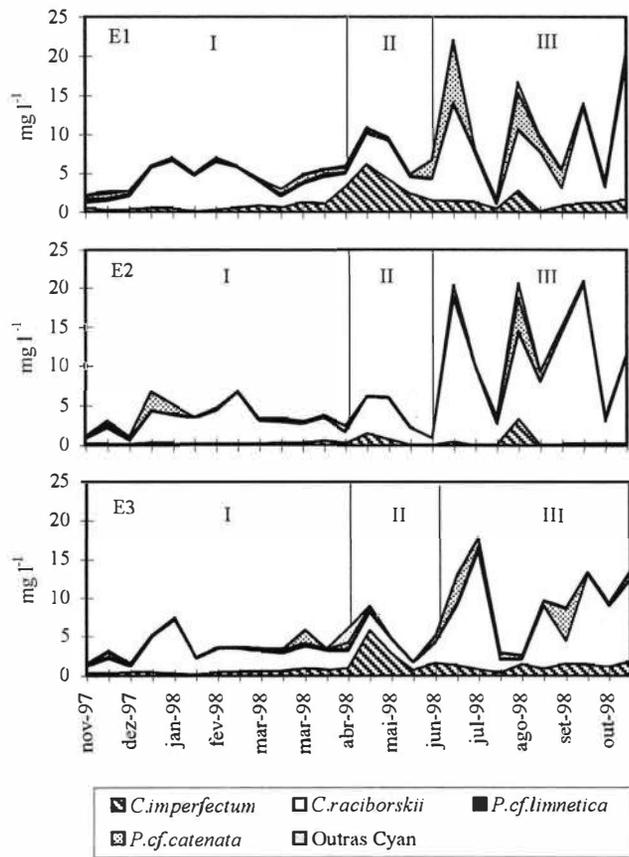


Figura 13 - Variações quinzenais na biomassa das principais espécies de cianofíceas nas Estações 1, 2 e 3 (E1, E2 e E3) no Reservatório Tabocas, assinalados os períodos de estudo (I, II, III).

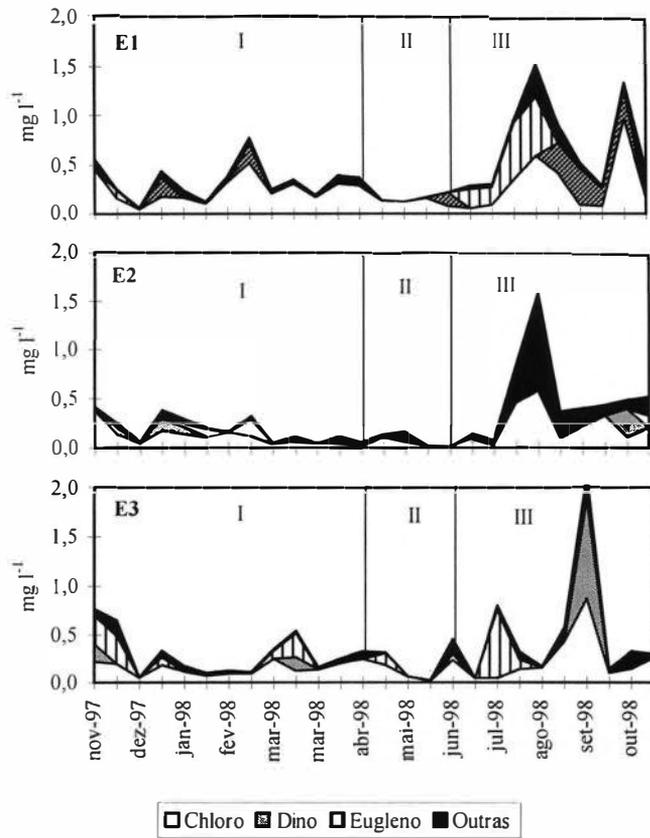


Figura 14- Variações quinzenais das principais classes taxonômicas de algas, exceto cianofíceas nas estações 1, 2 e 3 (E1, E2 e E3) no Reservatório Tabocas, assinalados os períodos de estudo (I, II, III). Chloro=Chlorophyceae; Dino=Dinophyceae; Eugleno=Euglenophyceae.

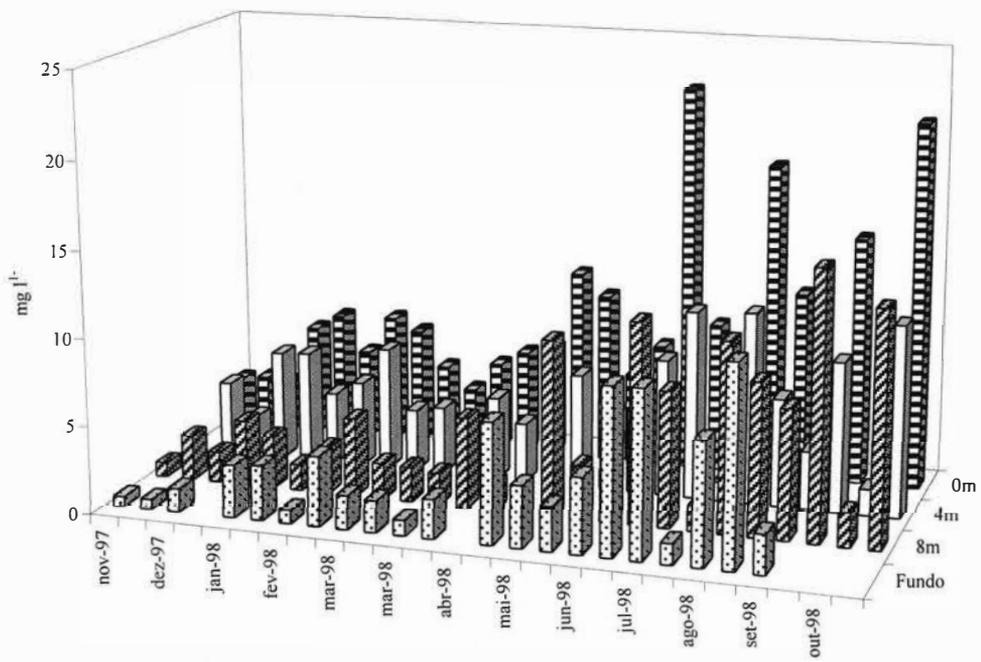


Figura 15 - Variações quinzenais na biomassa fitoplanctônica nas diferentes profundidades (0, 4, 8 e 18m) na estação 1 do Reservatório Tabocas.

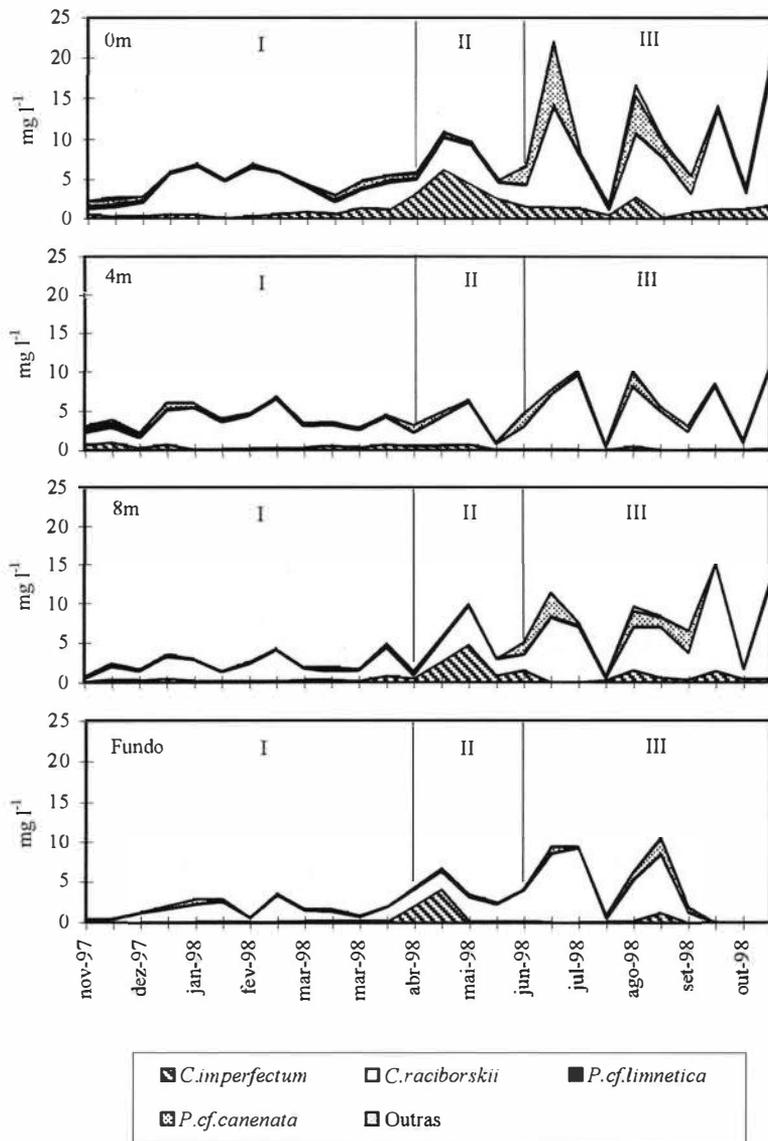
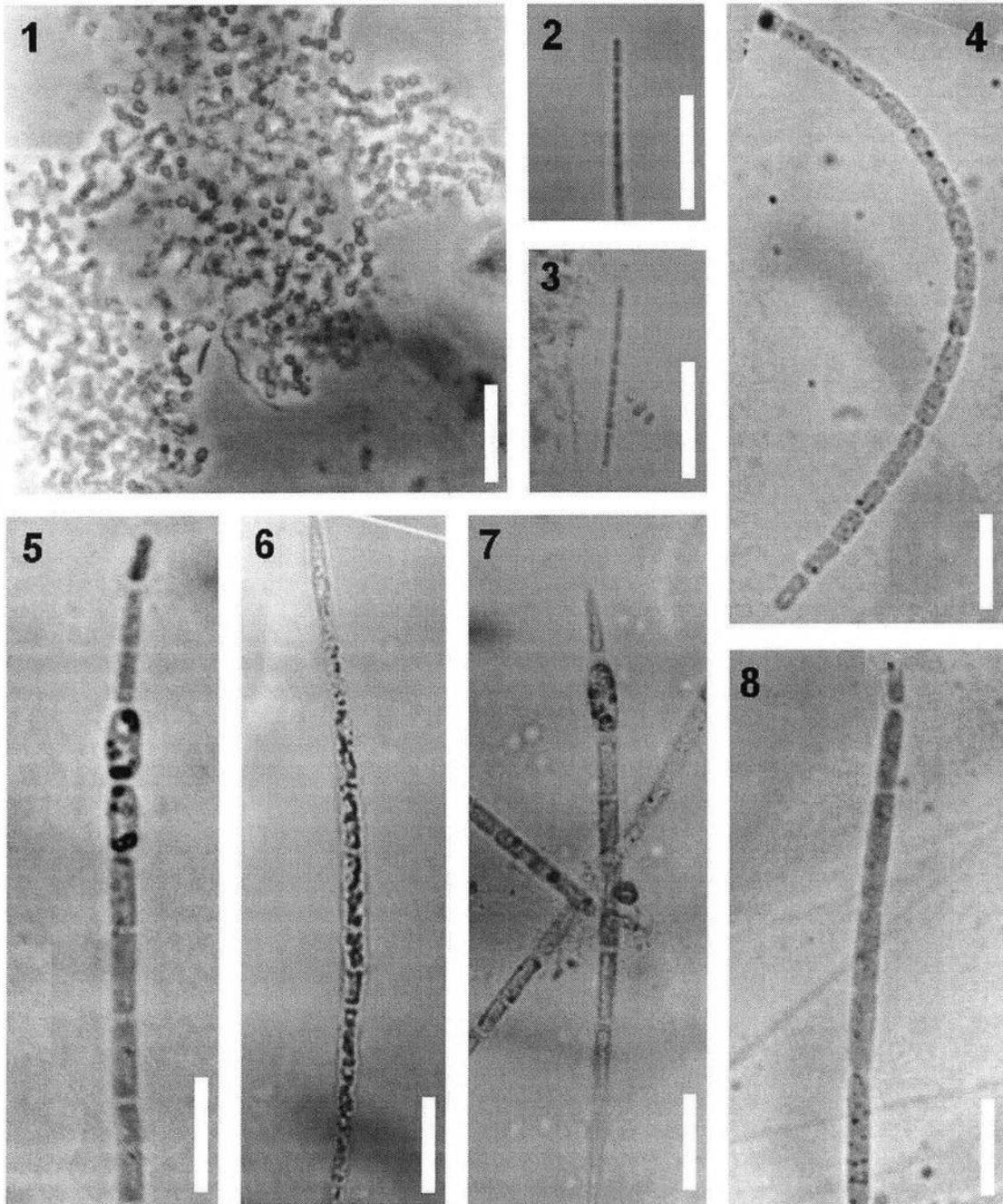


Figura 16 - Variações quinzenais na biomassa das principais populações de cianoprocaríotas nas diferentes profundidades (0m, 4m, 8m, fundo) da estação 1 do Reservatório Tabocas, assinalados os períodos de estudo.



Prancha 1 - Espécies fitoplanctônicas dominantes no Reservatório Tabocas durante o estudo. 1) *Cyanodictyon imperfectum* Cronberg & Weibull; 2-3) *Planktolyngbya* cf. *limnetica* (Lemmermann) Komarková-Legnerová & Cronberg; 4) *Pseudanabaena* cf. *catenata* Lauterborn; 5-8) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba-Raju (Escala=10µm).

8. Anexo

Anexo 1 - Relação dos táxons registrados, por classe taxonômica, número médio de células por indivíduo (cél. ind.⁻¹), máxima dimensão linear (MDL) e biovolume (Biov.) de cada organismo.

Táxons	cél.ind. ⁻¹	MDL (µm)	Biovolume (µm ³)
Cyanophyceae			
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>	44	21,5	134
<i>Aphanocapsa cf. planctonica</i>	30	7,2	247
<i>Chroococcus minor</i>	3	4,8	29
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	12	86,6	392
<i>Leptolyngbya cf. perelegans</i>	6	24,7	34
<i>Merismopedia tenuissima</i>	12	8,2	53
<i>Planktolyngbya cf. limnetica</i>	30	29,6	46
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	6	20,7	81
<i>Pseudanabaena cf. catenata</i>	16	86,0	530
<i>Romeria cf. leopoliensis</i>	4	4,5	35
<i>Synechocystis aquatilis</i>	1	3,2	17
Cryptophyceae			
<i>Cryptomonas cf. Marssonii</i>	1	13,0	174
<i>Komma caudata</i>	1	7,3	37
Dinophyceae			
<i>Peridinium cf. umbonatum</i>	1	15,5	1192
Dinoflagelado	1	12,0	2036
Xanthophyceae			
<i>Goniochloris mutica</i>	1	5,7	21
Chrysophyceae			
<i>Chromulina cf. gyrans</i>	1	5,2	17
<i>C. mikroplankton</i>	1	3,6	11
<i>Chrysococcus punctiformis</i>	1	4,5	48
<i>Mallomonas sp.</i>	1	5,0	905
<i>Chrysophyceae 1</i>	1	5,0	65
<i>Chrysophyceae 2</i>	1	4,8	59
Bacillariophyceae			
<i>Aulacoseira granulata</i>	3	16,0	828
<i>Cyclotella cf. stelligera</i>	1	9,7	159
Pennales 1	1	55,5	273
Pennales 2	1	10,0	39
Pennales 3	1	32,5	104
Euglenophyceae			
<i>Lepocinclis ovum</i>	1	17,0	721
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	1	13,8	1394
<i>T. cf. hispida</i>	1	14,5	1112
Chlorophyceae			
<i>Chlamydomonas sp1</i>	1	8,7	127
<i>Chlamydomonas sp2</i>	1	7,5	200
<i>Chlorella homosphaera</i>	1	3,0	14
<i>Choricystis cylindracea</i>	1	4,6	24
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	1	4,8	35
<i>Crucigeniella cf. rectangularis</i>	1	4,2	37
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	8	2,5	65
<i>Didymocystis cf. planctonica</i>	2	6,5	45
<i>Elakatothrix genevensis</i>	1	11,4	23
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	6	8,4	233
<i>Koliella tenuis f. longiseta</i>	1	18,5	6
<i>K. tenuis f. variabilis</i>	1	22,0	4
<i>Monoraphidium contortum</i>	1	8,0	9
<i>M. convolutum</i>	1	18,0	5
<i>M. komarkovae</i>	1	50,0	52
<i>M. minutum</i>	1	6,8	29
<i>M. nanum</i>	1	3,5	36
<i>Oocystis lacustris</i>	1	7,0	89
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	2	14,4	125
<i>S. ellipticus</i>	4	5,6	45
<i>S. cf. bicaudatus</i>	2	9,6	45
<i>Tetraedrum minimum</i>	1	5,0	38
<i>Tetrastrum sp.</i>	4	4,0	153
Chlorophyceae 1	1	14,0	174
Chlorophyceae 2	1	4,8	172
Chlorophyceae 3	1	7,5	12
Zygnemaphyceae			
<i>Closterium acutum var. variabile</i>	1	46,0	122
<i>Staurastrum tetracerum</i>	1	25,0	426