

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido nordestino

JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (Ciências Biológicas), Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais, Campo de Pesquisa: Limnologia.

São Carlos, São Paulo
2002

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

B238df

Barbosa, José Etham de Lucena.

Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Traperoá II: trópico semi-árido nordestino / José Etham de Lucena Barbosa. -- São Carlos : UFSCar, 2006.

201 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2002.

1. Ecologia. 2. Variáveis limnológicas. 3. Distúrbio hidrológico. 4. Variação sazonal. 5. El Nino. I. Título.

CDD: 574.5 (20^a)

À ternura de Victor, Etham Filho e Ian.

Ao amor de Samara.

*Na busca dos saberes, junto a eles é onde
mais aprendo.*

AGRADECIMENTOS

Até o momento nada tem sido fácil. No entanto, sem os amigos, profissionais e entidades que me acompanharam, não teria sido possível este momento de chegada. A estes torno público meus sinceros agradecimentos:

À Dra. Takako Matsumura-Tundisi pela orientação, críticas, sugestões e oportunidade de realização deste trabalho.

À Dra. Takako Watanabe, eterna orientadora e exemplo profissional, por ter acreditado em mim, por sua presença constante a cada etapa deste trabalho, sempre disposta a oferecer sua sabedoria e, acima de tudo, pela amizade construída sobre um patamar de carinho, respeito e confiança, que já se estende por preciosos 12 anos.

À Judith Font Batalla, pela fértil amizade e companheirismo deste os inesquecíveis dias de república em São Carlos até a data da defesa deste trabalho (sei que ela vai estar lá ajudando). Dedicou-se a este trabalho como o seu próprio.

Ao Prof. Francisco José Pegado Abílio, pela amizade e presença desde os memoráveis dias de república em São Carlos ao ponto final nas bibliografias. Valeu Chicão!

Ao Prof. Romualdo Lunguinho Leite, pela amizade, companheirismo desde a primeira garrafada de Van Dorn até as correções das referências. Foi um profissional fundamental nas análises químicas.

Ao amigo Reginaldo, escudeiro de coletas, companheiro de microscópio e shops. Sua presença me ensinou que a vida é um eterno começo.

Ao Prof. Ronilson José da Paz (Bronquinha), pela amizade e presença na realização das etapas de campo e de laboratório. Foi um amigo fundamental para conclusão deste trabalho.

A Dra. Cristina Crispim (Cris), pela dedicação com que colaborou na execução das etapas de campo. Esteve sempre presente e disposta a ajudar em momentos difíceis.

Ao Amigo Walter Maia, pelo inestimável auxílio na leitura crítica do manuscrito.

Ao Dr. John Jairo Ramirez, por brindar-me com a oportunidade de desfrutar de seus conhecimentos sobre a ecologia do fitoplâncton, pela ajuda estatística e amizade.

Ao Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo pela amizade e por seus valiosos ensinamentos e ajuda na identificação das algas.

Ao amigo Américo Bordini, pela grande ajuda estatística e na compreensão dos programas usados.

À galera do Laboratório de Limnologia: Takako, Lung, Ju, Chico, Cris, George, Danielle, Alexsandro, Alecksandra, Cida, Abidia Lagero, Bronquinha, Socorro, Luciano, Aline, Karina, Artur, Darlan, Welligton, Reginaldo. Pessoas que deram um pouco de si no dia-a-dia desta pesquisa.

À Coordenação do PRODEMA – UFPB, pelo suporte financeiro nas diárias de campo e por permitir o uso irrestrito de todas suas facilidades como instituição.

À Chefia do Departamento de Sistemática e Ecologia por propiciar o suporte estrutura e técnico deste trabalho, permitindo uso irrestrito de todas as suas dependências.

À Universidade Estadual da Paraíba e à CAPES, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino superior, pela concessão da bolsa de doutorado, através do Programa PICD, Plano Integrado de Capacitação Docente, e por brindar-me a oportunidade única de realizar o Programa de Pós-Graduação de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar.

Aos meus pais, José Barbosa e Maria Nita, por tudo que sou.

Aos meus irmãos naturais Gilson e Brim, e os de coração Toinho, Cida, Eraldo Jr., Hermano, Kelly, elke e meus sogros Eraldo e Marly. Pelo apoio irrestrito aos planos de minha vida.

À Samara, Victor, Etham Filho e Ian, razões de minha vida.

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	10
CAPÍTULO 1. Dinâmica sazonal de variáveis limnológicas nas escalas espaciais horizontal e vertical no açude Taperoá II, trópico semi-árido paraibano	
RESUMO	28
ABSTRACT	29
1. INTRODUÇÃO	31
2. ÁREA DE ESTUDO	32
3. MATERIAIS E MÉTODOS	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1. Condiçõais climatológicos	35
4.2. Condiçõais limnológicos	41
4.3. Contexto ambiental	72
5. CONCLUSÕES	81
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
CAPÍTULO 2. Estrutura e dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica nas escalas espaciais horizontais e vertical no açude Taperoá II, trópico semi-árido paraibano	
RESUMO	88
ABSTRACT	89
1. INTRODUÇÃO	91
2. ÁREA DE ESTUDO	92
3. MATERIAIS E MÉTODOS	93
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	96
4.1. Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica	96
4.1.1. Aspectos Qualitativos	96

4.1.2. Aspectos Quantitativos.....	102
4.1.2.1. Riqueza Numérica de Táxon.....	102
4.1.2.2. Densidade Total.....	105
4.1.2.3. Diversidade de Espécies.....	117
4.1.2.4. Equitatividade e Dominância.....	120
4.1.2.5. Clorofila <i>a</i> e Feofitina.....	126
4.2. Tendências Sucessionais.....	132
5. CONCLUSÕES.....	140
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	142

CAPÍTULO 3. Dinâmica vertical e nictemeral da comunidade fitoplanctônica e variáveis limnológicas no período seco e chuvoso no açude Taperoá II, trópico semi-árido paraibano.

RESUMO.....	150
ABSTRACT.....	151
1. INTRODUÇÃO.....	153
2. ÁREA DE ESTUDO.....	155
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	156
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	159
4.1. Condicionantes Climatológicos.....	159
4.2. Condicionantes Físicos e Químicos.....	160
4.2.1. Propriedades Ópticas.....	169
4.2.2. nutrientes.....	172
4.3. Análise Estatística das Variáveis Limnológicas.....	179
4.4. Composição, Estrutura e Dominância da Comunidade Fitoplanctônica.....	183
4.4.1. Aspectos Qualitativos.....	183
4.4.2. Aspectos Quantitativos.....	185
5. CONCLUSÕES.....	194
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	196

INTRODUÇÃO GERAL

OS AÇUDES E O ESTADO DA ARTE DA LIMNOLOGIA NA REGIÃO SEMI-ÁRIDA DO BRASIL

As regiões áridas e semi-áridas do mundo abrangem cerca de 40% da superfície terrestre (RASOOL, 1984) e em virtude de pressões antrópicas cada vez maiores, destruição de vegetações nativas, degradação dos solos, processos acelerados de desertificação e mudanças climáticas globais, as proporções destas zonas vêm se expandindo sensivelmente nas últimas décadas (SCHLESINGER *et al.*, 1990).

Representando cerca de 18,2% do território brasileiro e 70,6% da região Nordeste (DINIZ, 1995), o semi-árido brasileiro destaca-se por ser o mais populoso do mundo (SPERLING, 1998) e caracterizar-se por um conjunto de particularidades climáticas e geo-ambientais que, apesar de sua posição tropical, apresenta-se distintos dos tipos zonais pertencentes às faixas de latitudes similares da Terra, tendo, portanto, uma expressão regional. São elas: 1) acentuada variação temporal-espacial do regime pluviométrico, no limite de 800 mm anuais, 2) temperaturas superiores a 25 °C, ao longo do ano, e com pequenas amplitudes térmicas mensais, 3) evapotranspiração potencial mais elevada que a evaporação real, configurando-se num déficit no balanço hídrico, pelo menos durante nove meses, 4) predominância de solo rasos e pedregosos, 5) rede de drenagem dotada de cursos hídricos com regime intermitente e sazonal, 6) cobertura vegetal decidual, bem denunciada num tropofilismo distinto, entre as fisionomias no período chuvoso e na estação estival, como caráter geral (FERNANDES, 1996).

Acoplado a estas condições climáticas reinantes estão o registro de várias ocorrências de seca, fenômeno que provoca deficiência de água com duração prolongada, de vasta atuação espacial na região e com grande impacto nas atividades econômicas, no meio físico e social. Dentro desse ambiente climático, encontra-se um conjunto fisiográfico ecologicamente arraigado ao semi-árido, que por vezes não propiciando ao desenvolvimento do modelo extrativista colonial otimizado, engendraram um quadro complexo de pobreza submissa e autocracia manipuladora, em sentido dinâmico (FURTADO, 2000).

Cadier (1994) destaca que a primeira grande seca registrada historicamente no Nordeste logo após o descobrimento do país, foi relatada pela Companhia de Jesus, na Bahia, em 1559. Desde então aos dias atuais registra-se a ocorrência de 30 anos secos no século XVIII, 18 no XIX e 24 no século XX (SUDENE, 1981). Neste último, 5 anos secos ocorreram nas décadas de 30, 50, 80 e 90 e 6 anos secos foram registrados nas décadas de 20 e 40 (XAVIER & XAVIER, 1987). Em todas elas os relatos que se acumularam não diferem muito dos atuais no tocante às conseqüências: fome, doenças e migração, comprovando a secularidade desse flagelo. Apenas no século XX foram registradas as ocorrências de 37 secas, sendo as de 1982-83 e 1997-98 catastróficas o suficiente para serem decretados estado de calamidade pública em mais de 90% dos municípios inseridos no polígono das secas (SUDENE, 1999).

No entanto, foi necessário que vidas fossem sacrificadas para que medidas fossem tomadas no sentido de aplacar os efeitos adversos provocados pelas secas. Com praticamente a extinção de todo o rebanho bovino da região e o registro de morte de nordestinos durante as secas de 1877-79 o fenômeno tomou expressão nacional forçando o governo imperial a adotar medidas mais efetivas para a construção de açudes e estradas na região (GUERRA, 1981).

A partir de então se iniciou a instalação de uma densa rede hidrográfica pública tendo no processo de açudagem a principal estratégia utilizada para armazenamento de água como forma de minimização dos efeitos adversos que as secas impõem à região.

Com uma potencialidade de vazão unitária estimada em $3,8 \text{ l/s/km}^2$ (MAIA-NETO 1997), a reserva estimada de acumulação dos açudes públicos do Nordeste atualmente é de 22 bilhões de m^3 , a menor do Brasil (REBOUÇAS, 1997). Estes recursos estão acumulados aproximadamente em 1.200 a 1.500 açudes com capacidade superior a 100 mil m^3 , 450 barragens de mais de um milhão de m^3 e 5 açudes entre 1 e 3 bilhões de m^3 .

Paralelamente ao desenvolvimento da açudagem pública, e apesar das prioridades oficiais voltadas para os grandes reservatórios, observou-se um surto da pequena açudagem privada, de tal forma que se estima em 70.000 o número total de reservatórios com espelho de água de mais de 1.000 m^2 no Nordeste.

O Estado da Paraíba com uma extensão territorial de 56.584 Km^2 , uma população de 3.305.616 habitantes e 99,4% do seu território sob o domínio do polígono das secas (DINIZ, 1995), não foge à regra: tem na açudagem sua principal possibilidade de armazenamento de água. São 4.890 açudes com potencial de acumulação aproximado de $2.906.650 \text{ m}^3$, sendo que 78% se encontram acumulados em apenas 47 açudes públicos. A bacia hidrográfica do rio

Taperoá conta hoje com 259 pequenos açudes, apresentando no total uma capacidade de acumulação da ordem de 71 milhões m³.

A despeito da prioridade governamental dada as grandes barragens com capacidade de armazenamento da ordem de bilhões de m³, estes adquiriram um valor simbólico à margem de sua efetiva e concreta importância como agentes de transformação social de suas áreas de influência. Os açudes com capacidade entre 10.000 m³ e 200.000 m³ (80% dos reservatórios do Nordeste semi-árido) adquiriram uma expressão maior no contexto semi-árido (MOLLE & CADIER, 1992), se destacando como ecossistemas de relevância fundamental na manutenção de comunidades vegetais e animais, especialmente agregados humanos, tanto por serem considerados elos fundamentais no ciclo da água, como por serem um reflexo evidente das condições ambientais da região, tais como, tipo de solo, bacia de drenagem, influência antrópica e variações climáticas.

No entanto, considerando o grande número desses ecossistemas aquáticos na região, os programas orientados ao fornecimento de água de melhor qualidade para consumo, piscicultura e irrigação, são desestruturados, visto que, são desvinculados de estudos básicos que analisem de forma integrada variáveis endógenas dos sistemas e variáveis ambientais que influenciam a qualidade das águas. Muito pouco se conhece sobre a estrutura e funcionamento desses ecossistemas. A maioria dos trabalhos já realizados enfocam aspectos de irrigação, inventários dos recursos hídricos, hidroquímicos, geoquímicos, salinização e perdas de água por evaporação.

A gênese dos estudos de cunho limnológicos no Nordeste semi-árido como também no Brasil, se deu nos primeiros anos da década de trinta do século XX, sendo marcado pela vinda do pesquisador Rodolpho von Ihering, a convite do Ministro da Viação e Obras Públicas. Transferido para Campina Grande (Paraíba) em 1932, Ihering fundou e dirigiu até 1937 a CTPN (Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste), órgão este subordinado a Inspetoria de Obras Contra as Secas, hoje DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra a Seca) que funcionou como o principal centro de limnologia do Brasil até meados de 1940 (Esteves, 1998). Por meio da CTPN foram desenvolvidas importantes pesquisas sobre a ecologia dos açudes nordestinos visando, principalmente, introdução de espécies nativas nestes ecossistemas (IHERING, 1932).

A pedido de Ihering e pela necessidade de um limnólogo em sua equipe, Stillman Wright, chega então a Paraíba, e desenvolve importantes pesquisas sobre alguns aspectos das variáveis físicas e químicas de açudes, rios, riachos e poços artesianos dos Estados da Paraíba,

Pernambuco, Rio Grande do Norte e Alagoas. Destacam-se os trabalhos desenvolvidos nos açudes paraibanos, principalmente o açude Bodocongó – Campina Grande, PB, considerado o berço da Limnologia no Brasil (WRIGHT, 1934a, 1934b, 1936, 1937a e 1937b, 1938). A partir de então muitos outros trabalhos se derivam do esforço inicial destes dois pesquisadores. São desenvolvidas pesquisas pioneiras sobre a sistemática de peixes de água doce (IHERING & AZEVEDO, 1934; AZEVEDO, 1938; AZEVEDO & VIEIRA, 1938) e o primeiro trabalho sobre a composição de algas fitoplanctônicas em açudes do semi-árido nordestino (DROUET *et al.*, 1938). No estado de Pernambuco, Schubart (1938), publicou um trabalho sobre a limnologia das águas deste estado, enfatizando principalmente a biota aquática, apresentando uma lista das espécies de zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos, peixes, anfíbios, e outros. Ainda para este período, destacam-se as expedições por todo o Nordeste do Brasil, sendo publicados trabalhos sobre o levantamento e sistemática de espécies de moluscos de água doce e algumas características do habitat destes organismos (HAAS, 1938; JUTTING, 1944; LUCENA, 1948 e 1949).

Nas décadas de 50 e 60 os estudos foram voltados exclusivamente para a fauna aquática. Continuaram as pesquisas sobre a sistemática de moluscos (LUCENA, 1950, 1951; JAECKEL, 1952), assim como também foram desenvolvidas pesquisas pioneiras sobre as estratégias de sobrevivências de gastrópodes a dessecação do habitat (BARBOSA & DOBBIN-JUNIOR, 1952; BARBOSA & BARBOSA, 1958, 1959). A partir destes estudos sobre os moluscos, começou uma preocupação e um enfoque sobre as espécies de gastrópodes hospedeiros da esquistossomose, uma questão desde então preocupante na região nordestina (PINOTTI *et al.*, 1960; LUCENA, 1963 e 1964; BARBOSA, 1964; BARBOSA & FIGUEIREDO, 1969). Destaca-se ainda neste período trabalhos principalmente enfocando a comunidade psicícola, através de aspectos da biologia e etologia (CHACON, 1954; OGAWA, 1969), sistemática (FOWLER, 1954), dos recursos pesqueiros, cultivo e peixamento (BRAGA, 1951).

Durante os anos 70 e 80 ressurgem trabalhos abordando o fitoplâncton, no entanto, a grande maioria limitam-se a inventários de espécies e estão restritos a corpos aquáticos localizados na faixa litorânea do Nordeste. No Estado de Pernambuco destacam-se os trabalhos de Moreira-Filho *et al.* (1968); Barreto (1974); Carvalho-de-la-Mora & Mariz (1976); Carvalho-de-la-Mora (1986a, 1986b, 1990). Ainda em Pernambuco os trabalhos de Freire-de-Góis (1978) e Chamixaes (1985, 1990) ressaltam além do aspecto taxonômico a relação dessas espécies com as condições tróficas dos ambientes em estudo. No estado do Maranhão, Barbieri

et al. (1989) desenvolveram importante trabalho relacionando o plâncton e a produção primária a fatores ecológicos de lagos da baixada maranhense. No Estado do Rio Grande do Norte, os trabalhos de Chellapa (1982, 1986, 1988 e 1989) abordam aspectos qualitativos, quantitativos e de processos da comunidade fitoplanctônica e de algas perifíticas.

Ainda nas décadas de 70 e 80 é dada continuidade aos estudos sobre a biologia e etologia de peixes (BEZERRA-SILVA, 1974; BRAGA, 1976; BEZERRA-SILVA *et al.*, 1976 e 1980; CANNELLA & RODRIGUES, 1978), levantamento das espécies de peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS (DOURADO, 1981); sistemática de peixes (TORELLI & WATANABE, 1988); pesquisas tecnológicas sobre o aproveitamento do camarão canela dos açudes no Nordeste Brasileiro (FREITAS *et al.*, 1979), dos recursos pesqueiros, cultivo e peixamento em açudes (PAIVA, 1972, 1976, 1978; BARD, 1976; GURGEL, 1976; BEZERRA-SILVA, 1980). Podemos citar ainda, para o mesmo período, os trabalhos de Melo & Chacon (1976) sobre as características físicas, químicas e biológicas do açude Soledade (semi-árido paraibano); Nordi & Watanabe (1978) sobre os Rotíferos (Zooplâncton) do açude Boqueirão (PB); Nogueira (1979) sobre os estudos de algumas variáveis físicas e químicas e do plâncton da água de tanques de piscicultura do DNOCS; Melo & Augusto (1982) sobre algumas variáveis limnológicas de açudes do estado do Ceará; Em 1983, é publicado um livro intitulado “Ciência e Belezas nos Sertões do Nordeste” o qual de certa forma apresenta um resgate das viagens e pesquisas de Ihering, destacando o capítulo sobre os açudes (IHERING & BONANÇA, 1983). Foram também desenvolvidos estudos sobre o potencial dos açudes do Nordeste para o uso na irrigação (MOLLE, 1985; MOLLE *et al.*, 1985 e 1988; MOLLE & CADIER, 1986 e 1987) e estudos sobre a evapotranspiração, evaporação e infiltração em pequenos açudes do Nordeste (MOLLE, 1989a, 1989b). Laraque (1989a, 1989b) estudou um modelo de previsão da salinização e da qualidade da água dos açudes do Nordeste semi-árido. Cadier (1994) e Cadier *et al.* (1987 e 1989) estudaram as alterações dos regimes hidrológicos provocados por represas de diversos tamanhos e o dimensionamento de pequenos reservatórios superficiais do Nordeste semi-árido. Watanabe *et al.* (1989) relacionam aspectos da qualidade química da água de 10 pequenos açudes com a presença de plantas aquáticas.

Durante a primeira metade da década de 90, trabalhos enfocando características biológicas e sanitárias de açudes, ganhou maior destaque. Os trabalhos de Konig *et al.*, (1990), Ceballos *et al.* (1990; 1991a; 1991b; 1995), Amorim & Ceballos (1998) enfatizam principalmente os aspectos sanitários de alguns açudes da região do semi-árido paraibano. Ceballos (1995) fez uma caracterização tipológica de ecossistemas aquáticos do trópico semi-

árido baseando-se em indicadores microbiológicos e Ceballos *et al.* (1998) estudaram aspectos sanitário e nível de eutrofização de açudes paraibanos. Paralelamente aos estudos sanitários são desenvolvidos estudos objetivando o comportamento hidroquímico e características morfométricas dos açudes do semi-árido nordestino. Laraque (1991), Molle (1991, 1992, 1994) e Molle & Cadier (1992) são alguns exemplos. Cavalcanti & Costa (1992) discutiram a questão da qualidade de mistura de águas de alta salinidade do semi-árido paraibano; Duarte *et al.* (1992) apresentaram um estudo da qualidade da água para implantação de um banco de dados no estado de Pernambuco; Assunção & Livingstone (1993) discute sobre a construção de grandes açudes como resposta à incidência crônica de estiagens no segmento mais seco do Nordeste brasileiro; Cadier (1994) fez um estudo bastante detalhado da hidrologia de pequenos açudes do Nordeste Brasileiro; Vieira (1994) analisa o manejo dos recursos d'água do semi-árido nordestino, sobre a luz da sustentabilidade e, conseqüentemente, aponta algumas diretrizes para a elaboração de uma política de recursos d'água adequada ao desenvolvimento sustentável desta região; Paz *et al.* (1995) registraram pela primeira vez a ocorrência do gastrópode exótico afro-asiático *Melanoides tuberculata* em corpos aquáticos do estado da Paraíba e discute suas implicações ecológicas; Batalla (1997), Abílio (1994, 1997) e Paz (1997) fizeram estudos sobre a ocorrência, distribuição, biologia, dinâmica populacional da malacofauna dulceaquícola do Estado da Paraíba. Leite (1995) e Leite & Watanabe (1997), Moredjo (1995) e Barbosa (1996) estudaram respectivamente, a variação temporal e distribuição das concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água, aspectos ecológicos dos Copepoda e o comportamento nictemeral do fitoplâncton e de parâmetros hidrológicos nos reservatórios de Gramame e Mamuaba, Alhandra – PB; Suassuna (1996) discute a questão da salinidade das águas do Nordeste semi-árido e Rebouças (1996) questiona a transposição do Rio São Francisco sob o prisma do desenvolvimento sustentável. Paiva (1997) fez um levantamento da fauna do semi-árido do Nordeste do Brasil, incluindo peixes, camarões e moluscos de água doce e apresenta algumas estratégias para a sua conservação. Moredjo (1998) avaliou os efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicadora. No ano de 1998 foram desenvolvidos alguns trabalhos no açude Bodocongó, tais como, o registro da ocorrência do gastrópode *Lymnaea columella*, hospedeiro da *Fasciola hepatica* (ABÍLIO & WATANABE, 1998); análise do potencial de crescimento da macrófita *Eichhornia crassipes* e suas implicações na hidrodinâmica do açude (OLIVEIRA *et al.*, 1998); estrutura, produtividade e biomassa da comunidade fitoplanctônica como bioindicadora das condições ambientais do açude (TROVÃO *et al.*, 1998); etnoecologia do

Cágado-d'água no açude (ALVES & SOUTO, 1998); Qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da bacia do açude Bodocongó (CASTRO, 1999).

Nos anos noventa os aspectos quantitativos do fitoplâncton continuam sendo ressaltados, no entanto, estes são acompanhados pela avaliação dos aspectos ecológicos do ambiente e voltados para a região semi-árida. Destacam-se as pesquisas de Chellapa *et al.* (1991a, 1991b, 1996), Diniz (1995) e Ceballos (1995).

No entanto o que vem a marcar fundamentalmente a década de 90 com respeito aos trabalhos de cunho limnológico no Nordeste semi-árido são projetos de grande envergadura desenvolvidos por grupos de pesquisadores da Universidade Federal Rural de Pernambuco e da universidade Federal da Paraíba. O grande mérito destes projetos foram a proposta de caráter multidisciplinar e interinstitucional favorecendo ao fomento de novas linhas de pesquisa na região e o aprofundamento das já existentes. A UFRPE através de uma parceria do seu Departamento de Pesca com o Institut de Recherche pour lê Développement (IRD, ex-ORSTOM), no âmbito de um convênio com o CNPq, instituíram o “Projeto Açudes” que teve como meta à valorização dos recursos aquáticos dos açudes do semi-árido pernambucano. Sob a coordenação conjunta dos hidrobiologistas Marc Boury, Olga Odelnelz e Xavier Lazzaro, intensas pesquisas foram realizadas com ênfase em campanhas de pesca experimental, coletas de plâncton e da análise da qualidade da água dos açudes. Trabalhos como os de Boury *et al.* (1998a, 198b, 1999 e 2000) deram ênfase aos aspectos microbianos e de comportamento do fitoplâncton em açudes do trópico semi-árido pernambucano. Estudos relacionados com o nível trófico destes açudes (LAZZARO *et al.* 1998; 1999) e dinâmica das comunidades piscícolas (LAZZARO & LEBOURGES-DHAUSSY, 1999; LAZZARRO *et al.*, 1999) também foram desenvolvidos. Nos estudos de dissertação de Marinho (1997), Mendonça (1995) e Nunes (1995) foram dados enfoques aos fatores abióticos da água, microfitoplâncton e variações de qualidade de água em alguns açudes no âmbito do projeto, respectivamente.

Na Paraíba com a implantação do PRODEMA (Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente) pela primeira vez se rompe a barreira do academicismo e se integra várias áreas do conhecimento de forma a oferecer um programa em nível regional (são 7 sedes em 6 estados nordestinos) que visa a formação de recursos humanos especializados no desenvolvimento do meio ambiente. Sob a coordenação da limnóloga Takako Watanabe, implementadora do PRODEMA, se inicia uma nova fase da limnologia do Nordeste com pesquisas priorizando a região semi-árida e tomando como marco geográfico a bacia hidrográfica como unidade de estudo. Através do projeto “Bacia do Rio Taperoá: bases para o gerenciamento” se integram uma profusão de profissionais com o desenvolvimento das mais diversas linhas de pesquisas.

No campo limnológico destaca-se os inéditos trabalhos sobre a ecologia de rios temporários, sendo desenvolvidos enfoque sobre perturbação hidrológica zona hiporréica (MALTCHIK, 1996), parasitas de peixes do semi-árido e os efeitos do distúrbio hidrológico sobre a intensidade de infestação desses parasitas (MEDEIROS & MALTCHIK, 1997, 1998, 2000), implicações no regime hidrológico sobre a reprodução dos peixes (MALTCHIK, 1999), estudo das macrófitas aquáticas (PEDRO & MALTCHIK, 1998; MALTCHIK & PEDRO, 2000), estabilidade de comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios intermitentes (MALTCHICK & SILVA-FILHO, 2000), diversidade sócio-cultural dos ribeirinhos nos rios intermitentes (Barbosa & Maltchik, 1998), resistência e resiliência do perifiton (MALTCHIK, DUARTE & BARRETO, 1999a), inventário das lagoas temporárias do semi-árido brasileiro (MALTCHIK *et al.* 1999) e biodiversidade e estabilidade em lagoas do semi-árido (MALTCHIK & PEDRO, 2000).

Paralelamente aos estudos de rios temporários foram produzidas pesquisas em rios perenes, em especial, a caracterização limnológica das micro-bacias que integram a bacia do médio São Francisco envolvidas no projeto de sua transposição para o Nordeste Setentrional. Nestes estudos foram utilizados o fitoplâncton (BARBOSA & WATANABE, 2000), o zooplâncton (CRISPIM & WATANABE, 2000a) e a fauna de moluscos como discriminador ambiental no diagnóstico dessas bacias (ABÍLIO & WATANABE, 2000). O projeto se complementa com os estudos nos açudes do semi-árido paraibano, estes com o enfoque na comunidade zooplanctônica com destaque nos estudos de estratégias desses organismos em sobreviver a ambientes temporários (CRISPIM & WATANABE, 2000b, 2000c; VIEIRA *et al.*, 2000; CRISPIM *et al.*, 2000; CRISPIM & WATANABE, 2001) Brito (2001), e estudos dos macroinvertebrados bentônicos (BRITO-JUNIOR *et al.*, 2000; BRITO-JUNIOR, 2001; ABÍLIO *et al.*, 2001a, 2001b, 2001c, 2001d). A comunidade fitoplanctônica foi dada ênfase em sua distribuição nas escalas de tempo (interanual/nictemeral) e de espaço (horizontal/vertical) (BARBOSA, WATANABE E MATSUMURA-TUNDISI, em preparação).

Com a virada do século, os estudos de algas fitoplanctônicas e sua interação aos aspectos climáticos e limnológicos na região semi-árida do Nordeste, são definitivamente integrados à agenda dos grupos de pesquisa desta região (WATANABE E MATSUMURA-TUNDISI, em preparação; CHELLAPA *et al.*, 2000; COSTA & CHELLAPA, 2000a, 2000b; COSTA *et al.* 2000; ARAÚJO *et al.*, 2000).

Destacam-se ainda para os anos de 2000 e 2001, estudos sobre a qualidade da água e eutrofização de corpos aquáticos do estado da Paraíba (ABÍLIO *et al.*, 2000; BARBOSA *et al.*, 2001); monitoramento da qualidade da água e eutrofização de açudes, reservatórios e rios do semi-árido nordestino (ARAÚJO, 2000; LIMA & LIMA, 2000; MEDEIROS *et al.*, 2000; FALCÃO *et al.*, 2000; CAVALCANTI *et al.*, 2000a; CAVALCANTI *et al.*, 2000b); uso de poços escavados no leito seco do rio Taperoá como estratégia para a conservação da água nesta região semi-árida (WATANABE *et al.*, 2000), inventário e conservação das lagoas e as estratégias de comunidades ribeirinhas do semi-árido brasileiro (MALTCHICK, 2000a, 2000b); os índices de desenvolvimento humano e a gestão das águas no nordeste brasileiro (CARVALHO, 2000); ocorrência, distribuição e dispersão de moluscos em corpos aquáticos do estado da Paraíba (ABÍLIO *et al.*, 2001) e o registro de vetores da esquistossomose mansônica em açude do sertão de Pernambuco (GAZIN, 2000).

No final de 2001 a realização do VIII Congresso Brasileiro de Limnologia (pela primeira vez realizado no Nordeste) e a aprovação do projeto “Bioma Caatinga: Estrutura e Funcionamento” contemplado pelo programa PELD (Programa Ecológico de Longa Duração) no âmbito do CNPq para financiamento e execução durante 10 anos sucessivos, ambos sob a coordenação da Limnóloga Takako Watanabe, se constituem em eventos que integram definitivamente a limnologia do Nordeste ao cenário nacional, bem como, a consolidação de estudos básicos e aplicados no semi-árido como forma de desenvolvimento ambiental sustentável.

O objetivo principal do projeto PELD Caatinga é estudar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas terrestre e aquáticos do bioma caatinga, tendo como unidade de estudo as bacias hidrográficas dos rios Taperoá e Piranhas, no semi-árido paraibano e potiguar, visando um manejo que permita a conservação da biodiversidade, a recuperação de áreas degradadas e a promoção do desenvolvimento sustentável da região. Este estudo se constitui em uma proposta multidisciplinar (integração de 46 profissionais das mais diversas áreas do conhecimento), interinstitucional (vinculação de 6 Universidades) e proposta de desenvolvimento de 13 linhas de pesquisa.

Por ter sido desenvolvido no principal açude da bacia hidrográfica do rio Taperoá, área piloto do PELD Caatinga, o estudo hora em análise tem a responsabilidade de se constituir em balizador instrumental, metodológico e funcional dos futuros estudos a serem desenvolvidos no âmbito dos ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido nordestino. As críticas naturalmente a ele direcionadas, terá repercussão não só na seleção de materiais e

calibragem metodológicos, como também na proposição de escalas temporais e espaciais deste estudo que viabilizem um entendimento profundo da ecologia destes ambientes, passo fundamental nos aspectos de gestão e gerenciamento das novas exigências ambientais, econômicas e sociais do mundo no século 21.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABÍLIO, F.J.P. & WATANABE, T. Moluscos de ecossistemas dulceaquícolas das regiões favorecidas pela transposição das águas do Rio São Francisco. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*, Publ. ACIESP, n. 109, v. IV, p.170-175, 2000.

ABÍLIO, F.J.P. & WATANABE, T. Ocorrência de *Lymnaea columella* Say, 1817 (Gastropoda: Lymnaeidae), hospedeiro intermediário da *Fasciola hepatica*, para o Estado da Paraíba, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, São Paulo, 32 (2): 185-186, 1998.

ABÍLIO, F.J.P. *Alguns aspectos ecológicos da Malacofauna e do zoobentos litorâneo dos reservatórios de Gramame e Mamuaba-Alhandra, PB*. João Pessoa-PB, Monografia de Graduação, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, 59p., 1994.

ABÍLIO, F.J.P. *Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba*. João Pessoa-PB, Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, 150p., 1997.

ABÍLIO, F.J.P., LEITE, R.L. & WATANABE, T. Qualidade da água da Lagoa do Parque Sólton de Lucena, João Pessoa, Paraíba. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Vol. 1, p. 274-279, 2000.

ABÍLIO, F.J.P., WATANABE, T. & PAZ, R.J. Occurrence, distribution and dispersion of freshwater molluscs in the State of Paraíba, Northeast, Brazil. *Revista Nordestina de Biologia*, João Pessoa, v. 15, n. 2, p.: 00-00, 2001e.

ABÍLIO, F.J.P.; BARBOSA, J.E.L.; WATANABE, T.; FONSECA-GESSNER, A.A. Chironomidae and other aquatic insects *versus* trophic conditions of ecosystems of northeast Brazil. *Memória do Instituto Oswaldo Cruz*, Rio de Janeiro, 2001a.

ABÍLIO, F.J.P.; FONSECA-GESSNER, A.A.; WATANABE, T. & LEITE, R.L. *Chironomus* gr. *decorus* (Díptera – Chironomidae) e outros insetos aquáticos de um açude temporário do semi-árido paraibano. *Revista Entomologia y Vectores*, Rio de Janeiro, 2001b.

ABÍLIO, F.J.P.; FONSECA-GESSNER, A.A.; WATANABE, T. & LEITE, R.L. Fauna de Chironomidae e outros insetos aquáticos de açudes do semi-árido paraibano. *Revista Entomologia y Vectores*, Rio de Janeiro, 2001c.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. & FONSECA-GESSNER, A.A. Fauna of Chironomidae of aquatic ecosystems, at Paraíba state, Northeast Brazil. *Memória do Instituto Oswaldo Cruz*, Rio de Janeiro, 2001d.

ALVES, A.G.C. & SOUTO, F.J.B. Etnoecologia do cágado-d'água *Phrynops* spp. (Testudinomorpha: Chelidae) no açude Bodocongó, Campina Grande-PB. *Anais do II Simpósio Brasileiro de Etnobiologia e Etnoecologia*, UFSCar, São Carlos, São Paulo, p. 83, 1998.

AMORIM, F.M.B. & CEBALLOS, B.S.O. *Perfil trófico sanitario da represa São Salvador – PB*. In: SILVA, M.J.L. (Org.). *Iniciados*, 3. João Pessoa, Gráfica e Editora Santa Clara, p. 239-261, 1998

ARAÚJO, J.C. Risco de eutrofização de pequenos açudes no semi-árido. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal–RN, 10p., 2000.

ARAÚJO, M.F.F., COSTA, I.A.S. & CHELLAPPA, N.T. 2000. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na lagoa de Extremoz, Natal/RN, Brasil. *Acta Limnologia Brasiliensia*, 12, 125-138.

ASSUNÇÃO, L.M. & LIVINGSTONE, I. Desenvolvimento inadequado: construção de açudes e secas no sertão do Nordeste. *Revista Brasileira de Economia*, 47 (3): 425-448, 1993.

AZEVEDO, P & VIEIRA, B.B. Contribuição para o catálogo biológico dos peixes fluviais no Nordeste do Brasil. *Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra Seca*, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 82-92, 1938.

AZEVEDO, P. Da Biologia dos peixes nordestinos (fragmentos biocenóticos). *In: Livro Jubilar do Professor Lauro Travassos*, 51-60, Rio de Janeiro, 1938.

BARBIERI, R.; IBANEZ, S.R.; ARANHA, F.J.; CORREIA, M.M.F.; REID, J.W. & TURNER, P. Plâncton, produção primária e alguns fatores físico-químicos de dois lagos da baixada maranhense. *Revista Brasileira Biologia*, v.49, n.2, p.399-408, 1989.

BARBOSA, C.B. & MALTCHIK, L. Stability of riverine and sociocultural diversity in Brazilian intermittent rivers of the semi-arid. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, p. 312-320, 1998

BARBOSA, C.B. *Estabilidade de comunidades ribeirinhas no semi-árido brasileiro*. Dissertação de Mestrado, PRODEMA/UFPB, João Pessoa –PB, 124p., 1998.

BARBOSA, F. S. & FIGUEIREDO, T. Geographical distribution of the snail hosts of schistosomiasis mansoni in northeastern Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*. V. 11, n. 4, p. 285-289, 1969.

BARBOSA, F.S. & BARBOSA, I. Dormancy during the larval stages of the trematode *Schistosoma mansoni* in snails estivating on the soil of dry natural habitats. *Ecology*, v. 39, n. 4, p. 763-764, 1958.

BARBOSA, F.S. & BARBOSA, I. Observation on the ability of the snail *Australorbis nigricans* to survive out of water in the Laboratory. *Journal of Parasitology*, v. 45, n. 6, p. 627-630, 1959.

BARBOSA, F.S. & DOBBIN-JUNIOR, J.E. Effects of the dry season on *Australorbis glabratus* (Mollusca, Planorbidae). *Publicações Avulsas do Instituto Aggeu Magalhães*, v. 1, n. 11, p. 145-148, 1952.

BARBOSA, F.S. Os transmissores da esquistossomose mansônica no Nordeste do Brasil. *Jornal Brasileiro de Medicina*, 8 (3): 263-268, 1964.

BARBOSA, J.E.L. & WATANABE, T. O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*, Pul. ACIESP, 109 (II): 449-456, 2000.

BARBOSA, J.E.L. *Comportamento nictemeral do fitoplâncton e de parâmetros hidrológicos na represa de Gramame, Alhandra – Paraíba*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Botânica, UFPE, Recife – PE, 174p., 1996.

BARBOSA, J.E.L.; WATANABE, T.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (sazonal/nictemeral) e espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II, trópico semi-árido nordestino.* (em preparação).

BARBOSA, J.E.L.; WATANABE, T.; MOREDJO, A. & ABÍLIO, F.J.P. A hipereutrofização e suas implicações na biocenose de um ecossistema aquático urbano de João Pessoa, Paraíba. *Revista Nordestina de Biologia*, vol. 15:00-00p., 2001.

BARD, J. *Desenvolvimento da piscicultura intensiva da tilápia macho no Nordeste.* Centro Technique Forestier Tropical, Nogent-sur-Marne, France, Min., 24p., 1976.

BARRETO, E. J.M. Algumas espécies de *Cosmarium* Corda, 1834 ocorrentes em Pernambuco. *Mem. Inst. Bioc.*, UFPE, Recife, v.1, n.1, p.241-248, 1974.

BATALLA, J.F. *Efeito do herbicida Paraquat sobre o gastrópode Pomacea lineata (Spix, 1827) (Ampullariidae, Prosobranchia): bioensaios em laboratório.* João Pessoa-PB, Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, 137p., 1997.

BEZERRA-SILVA, J.W. Curva de crescimento da curimatã comum *Prochilodus cearensis* Steindachner, no açude público Pereira de Miranda (Pentecostes, CE, Brasil). *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza-CE, v. 32, n. 2, p. 101-107, 1974.

BEZERRA-SILVA, J.W. Recursos pesqueiros de águas interiores do Brasil, especialmente do Nordeste. *MINTER/DNOCS*, Fortaleza-CE, 58p., 1980.

BEZERRA-SILVA, J.W., CHACON, J.O., SANTOS, E.P., MELLO, J.T.C., DUARTE, E.A. Curva de rendimento do tucunaré pinima, *Cichla temensis* (Humboldt, 1833), do açude público “Estevam Marinho” (Coremas, Paraíba, Brasil) (Pisces, Actinopterygii, Cichlidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 40 (1): 203-206, 1980.

BEZERRA-SILVA, J.W., PINHEIRO, F.A., FARIAS, J.O. Curva de rendimento da pesca, espécies em conjunto, do açude “Caldeirão” (Piripiri, Piauí, Brasil). *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza-CE, 34 (1): 39-47, 1976.

BOURY, M.; ARFI, R.; BARROS FRANCA, L.; CARMOUZE, J.P. compartimento microbiano no meio pelágico de sete açudes do estado de Pernambuco (Brasil). *Acta Limnol. Brasil*, v. 13, p. 93-111, 1998a.

BOURY, M.; ARFI, R.; CECCHI, P.; CORBIN D.; PAGANO, M.; SAINT-JENA, L.; THOMAS, S. Trophic coupling between bacterial and phytoplanktonic compartments in shallow tropical reservoirs (Côte d'Ivoire, West Africa). *Aquat. Microb. Ecol.* v. 15, p. 25-37, 1998b.

BOURY, M.; ARFI, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.* v. 20, p. 285-297, 1999.

BOURY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat. Microb. Ecol.* v. 23, p. 13-27, 2000.

BRAGA, R.A. Ecologia e etologia de piranhas no Nordeste do Brasil (Pisces, *Serrasalmus Lacépede*, 1803). *Banco do Nordeste do Brasil S/A, Fortaleza-CE*, n. 8, 268p., 101 fig, 1976.

BRAGA, R.A. Peixamento de açudes no Nordeste do Brasil. *Chácaras e Quintal*, São Paulo, v. 84, n. 5, p. 567-568, 1951.

BRITO, D.V.S. *Estudo da biodiversidade da comunidade zooplanctônica no rio Bodocongó e sua aplicação como bioindicadora dos níveis de poluição/eutrofização*. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Engenharia Civil, CCT/UFPB, Campina Grande-PB, 128p., 2001.

BRITO-JUNIOR, L. *Macroinvertebrados bentônicos do açude São José dos Cordeiros, Semi-árido Paraibano*. João Pessoa-PB, Monografia de Graduação, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, 46p., 2001.

BRITO-JUNIOR, L., ABÍLIO, F.J.P. & WATANABE, T. Insetos aquáticos do açude São José dos Cordeiros (semi-árido paraibano) com ênfase em Chironomidae. *Revista Entomologia y Vectores*, 2001.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F.J.P. & WATANABE, T. Macroinvertebrados bentônicos do açude São José dos Cordeiros – Semi-árido Paraibano. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*, Publ. ACIESP, n. 109, v. III, p.408-414, 2000.

CADIER, E. *Hidrologia das pequenas bacias do Nordeste semiárido: Transposição Hidrológica*. Recife: SUDENE, DPG. PRN. HME, 448p., 1994.

CADIER, E., ALBUQUERQUE, C.H.C., ARAUJO-FILHO, P.F., NASCIMENTO, P.H.P., MONTGAILLARD, M. Dimensionamento de pequenos reservatórios superficiais do

Nordeste semi-árido. *Anais do VIII Simpósio da ABRH*, Foz do Iguaçu, vol. 1, p. 202-213, 1989.

CADIER, E., DOHERTY, M.J., MOLLE, F. Alterações dos regimes hidrológicos provocados por represas de diversos tamanhos no Nordeste brasileiro. *Anais do VII Simpósio da ABRH*, Salvador, vol. 4, p. 148-158, 1987.

CANNELA, G. & RODRIGUES, M.M. Contribuições ictiológicas sobre a fauna continental. I. Estudo sobre *Achirus achirus* (Linné, 1758) (Pisces, Soledade). *Revista Nordestina de Biologia*, João Pessoa, v. 1, n. 1, p. 89-95, 1978.

CARVALHO DE LA MORA, L. M. & MARIZ, G. Contribuição ao conhecimento das águas continentais do Município de Recife, Pernambuco, Brasil. *B. Est. Pesq. Univ. Fed. Pern.*, Sér. B, Recife, v.IV, n.3, p.1-22, 1976.

CARVALHO DE LA MORA, L. M. Cyanophyceae planctônicas de viveiros de criação de peixes da região de Itamaracá (PE). *Resumo do Cong. Brasil. Limnol.*, Belo Horizonte, p.1-183, 1986a.

CARVALHO DE LA MORA, L. M. Notophyceae (Cyanophyceae) de mananciais de abastecimento. I - Açude do Prata, Recife, Pernambuco. *Resumo do II Enc. Brasil. de Plancton*, Salvador-BA, p.1-32, 1986b.

CARVALHO DE LA MORA, L. M. Chroococcales (Cyanophyceae) do Estado de Pernambuco, Brasil - II. *Synechocystes*, *Synechococcus*, *Cyanothece*, *Merismopedia*, *Aphanothece*, *Gleocapsa*, *Chroococcus*, *Gleothece*, *Gomphosphaeria* e *Johannesbaptista*. *Anais do IV Encontro Brasil. de Plancton*, Recife/DO-UFPE, p.139-169, 1990.

CARVALHO, F.P. Os índices de desenvolvimento humano e a gestão das águas no nordeste brasileiro. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal-RN, 9p., 2000.

CASTRO, L.S.C.S. *Qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da Bacia do Açude de Bodocongó*. Dissertação de Mestrado, PRODEMA/UFPB, Campina Grande-PB, 128p., 1999.

CAVALCANTI, B.F. & COSTA, S.N. Qualidade da mistura de águas de alta salinidade e águas dessalinizadas á energia solar para o semi-árido paraibano. *Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Ed. Universitária da UFPE, Vol. 2, p.345-355, 1992.

CAVALCANTI, B.F., MUNIZ, L.A. & GÓIS, R.S.S. Características climatológicas, hidrogeológicas e variação espacial da qualidade de águas superficiais da bacia do rio Espinharas – PB. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal–RN, 11p., 2000a.

CAVALCANTI, B.F., SILVA, F.F. & GÓIS, R.S.S. Modelagem da poluição carbonácea e da eutrofização de lago no semi-árido paraibano. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal–RN, 11p., 2000b.

CEBALLOS, B.S.O. *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. Tese de Doutorado. USP- São Paulo, 192 p., 1995.

CEBALLOS, B.S.O., LIMA, E.O., KÖNIG, A., MARTINS, M.T. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeast in freshwater at the semi-arid tropic Northeast region in Brazil (Paraíba State). *Revista de Microbiologia*, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 90-100, 1995.

CEBALLOS, B.S.O.; ARAUJO, A.M. & KONIG, A. Indicadores microbiológicos na avaliação de poluição orgânica em um lago oligotrófico. *Anais 16^o Congres. Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental*. Goiania, 20 a 27 de Set./91., v. 2, n. 1, p. 35-47, 1991b.

CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A.; LIMA, E.O.; BRASILEIRO, J.D.M.; ARAUJO, A.M. Fontes de água usadas por comunidades rurais da Paraíba. II Qualidade de águas de açudes de pequeno e médio porte. *Anais 43^o Reunião Anual SBPC*, p. 675-676, 1991a.

CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A.; LIMA, E.O.; URTIGA, R.F. & ARAUJO, A.M. Comparative study of microbiological indicators of pollution in fresh waters. *Proceeding Second Bienal Water Quality Syonposium Microbiological Aspects*. Chile, p: 233-236, 1990.

CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A.; OLIVEIRA, J.F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. *Water Research*, 32 (11): 3477-3483, 1998.

CHACON, J.O. Evolução do ovo, larva e alevino do apaiari, *Astronotus ocellatus* Spix (Pisces, Characidae). *Publicação do Serviço de Piscicultura*, (Ser.1-C), Fortaleza-CE, n. 160, p. 137-155, 1954.

CHAMIXAES, C.B.C.B. & MARIZ, G. Novas referências de *Scenedesmus* Meyen (Chlorococcales) para o Estado de Pernambuco-Brasil. *Anais da VIII Reunião Nordestina de Botânica*, p.3-13, 1985.

- CHAMIXAES, C.B.C.B. Ficoflórula do açude de Apipucos (Recife-PE). *Rev. Brasil. Biol.*, v.50, n.1, p.45-60, 1990.
- CHELLAPPA, N.T. COSTA, M.A.M. & MARINHO, I.R. Hamful cyanobacterial blooms form Semi-arid freshwater ecosystems of north-east Brazil. *Australian of Society of Limnology*, 38(2), 45-49, 2000.
- CHELLAPPA, N.T. Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass and primary productivity of Jundiai reservoir, Northeastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie*, 32, 75-91, 1990.
- CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte – 2. Analysis of Phytoplankton communities by product-moment correlation and multiple regression analysis. *Boletim do Dol. UFRN* 8, 21-39, 1991a.
- CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte – 3. phytoplankton form hypersaline lagoons of Macau/RN. *Boletim do Dol. UFRN* 8, 41-51, 1991b.
- CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte, Brasil: littoral diatoms. *Biologia Czeckoslavia*, v. 37, p. 102-106, 1986.
- CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte: a statistical approach in assessing primary productivity of periphytic algae. *Anais do I Congresso de Ciências, UFRN, Natal*, p. 26-28, 1988.
- CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae fo Rio Grande do Norte – 1. A statistical approach in assessing primary productivity of periphytic algae. *Anais do I Congresso de Ciências, UFRN, Natal*, 26-28, 1989.
- CHELLAPPA, N.T. studies on the primary productivity in Rio Potengi, Notal: seasonal variation in productivity. *Rev. Algal.* v. 21, p 171-175, 1982.
- CHELLAPPA, N.T., AMORIM, J.M.F., BEZERRA, T.A. OLIVEIRA, V.C. & COSTA, I.A. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte, Brazil. A comparison of phytoplankton assemblages of oligotrophic and eutrophic lake. *Nova Headwigia*, 112: 513-524, 1996.
- CHELLAPPA, N.T., BEZERRA, T.A., COSTA, W.T.T. & MELO, S.P. Physiological ecology of Cyanophyceae populations from impounded freshwater aquatic ecosystems (barragem Gargalheiras) of Rio Grande do Norte, Brazil. *Anais do IV Simpósio de Ecologia Ecosystemas, Aquáticos e Terrestres*, vol. 2: 372-380, São Paulo, 1998.

COSTA, M.A.M. & CHELLAPPA, N.T. Comunidade fitoplanctônica da barragem Gargalheiras, Acari/RN na Região semi-árida nordestina. *Anais do II Simpósio Brasileiro sobre meio ambiente e desenvolvimento sustentável do semi-árido*, Mossoró/RN. p.241-251, 2000a.

COSTA, I.A.S & CHELLAPA, N.T. Produção primária do fitoplancton em BEARG, Assu/RN. *Anais do II Simpósio brasileiro sobre meio ambiente e desenvolvimento sustentável do semi-árido*, Mossoró/RN. p. 253-267, 2000b.

COSTA, I.A.S., ARAUJO, F.F. & CHELLAPPA N.T. Estudos das microalgas fitoplanctônicas da barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12, 65-72, 2000.

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do Rio São Francisco: 1 – Zooplâncton. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12: 93-103, 2000a.

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. Heterogeneidade no ecossistema lacustre, baseado na comunidade zooplanctônica. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*, v. 3, p. 431-441, 2000c.

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semi-árido paraibano. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12: 89-94, 2000b.

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? *Hydrobiologia*, 442: 101-105, 2001.

CRISPIM, M.C.; LEITE, R.L. & WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*, v. 3, p. 422-430, 2000.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). Relatório, Ministério do Interior, Fortaleza-CE, 192p., 1982.

DINIZ, C.R. *Aspectos sanitários de corpos lênticos temporários para consumo humano*. Dissertação de Mestrado, UFPB-Campus II, Campina Grande-PB, 143p., 1995.

DOURADO, O.F. *Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS*. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas, Ministério do Interior, Fortaleza-CE, 40p., 1981

DROUET, F.; PATRICK, R. & SMITH, L.B. A flora de quatro açudes da Parahyba. *Annaes da Academia Brasileira de Ciencias*, v. 10, n. 2, p. 89-104, 1938.

DUARTE, M.M.M.B.; VASCONCELOS, I.E.; PEREIRA, S.C.L.C. & VALENÇA, M. Estudo da qualidade da água para implantação de um banco de dados. *Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Ed. Universitária da UFPE, Vol. 1, p.387-3396, 1992.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. Ed. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, 575p., 1998.

FALCÃO, D., FERRAZ, A., SILVA, A., MARINHO, M., MOURA, A. & BOUVY, M. A importância do monitoramento das condições hidrológicas e das algas na avaliação e controle da qualidade das águas de reservatórios. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal-RN, 9p., 2000.

FERNANDES, A. Fitogeografia do semi-árido. *Anais da 4ª Reunião Especial da SBPC*, Feira de Santana, BA, p. 79-89, 1996.

FOWLER, H.W. Os peixes de água doce do Brasil. *Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo*, v. 9, p. 590-905, 1954.

FREIRE-DE-GÓIS, S.A. Algumas espécies de *Trachelomonas* Ehr. (Euglenophyceae) e suas implicações para o tratamento da água. *Rev. Nordest. Biol.*, v.1, n.1, p.21-29, 1978.

FREITAS, J.V., MACHADO, Z.L., GURGEL, J.J.S. & MEDEIROS, M.A.N. Pesquisas tecnológicas sobre o aproveitamento do camarão canela, *Macrobrachium amazonicum* (Heller), dos açudes no Nordeste Brasileiro. *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza, v. 37, n. 1, p. 63-84, 1979.

FURTADO, C. *Teoria e política do desenvolvimento econômico*. Paz e Terra, São Paulo, 355p, 2000.

GAZIN, P. BARBOSA, C.S., BOUVY, M. & AUDRY, P. Registro de ocorrência de vetores da esquistossomose mansônica em açude do Sertão de Pernambuco. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, São Paulo, 33 (4): 407-408, 2000.

GUERRA, P. B. *A civilização da seca*. Fortaleza: Minter-Dnocs, 1981.324p.

GURGEL, J.J.S. Pesca e Piscicultura em águas represadas do Polígono das Secas. *MINTER/DNOCS*, Fortaleza-CE, 36p., 3 figs, 1976.

HAAS, Von F. Neue Binnen-Mollusken aus Nordost-Brasilien. *Archiv für Molluskenkunde*. V. 70, n. 1, p.46-51, 1938.

IHERING, R. & AZEVEDO, P.A Curimatã dos açudes nordestinos (*Prochilodus argenteus*). *Arquivos do Instituto de Biologia*, São Paulo, v. 5, p. 143-184, 1934.

IHERING, R. & BONANÇA, D.I. Os açudes. p. 227-243. In: *Ciência e Belezas nos sertões do Nordeste*. DNOCS, Min. Int., 305p., 1983.

IHERING, R. O papel das plantas aquáticas na evaporação. *Annales da Academia Brasileira de Ciencias*, tomo IV, n. 4, p. 169-173, 1932.

JAECKEL, S. Short review of the Land and Freshwater Molluscs of the North-East States of Brazil. *Dusenja*, V. 3, n. 1, p. 1-10, 1952.

JUTTING, W.S.S.B. Über eine Sammlung nichtmariner Mollusken aus niederschlagsarmen Gebiete Nordost-Brasiliens. *Archiv für Hydrobiologie*, V. 39, p. 458-489, 1944.

KONIG, A., CEBALLOS, B.S.O. & CASTRO, S.P. As descargas clandestinas de esgotos e seu efeito na degradação das águas do Açude Velho, Campina Grande, PB. *Anais do Seminário Regional de Engenharia Civil.*, Recife, p: 653-662, 1990.

LARAQUE, A. *Comportements hydrochimiques des açudes du Nordeste Brasilien semi-árido*. Doutorado. Université de Montpellier II, Montpellier França., 363., 1991.

LARAQUE, A. *Estudo e previsão da qualidade da água de açudes do Nordeste semi-árido brasileiro*. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT-HME, 91p., 1989a.

LARAQUE, A. Simal: um modelo de previsão da salinização dos açudes do Nordeste brasileiro. *Anais do VIII Simpósio Brasileiro da ABRH*, Foz do Iguaçu, v.2, p. 638-649, 1989b.

LAZZARO, X. & LEBOURGES-DHAUSSY, A. Estimates of fish density and spatial distribution by vertical acoustic sampling in two shallow tropical obstructed reservoirs of the semiarid Brazilian Northeast. *Second International Shallow Water Fisheries Conference*, Biosonics Inc., Seattle-WA, USA, 7-9 de septiembre de 1999.

LAZZARO, X.; BOUVY, M.; DE OLIVEIRA, V.S; DINETZ-COLLART, O. Trophic level relationships in the pelagic food webs of five reservoirs of the Brazilian Northeast semiarid

region. *Special Session on Biotic Processes in Large Lakes, XXVII SIL Congress*, Dublin, Irlanda, 8-14 de agosto de 1998.

LAZZARO, X.; OLIVIERA, V. S.; RIBEIRO, R.; MATA, M.; WILLADINO, L.; BOUVY, M.; SALES, L. Relations trophiques pélagiques entre poissons et plancton des réservoirs de la région semi-aride du Pernambouc". *Wordkshop 'Projeto Açudes'*, UFRPE/IRD/CNPq, Recife-PE, Brasil, 22-24 de novembro de 1999.

LAZZARO, X.; OLIVIERA, V. S.; RIBEIRO, R.; VASCONCELOS, A.; ANDRADE, C. E.; MATA, M.; WILLADINO, L.; ARAÚJO, A.; SALES, L. 1999. Biologie, écologie et abondance des communautés piscicoles des réservoirs du Pernambouc semi-aride. *Workshop 'Projeto Açudes'*, UFRPE/IRD/CNPq, Recife-PE, Brasil, 22-24 de novembro de 1999.

LEITE, R.L. *Variação temporal e distribuição das concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água dos reservatórios de Gramame e Mamuaba, Alhandra, PB*. Monografia de Graduação, DSE/CCEN/UFPB, João Pessoa, PB, 87p., 1995.

LEITE, R.L. & WATANABE, T. Seasonal variation of the physical and chemical condition of the Gramame and Mamuaba Reservoirs, Alhandra, Paraíba. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 350-354, 1997.

LIMA, L.C.T.M. & LIMA, H.V.C. Risco de eutrofização em reservatórios. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal-RN, 7p., 2000.

LUCENA, D. T. Lista de moluscos do Nordeste, com um apêndice sobre algumas espécies de outras regiões. *Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia, São Paulo*. V. 10, n. 3, p. 93-104, 1951.

LUCENA, D. T. Planorbídeos transmissores da esquistossomose no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Malariologia e Doenças Tropicais*. V. 15, n. 1, p. 13-26, 1963.

LUCENA, D. T. Planorbídeos transmissores da esquistossomose no Nordeste do Brasil. *Jornal Brasileiro de Medicina*, 8 (3): 269-276, 1964.

LUCENA, D. T. Primeira lista de moluscos do Nordeste. *Boletim da Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio de Pernambuco*. V. 15, n. 2, p. 134-140, 1948.

LUCENA, D. T. Segunda lista de moluscos do Nordeste. *Boletim da Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio de Pernambuco*. V. 16, n. 3-4, p. 126-135, 1949.

LUCENA, D. T. Terceira lista de moluscos do Nordeste. *Boletim da Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio de Pernambuco*. V. 17, n. 1-2, p. 32-51, 1950.

MAIA-NETO, R.F. Água para o desenvolvimento sustentável. *Água em Revista*, ano V, n. 9, p. 21-32, novembro de 1997.

MALTCHIK, L. & PEDRO, F. Biodiversity influences community stability? Results of semiarid shallow lakes. *Ciência e Cultura J. Adv. Sci.* 52(2): 127-130, 2000.

MALTCHIK, L. Biodiversidade e estabilidade em lagoas do semi-árido. *Ciência Hoje*, 25 (148): 64-67, 1999.

MALTCHIK, L. Inventory and conservation of Brazilian semiarid shallow lakes. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*. Publ. ACIESP, 109 (III): 415-421, 2000a.

MALTCHIK, L. Perturbação hidrológica e zona hiporréica: conceitos básicos para pesquisas nos rios temporários do semi-árido brasileiro. *Revista Nordestina de Biologia*, João Pessoa, PB, 11 (1): 1-13, 1996.

MALTCHIK, L. Survival tactics of riverine communitites in Brazilian semiarid region. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*. Publ. ACIESP, 109 (IV): 157-161, 2000b.

MALTCHIK, L., COSTA, M.A.J. & DUARTE, M.D.C. Inventory of Brazilian semiarid shallow lakes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (4-1): 801-807, 1999b.

MALTCHIK, L., DUARTE, M.D.C. & BARRETO, A.P. Resistance and resilience of periphyton to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid ephemeral stream (Riacho Serra Branca, NE, Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (4-1): 791-799, 1999a.

MALTCHIK, L. & SILVA-FILHO, M. I. Resistance and resilience of the macroinvertebrate communities to disturbance by flood and drought in a Brazilian semiarid ephemeral stream. *Acta Biológica Leopoldensia* 22(2): 171-184, 2000.

MARINHO, M. *Estudos dos fatores abióticos da água em quatro açudes do semi-árido de Pernambuco*. Recife, Monografia de Graduação em Engenharia de Pesca, Unibersidade Federal Rural de Pernambuco, 65p., 1997.

MEDEIROS, E.S.F. & MALTCHIK, L. Implications of hydrological extremes in fish reproductive period in a temporary river of Brazilian semiarid (Taperoá, PB). *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Publ. ACIESP, 104 (II): 329-339, 1998.

MEDEIROS, E.S.F. & MALTCHIK, L. Parasita ataca peixes nos rios do semi-árido. *Ciência Hoje*, 22 (130): 66-67, 1997.

MEDEIROS, E.S.F. & MALTCHIK, L. The effects of hydrological disturbance on the intensity of infestation of *Lernaea cyprinacea* in an intermittent stream fish community. *Journal of Arid Environments*, 43: 1-6, 1999.

MEDEIROS, E. S. F. & MALTCHIK L. Influence of hydrological disturbance on the reproduction of a fish community in an intermittent stream from the Brazilian semiarid region. *Verhan. Internat. Verein. Limnol.* 27: 906-911, 2000.

MEDEIROS, Y.D.P., SOUSA, J.M.F., FIGUEIRA, C.C. & SILVA, S.C. Monitoramento da qualidade da água para o desenvolvimento sustentável do semi-árido baiano. *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, ABRH, Natal-RN, 8p., 2000.

MELO, H.A.R. & AUGUSTO, J.A.M. Estudos limnológicos do açude público “Engo. Venícius Berredo”, ex “Pedras Brancas” (Quixadá, Ceará, Brasil). *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza, v. 40, n. 2, p. 217-278, 1982.

MELO, H.A.R. & CHACON, J.O. Exame biológico-pesqueiro do açude público “Soledade” (Soledade, PB) Brasil. *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza, v. 34, n. 1, p. 3-26, 1976.

MENDONÇA, D.F.P. *Contribuição ao estudo do microfitoplâncton nos açudes Saco I, Ingazeira e Pão de Açúcar*. Recife, UFRPE/ Departamento de Pesca. Monografia de Especialização, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 39p, 1995.

MOLLE, F. & CADIER, E. *Manual do pequeno açude*. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, 520p., 1992.

MOLLE, F. & CADIER, E. Otimização do dimensionamento e do manejo dos pequenos perímetros irrigados a partir de açudes. *Anais do VII Simpósio Brasileiro da ABRH*, Salvador, v.1, p. 395-404, 1987.

MOLLE, F. & CADIER, E. Potencialidade dos açudes e dimensionamento das áreas irrigadas. *ITEM*, n.27, 5p., 1986.

MOLLE, F. *Caracteristiques et potentialités des “açudes” du Nordeste brésilién*. These de Doutorado, Universite Montpellier II, 380p., 1991.

MOLLE, F. Evapotranspiração e evaporação do tanque classe A – Evaporação nos pequenos açudes: variações e correlações. *Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Irrigação*, Recife, v.1, p. 282-303, 1989b.

MOLLE, F. *Geometria dos pequenos açudes*. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, 126p., 1992.

MOLLE, F. *Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento*. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, 171p., 1994.

MOLLE, F. *Perdas por evaporação e infiltração em pequenos açudes*. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, 172p., 1989a.

MOLLE, F. *Potentialités des “açudes” du Nordeste brésilién pour um usage en irrigation*. Montpellier, França, Mémoire ENGREF, 142p, 1985.

MOLLE, F., BARRETO, F., MEDEIROS, R.D. & DOHERTY, R. Alguns aspectos da pequena irrigação com base em açudes. *Anais do III Congresso da ABID*, Florianópolis, 17p., 1988.

MOLLE, F., CADIER, E. & CAMPELLO, M.S. Modelização do funcionamento de pequenos reservatórios com múltiplos usos. *Anais do VI Simpósio Brasileiro da ABRH*, São Paulo, v.2, p. 343-354, 1985.

MOREDJO, A. *Alguns aspectos ecológicos dos Copepoda nos reservatórios de Gramame e Mamuaba, Alhandra, PB*. Monografia de Graduação, DSE/CCEN/UFPB, João Pessoa, PB, 86p., 1995.

MOREDJO, A. *Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade de zooplancônica como biodicador*. João Pessoa, PB. Dissertação de Mestrado, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, 1998, 136p.

MOREIRA FILHO, H.; MARUO, Y.; MOREIRA, I.M.V. & ESKINAZI-LEÇA, E. Diatomáceas da Lagoa Olho D'Água - Pernambuco. *Bol. da Univ. Fed. do Paraná, Botânica*, Curitiba, v.21, p.1-17, 1968.

- NOGUEIRA, F.A.P. Estudos de alguns parâmetros físico-químicos e do plâncton da água de tanques do centro de pesquisas ictiológicas “Rodolpho Von Ihering” do Dnocs (Pentecoste, Ceará, Brasil). *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza, v. 37, n. 1, p. 41-62, 1979.
- NORDI, N. & WATANABE, T. Nota preliminar sobre os rotíferos (zooplâncton) no açude Epitácio Pessoa - Bouqueirão, PB. *Revista Nordestina de Biologia*, João Pessoa, v. 1, n. 1, p. 31-39, 1978.
- NUNES, Z.M.P. *Variação da qualidade da água de açudes do semi-árido nordestino*. Recife, UFPE/Departamento de Pesca. Monografia de Especialização, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 57p, 1995.
- OGAWA, E.F. Alimentação de peixes de águas estuarinas do Estado do Ceará. *Arquivos de Ciências do Mar.*, Fortaleza-CE, v. 9, n. 2, p. 111-114, 1969.
- OLIVEIRA, E.C.; BARBOSA, J.E.L. & SOARES, H.R.R. Análise do potencial de crescimento de *Eichhornia crassipes* (Aguapé) e suas implicações na hidrodinâmica do açude Bodocongó, Campina Grande – PB. *Anais do V Encontro de Iniciação Científica/III Mostra de Produção Científica da UEPB*, Campina Grande-PB, p. 25-26, 1998.
- PAIVA, M.P. A ictiofauna e as grandes represas brasileiras. *Eletrobrás-Centrais Elétricas, S/A*, Rio de Janeiro, 37p., 1978.
- PAIVA, M.P. As investigações científicas e o aproveitamento de recursos pesqueiros dos açudes nordestinos. *Boletim Cearense de Agronomia*, Fortaleza-CE, v. 13, p. 17-28, 1972.
- PAIVA, M.P. Considerações sobre política de açudagem no Nordeste do Brasil. *Boletim Cearense de Agronomia*, Fortaleza-CE, v. 17, p. 7-19, 1976.
- PAIVA, M.P. Fauna do Semi-árido do Nordeste do Brasil e sua conservação. In: *Anais do I Simpósio Brasileiro sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento sustentável do semi-árido*. Universidade Rural do Rio Grande do Norte, Mossoró-RN, p. 72-121, 1997.
- PAZ, R. J. *Biologia e ecologia de Biomphalaria glabrata (Say, 1818) (Mollusca: Pulmonata: Planorbidae), na Fazenda Árvore Alta, Alhandra (Paraíba - Brasil)*. João Pessoa, Paraíba, 1997, 125p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- PAZ, R. J., WATANABE, T., DIJCK, M. P. M. & ABÍLIO, F. J. P. First record of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the state of Paraíba (Brazil) and its possible ecological implications. *Revista Nordestina de Biologia*. V. 10, n. 2, p. 79-84, 1995.

- PEDRO, F. & MALTCHIK, L. Domain of attraction vs. magnitude of disturbance a study of aquatic macrophytes in the Brazilian semiarid. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Publ. ACIESP, 104 (II): 340-348, 1998.
- PINOTTI, M.; REY, L.; ARAGÃO, M. B. & CUNHA, A. G. Epidemiologia da equistossomose e variação periódica das populações malacológicas em Pernambuco, Brasil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*. V. 2, p. 183-188, 1960.
- RASOOL, S.I. *On dynamics of desert and climate*. In Houghton, J.T. (editor) *The global climate*. Cambridge University Press, New York, 1984, p. 107-120.
- REBOUÇAS, A.C. A transposição do Rio São Francisco sob o prisma do desenvolvimento sustentável. *Anais da 4ª Reunião Especial da SBPC*, Feira de Santana, BA, p. 79-89, 1996.
- REBOUÇAS, Aldo da Cunha – *Água na Região Nordeste: desperdício e escassez*, Estudos Avançados, 11 (29), 1997 a, 127-154 p.
- SCHLESINGER, W.H; REYNOLDS, J.F; CUNNINGHAM, G.L; HUENNEKE, L.F; JARRELL, W.M; VIRGINIA, R.A. & WHITFORD, W.G. Biological feedbacks in global desertification. *Science* (247), 1990. p. 1043-1048.
- SCHUBART, O. Considerações sobre as investigações nas águas de Pernambuco. *Archivos do Instituto Agrônomo e Pesqueiro de Pernambuco*, 1: 26-57, 1938.
- SPERLING, E.V. Seca no Nordeste – yes, temos alternativas. *Água em revista*, ano VI, n. 10, p. 82-84, jun 1998.
- SUASSUNA, J. A salinidade de águas do Nordeste semi-árido. *Anais da 4ª Reunião Especial da SBPC*, Feira de Santana, BA, p. 228-242, 1996.
- SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Ministério do Interior, Recife, PE, 1981.
- SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Ministério do Interior, Recife, PE, 1999.
- TORELLI, J. & WATANABE, T. Estudo sobre algumas famílias da comunidade piscícola da Bacia do Rio Gramame-Conde, Pb. *Resumos do XV Congr. Brasil. Zool.* Curitiba, 31 de Janeiro a 05 de Fevereiro de 1988, 1988.
- TROVÃO, D.M.B.M.; BARBOSA, J.E.L. & ARAÚJO, A.C. Estrutura, produtividade e biomassa da comunidade fitoplanctônica como biondicadores das condições ambientais do açude Bodocongó, Campina Grande-PB. *Anais do V Encontro de Iniciação Científica/III Mostra de Produção Científica da UEPB*, Campina Grande-PB, p. 32-33, 1998.

VIEIRA, D.M., CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. Impacto da cheia e da seca sobre a comunidade zooplânctônica do açude São José dos Cordeiros no semi-árido paraibano. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*, Publ. ACIESP, 109 (III): 401-407, 2000.

VIEIRA, V.P.P.B. Sustainable development and water resources management in the semi-arid Northeast. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 66 (Supl. 1), p. 125-133, 1994.

WATANABE, T.; GADELHA, C.L.M.; PASSERAT-DE-SILANS, A.M.B. Análise estatística da relação entre a presença de plantas aquáticas e parâmetros físico-químicos da água de açudes. *Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Foz do Iguaçu-PR, p. 582-594, 1989.

WATANABE, T.; PAZ, R.J.P., LEITE, R.L. & LACERDA, A.V. Uso de poços escavados no leito seco do rio Taperoá como estratégia para a conservação da água na região semi-árida da Paraíba. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*, Publ. ACIESP, 109 (I): 175-181, 2000.

WRIGHT, S. Alguns dados da física e da química das águas dos açudes nordestinos. *Boletim da Inspeção Federal de Obras Contra as Secas*, Fortaleza, v. 1, n. 4, p. 164-169, 1934a.

WRIGHT, S. Chemical conditions in some waters of Northeast Brazil. *Annaes da Academia Brasileira de Ciências*, v. 9, n. 4, p. 277-306, 1937a.

WRIGHT, S. Da física e da química das águas do Nordeste. VI. Condições químicas. *Boletim da Inspeção Federal de Obras Contra as Secas*, Fortaleza, v. 19, n. 1, p. 37-54, 1938.

WRIGHT, S. Da física e da química das águas do Nordeste do Brasil. II. Clorretos e carbonatos. *Boletim da Inspeção Federal de Obras Contra as Secas*, Fortaleza, v. 2, n. 5, p. 206-211, 1934b.

WRIGHT, S. Da física e da química das águas do Nordeste do Brasil. III. Condições térmicas. *Boletim da Inspeção Federal de Obras Contra as Secas*, Fortaleza, v. 8, n. 2, p. 1937b.

WRIGHT, S. Thermal conditions in some waters of northeast Brazil. *Annaes da Academia Brasileira de Ciências*, v. 8, n. 3, p. 163-167, 1936.

CAPÍTULO 1

DINÂMICA SAZONAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NAS ESCALAS ESPACIAIS HORIZONTAL E VERTICAL NO AÇUDE TAPEROÁ II, TRÓPICO SEMI-ÁRIDO PARAIBANO

RESUMO

A região semi-árida do Nordeste do Brasil conta com a segunda maior densidade de açudes do mundo, responsável pelo abastecimento de 40 milhões de pessoas, principalmente, nos períodos de seca, evento climático freqüente e conseqüentemente catastrófico nesta parte do Brasil. Com o objetivo de analisar o funcionamento limnológico destes sistemas aquáticos foram realizadas no açude Taperoá II (07°11'44"S e 07°13'44"S, 36°52'03" W e 36°50'09" W), amostragens mensais durante o período de setembro de 1998 e setembro de 2000. Estas foram realizadas em quatro estações de coletas: três localizadas na região marginal e uma na região pelágica do açude, sendo nesta em quatro profundidades (superfície, 50%, 1% de penetração de luz e a 4,0 m de profundidade). Foram analisadas as características climatológicas da região (temperatura do ar, evaporação, ventos, precipitação pluviométrica) e

aspectos físicos e químicos da água (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, turbidez, transparência da água, carbono inorgânico dissolvido total, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato e sílica). As alterações climáticas decorrentes do fenômeno *El Niño* 1997-1998 provocaram entre setembro/98 e janeiro/99 redução drástica do volume útil de armazenamento do açude, acarretando forte concentração de sais dissolvido, pH alcalino, elevada condutividade elétrica e altos teores de nutrientes inorgânicos. O efeito diluidor das chuvas concentradas nos meses de fevereiro e março de 1999, provocou redução do oxigênio, acidez do meio, redução acentuada nos valores de condutividade e nutrientes dissolvidos. A recuperação do volume hidrométrico do açude e sua estabilidade manteve as variáveis limnológicas pouco alterados até o período chuvoso seguinte. A relativa estratificação térmica ocorrida entre os meses de fevereiro e abril de 2000 foi acompanhada por estratificação química. A análise de Componentes Principais discriminou o sistema com base nos maiores valores registrados para as variáveis limnológicas estudada e a flutuação do volume do açude, indicando que a interação seca extrema e chuvas concentradas em curto período, são os maiores determinantes da alta variabilidade interanual das variáveis amostradas e as reduzidas oscilações espaciais dos eixos horizontal e vertical do açude.

Palavras-chave: variáveis limnológicas, distúrbio hidrológico, região semi-árida, variação sazonal, *El Niño*.

ABSTRACT

In the semi-arid North-east region of Brazil occurs the second highest density of dams in the world (or 'açudes', as they are locally known) which supply water to *ca.* 40 millions inhabitants, mainly during the dry period, a catastrophic and frequent event in that Brazilian region. The limnological functioning of such water system in the Taperoá II dam (07°11'44" S and 07°13'44" S, 36°52'03" W and 36°50'09" W) was investigated through sampling carried out between September/1998 and September/2000. Sampling was performed at four collecting stations: three of them at the pond margins and one in its pelagic zone, where four depths were selected: surface, 50% and 1% light penetration, and at 4.0m depth. Climatological characteristics of the region (air temperature, evaporation, winds, and rainfall) were analysed, as well as the physical and chemical properties of the water (temperature,

dissolved oxygen, pH, electric conductivity, alkalinity, turbidity, transparency, total dissolved inorganic carbon, ammonia, nitrite, nitrate, total phosphorus, orthophosphate, and silicate). Climatic variations due to El Niño event (1997-1998) caused, between September/98 and January/99, a drastic reduction of the available stock of water in the pond, which determined a strong concentration of dissolved salts, an alkaline pH, high electric conductivity and high inorganic nutrient contents. The diluter effect of the increased rainfall in February and March/1999 exerted a reduction of oxygen, conductivity, and dissolved nutrients and caused water acidity. The recovery of the pond hydrometric volume and its stability, maintained the limnological variables almost unchanged up to the next rainy period. A relative thermal stratification occurred between February and April/2000 simultaneously to a chemical stratification. The Principal Components analysis allowed to distinguish the system based on the highest limnological variables here studied and the water volume fluctuation, showing that the interaction of extreme dry season and rainfall in a short period, are the strongest determinants of the high interannual variability of the sampled variables and of the reduced spatial oscillations of the horizontal and vertical axes of the dam.

Key words: limnological variables, hydrological disturbance, semi-arid region, seasonal variation, El Niño.

1. INTRODUÇÃO

A análise espaço-temporal das variáveis limnológicas básicas e das concentrações de nutrientes de um ambiente aquático pode fornecer um quadro diagnóstico de suas condições ecológicas. Pode também auxiliar no entendimento da dinâmica das comunidades, além de suscitar questões relevantes quanto aos mecanismos de respostas do sistema aos estímulos internos e externos, naturais ou antrópicos.

A importância destes estudos está na detecção e predição de processos de eutrofização, salinização, contaminação, e busca de propostas de soluções que viabilizem o aumento da vida útil desses ecossistemas. Para Tundisi (1999) e Wetzel (1981) a compreensão das respostas metabólicas dos sistemas aquáticos a tais estímulos é necessária para a realização do manejo desse sistema.

A grande maioria dos mais de 70.000 açudes existentes no Nordeste é usada para abastecimento, para culturas de vazante, para irrigação e para pesca. Considerando o grande número desses ecossistemas aquáticos na região, os programas orientados ao fornecimento de água de melhor qualidade para consumo, piscicultura e irrigação, são desestruturados, visto que, são desvinculados de estudos básicos que analisem de forma integrada variáveis endógenas dos sistemas e variáveis ambientais que influenciam na qualidade das águas (CEBALLOS, 1995).

A Paraíba, apesar de considerada o berço da limnologia brasileira (ESTEVES, 1998; TUNDISI *et al.*, 1995) e ter na difundida prática da açudagem, um mecanismo preventivo do seu problema de estiagem, são escassos os trabalhos sobre a estrutura e funcionamento de seus mananciais aquáticos.

A grande maioria dos açudes que compõe o potencial hídrico do Estado, são considerados temporários, tanto pela irregularidade das chuvas e acentuada evaporação, como também pela retirada de água para consumo humano e dessedentação de animais, fatores que levam geralmente estes ambientes a seu esgotamento durante períodos de estiagem prolongada.

Com base nestes antecedentes, os açudes destas regiões secas se destacam como ecossistemas de relevância fundamental na manutenção de comunidades vegetais e animais, especialmente agregados humanos, tanto por serem considerados elos fundamentais no ciclo da água, como por serem um reflexo evidente das condições ambientais da região, tais como, tipo de solo, bacia de drenagem, influência antrópica e variações climáticas.

Existem, hoje diversas razões para se estudar as zonas úmidas dessas regiões mais secas uma vez que o funcionamento destes ambientes está diretamente relacionado com as questões ambientais globais. Estes ecossistemas funcionam como amplificadores do desequilíbrio climático regional. (MOLLE & DAHM, 1990). Fisher & Grimm (1991) salientam que os sistemas aquáticos temporários oferecem um primeiro reflexo daquilo que os ecossistemas aquáticos de regiões úmidas podem se tornar com a expansão das zonas áridas.

O propósito deste trabalho é fornecer uma base de dados de variáveis limnológicas que contempla a análise de flutuação temporal na escala interanual e escalas espaciais nos planos horizontal e vertical. Tal abordagem é pioneira na região e pode trazer importantes informações para pesquisas aplicadas e teóricas com implicações na elucidação de padrões de distribuição ainda desconhecidas nos açudes nordestinos.

2. ÁREA DE ESTUDO

O açude Taperoá II está situado na regi central do Estado da Paraíba, entre as latitudes 07°11'44"S e 07°13'44"S e as longitudes 36°52'03" W e 36°50'09" W (Fig. 1). Incluso na bacia hidrográfica do Rio Taperoá, o açude está a uma altitude de 578 m, possui uma capacidade de 15.148.900 m³ de acumulação, profundidade máxima de 5,7 metros e média de 1,4 metro. A superfície do açude é de 4,6 km² e 575,50 km² de área de bacia hidrográfica, sendo utilizado, principalmente, para abastecimento humano (Paraíba, 1997b). O clima da região é do tipo BSw^h, o que indica um clima quente e seco com estação chuvosa no verão-outono. Na bacia predominam solos rasos, pedregosos, altamente suscetíveis à erosão e de alto risco de salinização. A vegetação dominante é a caatinga arbustiva arbórea aberta já quase que totalmente antropizada.

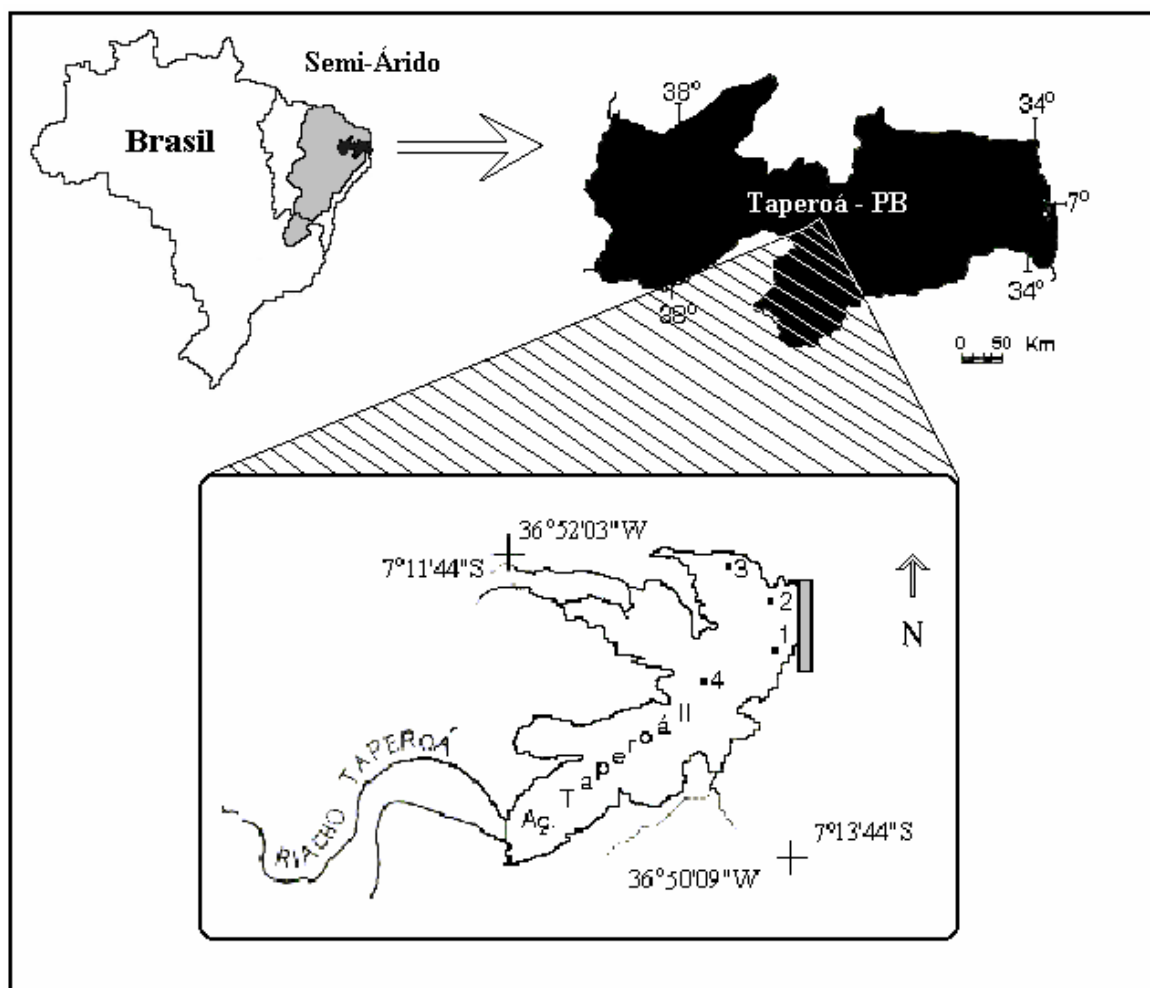


Figura 1. Mapa de localização do açude Taperoá II e sua inserção na geografia regional.

3. MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas em quatro estações de coletas, três na região litorânea (EST.1, EST.2 e EST.3) e uma na região limnética mais profunda do lago (EST.4), sendo esta em quatro profundidades: sub-superfície, 50%, 1% de extinção da luz e 4m de profundidade. As amostragens na zona litorânea do açude foram realizadas mensalmente entre os meses de setembro de 1998 a setembro de 2000. Na EST.4, no entanto, em virtude do volume do açude encontrar-se abaixo do volume útil de operacionalização entre os meses de 09/98 a 02/99, as amostragens na região limnética ficaram restritas entre os meses de outubro de 1999 a setembro de 2000 com frequência mensal. As profundidades correspondentes a 50% e 1% de extinção vertical de luz foram estimadas a partir da seguinte equação:

$$\boxed{Z = (-\log_e f)(k)^{-1}} \text{ onde: } \begin{aligned} Z &= \text{profundidade (m).} \\ \log_e &= \text{logaritmo natural ou neperiano} \\ f &= (I_z)(I_0)^{-1} = \text{fator ente 0 e 1.} \\ k &= (1,7)(Z_{sd})^{-1} \\ Z_{sd} &= \text{transpar\^encia do disco de Secchi (m).} \end{aligned}$$

Dos valores de K foram calculados os coeficientes de atenua\c3o vertical da luz (POOLE & ATKINS, 1929) e do fator 2,7 (ESTEVES, 1998), estimou-se a extens\c3o da zona euf\c3tica. Os dados de temperatura do ar, velocidade do vento e precipita\c3o foram obtidos atrav\^s da Esta\c3o Climatol\c3gica da Bacia Escola no munic\^pio de S\c3o Jo\c3o do Cariri e pelo LMRS (Laborat\c3rio de Meteorologia Recursos H\^dricos e Sensoriamento Remoto) da Universidade Federal da Para\^iba e Governo do Estado.

As medidas de temperatura da \c3gua foram feitas atrav\^s de um term\c3metro de revers\c3o (0,01\c2C de resolu\c3o) e a transpar\^ncia da \c3gua atrav\^s de um disco de Secchi. As amostras d'\c3gua foram coletadas em cada profundidade com um amostrador do tipo Van Dorn de 3,5 litros de capacidade. Medidas de oxig\^nio dissolvido, condutividade el\^trica e pH foram determinadas no campo atrav\^s do m\^todo de Winkler, condut\^metro digital Cole-Parmer modelo 650 e pHmetro digital Hanna modelo HI 9224, respectivamente. A turbidez foi determinada por um turbid\^metro Micronal. Para determina\c3o da alcalinidade total seguiu-se o m\^todo descrito em Golterman *et al.* (1978) e as concentra\c3es de carbono inorg\c3nico total calculadas pelo m\^todo num\^rico descrito em Mackereth *et al.* (1978). Os nutrientes estudados e seus respectivos m\^todos anal\^ticos foram os seguintes: am\^nio, n\^trito e fosfato inorg\c3nico dissolvido (MACKERETH *et al.*, 1978), n\^trato (RODIER 1975), s\^lica reativa sol\c3vel (GOLTERMAN *et al.* (1978), f\c3sforo total (EATON *et al.*, 1995).

O tratamento estat\^stico dos dados foi feito a partir de an\c3lise descritiva atrav\^s dos c\c3lculos da m\^dia aritm\^tica como medida de tend\^ncia central. O grau de dispers\c3o absoluta dos dados foi medido atrav\^s do desvio padr\c3o e como medida de dispers\c3o relativa foi usado coeficiente de varia\c3o de Pearson (CV). Com a finalidade de estabelecer o n\^vel de signific\c3ncia dos valores obtidos para as diferentes esta\c3es de coleta, profundidades e \^pocas de amostragem, foram utilizadas t\^cnicas de an\c3lises de vari\c3ncia de uma via (ANOVA) com n\^vel de signific\c3ncia de 5% usando o programa estat\^stico Istat para Windows, vers\c3o 3.0.

An\c3lise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para ordenar a variabilidade interanual e distribui\c3o espacial horizontal-vertical em rela\c3o as vari\c3veis estudadas, com o prop\c3sito de comparar as diferentes unidades amostrais. Esta an\c3lise baseou-se na metodologia de Kaiser (1958, 1960) apud Manly (1986), utilizando os *Eigenvalues* maiores que 1.0. O programa usado foi o Statistics vers\c3o 5.5 (STATSOFT Inc., 2000).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. CONDICIONANTES CLIMATOLÓGICOS

De acordo com os dados obtidos na bacia do rio Taperoá durante o período de estudo (Fig. 2), a região apresentou um período mais quente e temperaturas altas entre os meses de outubro e abril (média de 26,6°C e CV = 1%) com picos nos meses de novembro e dezembro (26,9 °C em dezembro/98) e um período de temperaturas mais amenas entre os meses de maio e setembro (média de 24,4°C e CV = 2,4%), com as menores temperaturas ocorrendo nos meses de julho e agosto (22,6°C em julho/00). Em termos de médias interanuais, o ano de 1998 com temperatura média anual de 26,3°C (CV = 6%) apresentou temperaturas relativamente mais altas que os anos de 1999 e 2000 (25,4°C e CV = 5,1%; 24,7°C e CV = 5,2%, respectivamente).

Apresentando uma relação direta com os valores de temperatura do ar, as taxas de evaporação registradas no município de Taperoá apresentaram um comportamento semelhante aos da temperatura, ou seja, altas taxas de evaporação nos meses de novembro e dezembro (7,9mm em 12/99) e menores nos meses de julho e agosto (2,7mm em 07/00) (Fig. 2). Com relação à média anual de evaporação, registrou-se uma taxa evaporativa no ano de 1998 de 1954mm com CV de 44,2%, em 1999 de 1904mm e CV de 44,6% e em 2000 de 1358mm (CV = 47,2%).

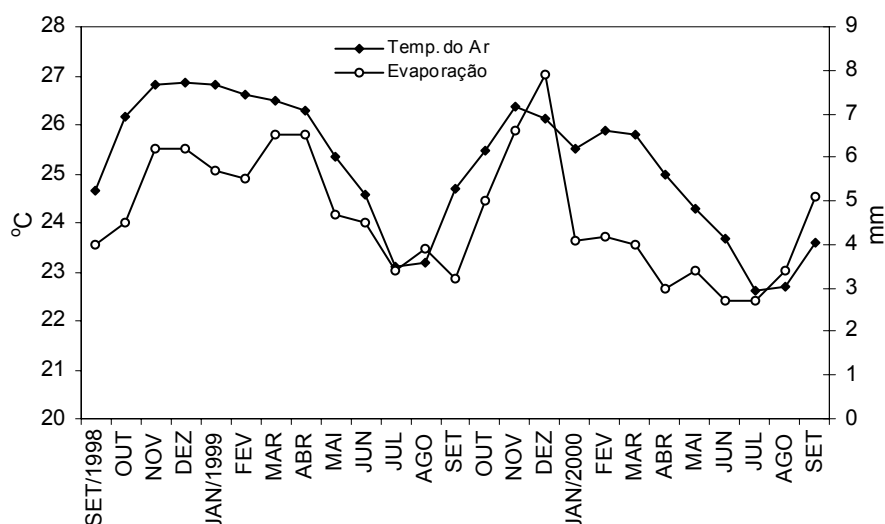


Figura 2. Distribuição mensal da temperatura do ar e evaporação na bacia do rio Taperoá entre os meses de setembro de 1998 a setembro de 2000.

A flutuação interanual da velocidade dos ventos apresentou intensidades distintas entre o primeiro (média = $4,0 \text{ m.s}^{-1}$ e $\text{CV} = 6,2\%$) e o segundo ano de coletas (média = $3,3 \text{ m.s}^{-1}$ e $\text{CV} = 32\%$) (Fig.3), entretanto, os valores médios mensais apresentaram um padrão de oscilação temporal caracterizado por ventos maiores entre os meses de setembro e janeiro ($4,5 \text{ m.s}^{-1}$ e $\text{CV} = 6,2\%$) decrescendo entre fevereiro e agosto ($2,4 \text{ m.s}^{-1}$ e $\text{CV} = 10\%$). As diferenças entre estes dois períodos se acentuam quanto observada a magnitude dos ventos nos dias de coleta em relação aos mensais.

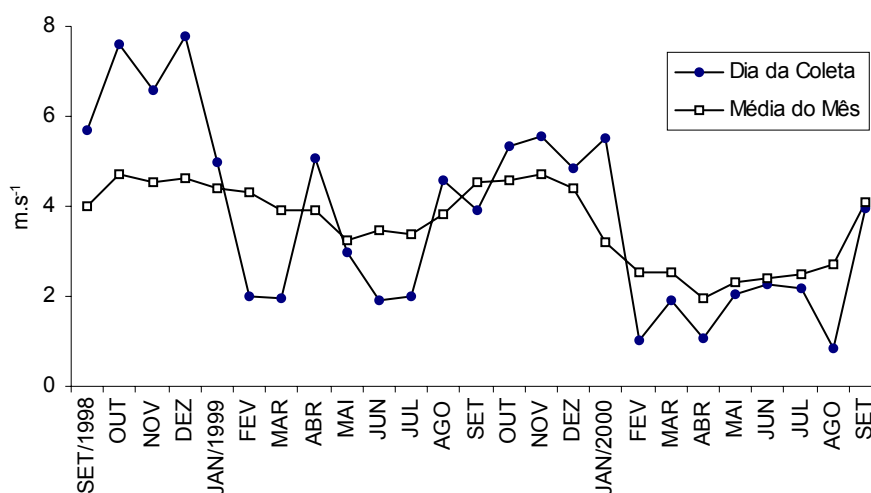


Figura 3. Distribuição mensal e diária dos dias de coleta da velocidade do vento na bacia do rio Taperoá entre os meses de setembro de 1998 a setembro de 2000.

A partir dos dados de precipitação pluviométrica (fig.4), duas estações climáticas bem distintas foram estabelecidas para região, uma chuvosa e outra seca. A estação chuvosa, dependendo da variabilidade interanual das chuvas, estendeu-se de dois a quatro meses com os totais máximos mensais de chuvas ocorrendo entre os meses de fevereiro e maio, portanto entre o verão e o início do outono. No ano de 1998 a precipitação acumulada no ano foi extremamente baixa ($165,6\text{mm}$) e irregular apresentando $63,5\%$ das chuvas concentradas nos meses de fevereiro a março. Em 1999 a precipitação acumulada do ano foi de $410,2\text{mm}$ com concentração de $64,2\%$ das chuvas entre os meses de fevereiro e maio e no ano de 2000 choveu $453,1\text{mm}$ com $67,3\%$ concentradas entre os meses de janeiro e abril. Apesar dos anos de 1999 e 2000 apresentarem uma recuperação nos totais pluviométricos em relação a 1998, estes estiveram abaixo ou no limite do índice de 450mm/ano , faixa do qual são classificados como anos secos (LIMA, 1999). Os coeficientes de variação de $161,5\%$ em 1998, de $149,9\%$ em 1999 e de $98,3$ em 2000 evidenciam a irregularidade das chuvas e forte concentração de chuvas durante curto tempo (2 a 4 meses).

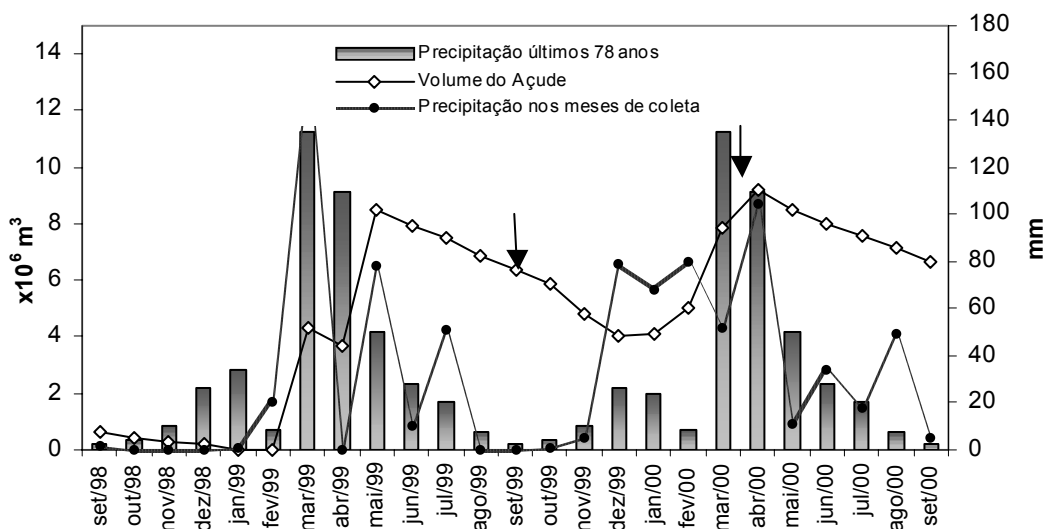


Figura 4. Variação mensal do volume do açude, precipitação pluviométrica nos meses de coleta e dos últimos 78 anos na bacia hidrográfica do rio Taperoá.

As altas temperaturas, fortes taxas de evaporação e escassez de chuvas no ano de 1998 foram fatores decisivos no estabelecimento do colapso no sistema de abastecimento da região, acarretando o esgotamento de 97% dos mananciais de abastecimento da bacia do rio Taperoá (Paraíba, 1998). Com uma capacidade de acumulação próxima de 16 milhões de m³, o açude Taperoá II chegou a exaurir seu volume útil de abastecimento, ficando entre os meses de setembro de 1998 a janeiro de 1999 resumido a grandes poças de água, apresentando os mais baixos volumes históricos de acumulação desde sua construção em 1983. As chuvas de 1999 e 2000 foram decisivos na recuperação parcial do nível do açude, chegando a repor 59% do seu total de acumulação em abril de 2000.

O ano de 1998 em termos climáticos foi, excepcionalmente, distinto dos anos de 1999 e 2000. Ano de manifestação do fenômeno *El niño* 97/98, o Brasil, em especial o semi-árido nordestino, o norte e leste amazônico e região Sul e Sudeste, estiveram sob o efeito do mais forte episódio de *El niño* dos últimos 150 anos (CPTEC – INPE, 1998). O *El niño*, mudança climática de ordem natural, caracteriza-se fundamentalmente por condições climáticas decorrentes do aquecimento anômalo das águas superficiais do Pacífico Equatorial Oriental, fatores que nos anos de 97/98 estiveram acima da média de suas últimas vinte e sete edições no século XX, provocando entre outras conseqüências, aumento no número de queimadas e redução no potencial hidrelétrico do norte e leste amazônico; chuvas torrenciais na região Sul, em especial no Estado de Santa Catarina; temperaturas altas no inverno do Sudeste e seca no

Nordeste com conseqüência principal na redução drástica dos índices pluviométricos da região.

Para o semi-árido nordestino este episódio foi confirmado através das análises dos campos de grande escala para os meses chuvosos de 1998 (fevereiro a maio) (Bandeira, 1999), apresentando campos de pressão ao nível do mar (PNM), temperatura da superfície do mar (TSM) e ventos em 850hPa, coerentes com o episódio *El Niño*. Por outro lado, o Oceano Atlântico apresentou-se com desvios positivos de TSM no setor norte e negativo no setor sul, segundo Uvo *et al.* (1996), padrão extremamente desfavorável à ocorrência de chuvas no Nordeste.

O período chuvoso do semi-árido paraibano foi amplamente afetado pelo intenso fenômeno *El Niño 97/98*, tendo no ano de 1998 o apogeu de suas manifestações. Como reflexo local deste fenômeno de manifestação global, na região da bacia do rio Taperoá a temperatura média anual esteve 1,6°C superiores que o ano de 2000, as taxa de evaporação média anual 37% mais elevadas que 2000 e meses chuvosos apresentando um desvio negativo de 83% em relação ao anos normais de precipitação (média de 600mm/ano), fatores climáticos condicionantes no estabelecimento de drástica desagregação do meio físico da bacia do rio Taperoá, provocando distúrbios hidrológicos de magnitude extrema, perturbações sociais e econômicas.

A indagação que se faz é sobre qual será o efeito destas mudanças globais sobre a qualidade da água de reservatórios? Qual a magnitude de alterações na variabilidade temporal e espacial de variáveis estado de corpo aquático? Que processos são desencadeados ou suprimidos mediante estresse hídrico? Quais as conseqüências que essas alterações trarão para os reservatórios e seu gerenciamento?

Atualmente existe grande preocupação com relação a mudanças climáticas globais. Embora essas sempre existissem, o Planeta hoje está intensamente povoado e pequenas mudanças no comportamento climático podem gerar grandes catástrofes, ocasionando perdas de vidas humanas e prejuízos materiais. Além disso, não se pode ainda estimar com precisão o quanto a ação antrópica já pode ser apontada como causadora de variabilidade climática. É natural se pensar que a atuação antrópica possa ser melhor percebida próximo à fontes que a produz. Assim é possível que mudanças climáticas locais possam ser ocasionadas pela formação de aglomerados urbanos, ou pela modificação do meio ambiente. Grandes hidrelétricas podem aumentar localmente a ocorrência de precipitações convectivas e substituições de áreas florestadas por áreas de pastagens podem acelerar processos de aridez.

Contudo ainda não podemos conclusivamente avaliar os efeitos globais da ação antrópica (Abreu, 2000).

O Cariri paraibano juntamente com o Seridó potiguar foram recentemente enquadrados como núcleo de desertificação, sendo a Paraíba o Estado nordestino com maior percentual de área em estado muito grave (29%). Nestas áreas as manifestações das alterações globais possuem um efeito amplificador à medida que os limites da capacidade suporte destas áreas estão cada vez mais restritos. Souza (1999) através de uma análise conjunta da evolução temporal e espacial do uso do solo comparada aos resultados das tendências de chuvas e a pedologia na bacia do rio Taperoá, constatou que a desertificação é um fator marcante e em evolução no Cariri paraibano, principalmente nas áreas mais predispostas à contínua e forte intervenção antrópica.

Os inúmeros artigos e obras que vem florescendo mundialmente já refletem um processo de tomada de consciência, de reflexão e análise sobre o tema (SANTOS, 2000). A maioria das previsões apontam que a temperatura média da Terra aumentará apenas de 1 a 2°C, porém essa variação se distribuirá de forma irregular pelo globo, tanto em macro como em mesoescalas. Straskraba e Tundisi (2000) colocam que a mudança de volume e distribuição de água afetará os sistemas de distribuição de água e todas as formas de uso, quer sejam elas subterrâneas quer superficiais. Alterações relativamente pequenas nas precipitações e temperaturas, aliadas a efeitos não lineares na evapotranspiração e na umidade do solo, podem acarretar drásticas mudanças no escoamento superficial das chuvas, principalmente em regiões áridas e semi-áridas.

Alguns Estados nordestinos já vivem hoje este efeito. Estados como o de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte contam hoje com um potencial hídrico per capita/ano (1.234, 1.348 e 1.578 m³/hab./ano) abaixo do limite de escassez hídrica (1.700m³/hab./ano) (Maia-Neto, 1997). Em anos secos estes patamares médios caem drasticamente como ocorrido na Paraíba nos anos de 97 e 98, atingindo um potencial abaixo de 900 m³/hab./ano (Paraíba, 1999).

Em termos mundiais a disponibilidade de água caiu atualmente para menos de 1.000 m³/hab./ano em diversos países como Kuwait, Israel, Jordânia, Ruanda, Somália, Argélia e Quênia, ou espera-se que caia para aquém desse valor nas próximas duas ou três décadas na Líbia, Egito, África do Sul, Irã e Etiópia (STRASKRABA e TUNDISI, 2000)

Os mesmos autores colocam que sob esta nova ordem mundial de pressão de aumento de novas fontes de água e de alterações climáticas em escala global, o gerente responsável pela qualidade da água de um reservatório pode esperar três tipos de conseqüências: 1) efeitos

diretos sobre a temperatura do ar e vazões; 2) efeitos indiretos graças às mudanças na vegetação natural e agrícola; e 3) aumento de demanda das águas reservadas, podendo incluir pressões para construção de novos reservatórios.

Na Paraíba este é um ponto de estrangulamento, haja vista que em termos de captação de água superficial, na maioria das bacias hidrográficas do Estado se construíram mais represas do que estas bacias podiam suportar e, ao invés de benefícios, esta prática resultou em prejuízos. É o caso das bacias do alto e médio Piranhas, do Piancó, do Espinharas e do Seridó na grande bacia do rio Piranhas, e da bacia do alto Paraíba. Este fato já havia sido constatado pelo PLIRHINE em 1978. Na bacia do Piranhas, área paraibana, incluindo a bacia do rio do Peixe, poder-se-iam construir 1.353 açudes que acumulariam um total de 104,72 milhões de m³. Existiam em 1977, cerca de 3.855 reservatórios de pequenas dimensões com capacidade total de 392,84 milhões de m³. Atente-se, ainda, para o fato de que o número de açudes existentes é muito superior ao de cadastrados, não só porque não se pararam de construí-los como a escala de identificação inviabiliza a localização de barragens de pequeno porte. Na Paraíba hoje, apenas as bacias do médio Paraíba, Mamanguape e Jacu/Curimataú apresentam área de drenagem por açude superior e, portanto, comportariam a construção de novos reservatórios (PARAÍBA, 1997).

Esta situação faz com que a maioria dos açudes já não encham (o monitoramento dos mesmos tem comprovado este fenômeno); tornando-se mais vulneráveis à seca e a evaporação; se as águas evaporam, os açudes não mantem a sua capacidade de regularização original. Por outro lado, com a evaporação, os sais residuais se concentram, havendo, portanto perda de qualidade de água.

A seguir são discutidas as conseqüências destes eventos na distribuição, dinâmica e características das variáveis limnológicas do açude Taperoá II e seu funcionamento em escala interanual e variações espaciais horizontal-vertical.

4.2. CONDICIONANTES LIMNOLÓGICOS

4.2.1. TEMPERATURA DA ÁGUA

Os resultados da temperatura da água registrados nas três estações de coletas localizadas na região marginal do açude Taperoá II (Fig. 5), evidencia-se de mesma forma que as temperaturas do ar, maiores valores entre os meses de novembro e abril ($26,4^{\circ}\text{C}$ e $\text{CV} = 7,3\%$ para o período de 11/98 a 04/99 e $26,7^{\circ}\text{C}$ com $\text{CV} = 5,1\%$ para 11/99 a 04/00) com a temperatura mais alta no mês de dezembro (30°C em 12/98 e 28°C em 12/99). Os menores valores de temperatura foram registros entre os meses de maio e setembro ($24,2^{\circ}\text{C}$ e $\text{CV} = 1,3\%$ para o período de 05/99 a 09/99 e $24,6^{\circ}\text{C}$ com $\text{CV} = 0,3\%$ para 05/00 a 09/00) com um mínimo de temperatura registrada no mês de julho e agosto (22°C em 08/99 e $24,3^{\circ}\text{C}$ em 07/00).

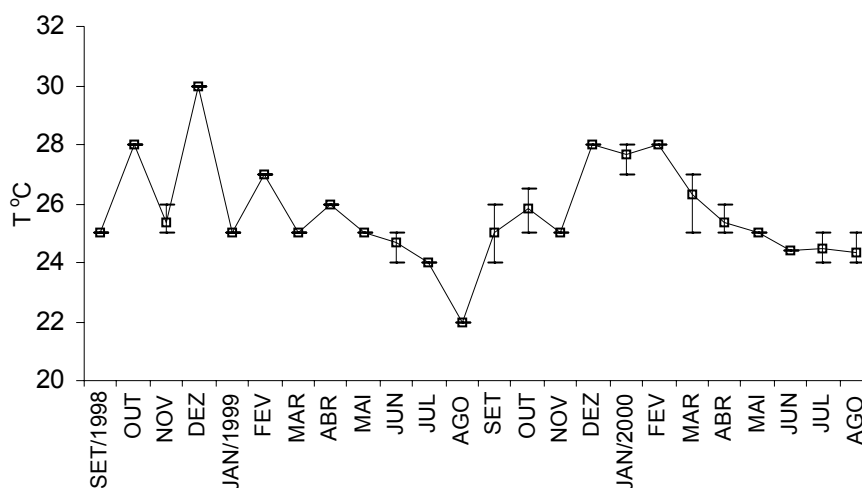


Figura 5. Valores mensais máximos, mínimos e médios da temperatura da água de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

A temperatura média anual da água do açude foi de $25,6^{\circ}\text{C}$ ($\text{CV} = 7,9\%$) no primeiro ano de coleta (set/98 a ago/99) e de $25,8^{\circ}\text{C}$ ($\text{CV} = 5,4\%$) no segundo (set/99 a set/00). A baixa variabilidade térmica registrada nos dois anos de amostragens também se reproduz em uma inexistente variabilidade espaço-horizontal do açude, com ocorrência de baixas amplitudes de variação entre as três estações amostradas (Tab.II). Com exceção dos meses de setembro/99 e março/00 que apresentaram coeficientes de variação de 4% e 4,38% respectivamente, todos os outros meses apresentaram coeficiente abaixo dos 3% de variabilidade entre as estações.

Tabela II. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da temperatura da água no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	17.211	0.1956	0.357
p	0.0001	0.8228	0.7837

Com relação à variação sazonal do perfil térmico do açude, demonstrado através do diagrama de profundidade/tempo na Figura 6, de mesma sorte que o padrão sazonal do eixo horizontal do açude, dois períodos distintos podem ser identificados: um período de águas mais quentes de novembro/99 a abril/00 e um segundo de maio a setembro de 2000 de águas relativamente mais frias. No entanto, diferentemente da escala horizontal de temperatura, o perfil térmico no primeiro período apresentou entre out/99 e jan/00 uma completa homogeneização térmica da água com uma amplitude máxima de variação entre superfície e fundo de 0,1°C (outubro/99), seguido de micro-estratificações térmicas entre os meses de maiores precipitações (fevereiro, março e abril). Os valores de temperatura oscilaram entre 26,2 a 26,6°C na superfície e entre 25,2 a 26°C próximo ao fundo, sendo a maior diferença entre superfície e fundo de 1,3°C verificada em fevereiro de 2000. A total mistura térmica da água entre os meses de outubro/99 e janeiro/00 está estreitamente ligada à ação de ventos fortes nos dias de coleta com média de 5.3 m.s⁻¹ (CV=6,1%) capaz de provocar circulação de toda coluna d'água, desencadeando processos de isoterminia (REYNOLDS, 1984).

A partir de maio/00 acontece uma completa circulação térmica da água e um resfriamento gradual até setembro/00, com águas 2,5°C mais frias que no primeiro semestre e uma diferença entre superfície e fundo que não ultrapassa os 0,6°C (ago/00).

De um modo geral, o aquecimento da massa d'água do açude esteve diretamente relacionado com as variações anuais da temperatura do ar. As flutuações de temperatura levaram a estratificações térmicas suficientemente estáveis no açude, as quais impossibilitaram a circulação diurna pelo menos durante a estação chuvosa ou a estratificações de duração efêmera, com desestratificações praticamente diárias ou até a perfis homogêneos durante a estação seca. O estabelecimento de um gradiente térmico nos meses quentes e chuvosos seguidos de isoterminia nos mais frios e secos, corrobora com a hipótese de que a principal causa de estratificação/desestratificação térmica de lagos tropicais rasos é o resfriamento do ar nos períodos noturnos (BARBOSA & TUNDISI, 1980; BARBOSA, 1981) e aquecimento diurno que provocam uma diminuição gradual da temperatura da coluna

d'água, a partir da superfície, graças ao fenômeno de atelomixia, descrito por Lewis (1973) para o Lago Lanao nas Filipinas

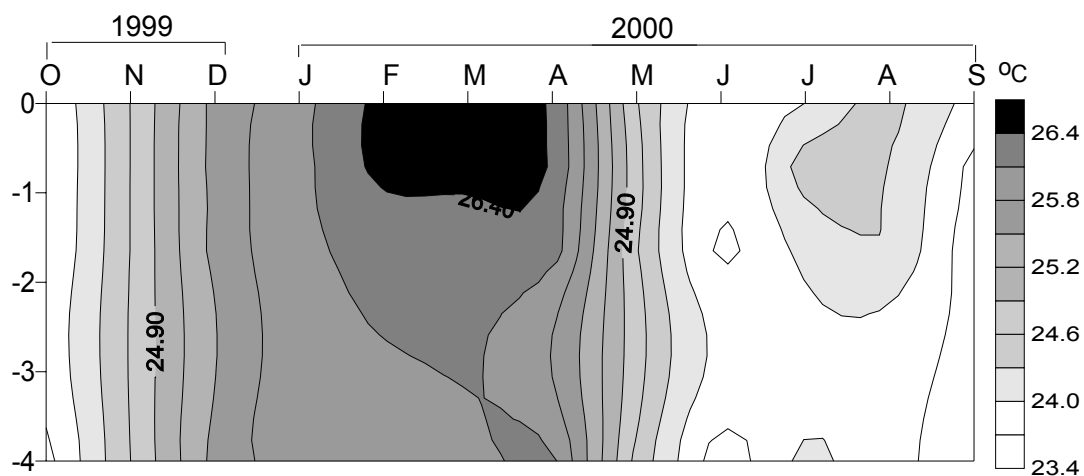


Figura 6. Diagrama de profundidade e tempo da temperatura da água no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Lewis (1983) salienta que a sazonalidade reduzida nos lagos tropicais, torna difícil qualquer julgamento sobre a ocorrência de padrões térmicos e de fluxo de calor previsíveis em termos anuais. Analisando-se o padrão sazonal da temperatura poderíamos supor que o açude Taperoá II possui um período previsível de circulação térmica durante os meses frios e secos, caracterizando-o como monomítico quente. No entanto, ao analisar-se o padrão térmico nictemeral do lago (Capítulo 2), observa-se a frequência de circulações noturnas em decorrência de processos de resfriamentos durante a noite provocando desestratificações da coluna d'água, praticamente diários. Isto se deve ao resfriamento da camada superficial da coluna d'água durante a noite e a pouca profundidade, que facilita a sua homotermia. Por esse padrão térmico o açude Taperoá II pode ser classificado como polimítico quente. Tundisi (1984) enfatiza que os padrões de mistura são complexos e que os padrões diuturnos de temperatura da água e de densidade podem ser mais significativos que os sazonais. Como vê-se a seguir, o comportamento térmico descrito no presente estudo, tal como descrito por Barbosa (1981), é fundamental para os processos dinâmicos no sistema, já que a temperatura funciona como uma matriz segundo a qual os demais parâmetros se ajustam.

4.2.2. OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O comportamento das concentrações do oxigênio dissolvido (OD) na região marginal do açude durante os dois anos amostrados pode ser observado na Figura 7. Através dos dados pode-se ver que nos meses em que o açude esteve praticamente seco (outubro/98 a fevereiro/99) o oxigênio apresentou as maiores concentrações de todo o período de coleta (max. = 8,4 mg.l⁻¹ em dezembro e janeiro de 98). O reduzido nível do açude nestes meses propiciou a uma forte concentração de nutrientes e sais dissolvidos, favorecendo a uma alta produtividade fitoplanctônica sustentada pelos mais altos teores de clorofila-*a* do período (Capítulo 3), que por sua vez atuou na elevação das concentrações de OD. O pulso de água no açude no mês de mar/99, atuou como efeito diluidor das condições anteriores, provocando as seguintes alterações: entrada de matéria orgânica e sedimento no açude, redução da biomassa algal, queda do pH e favorecimento da amonificação do nitrogênio, eventos que contribuíram decisivamente na drástica desoxigenação da água (2,9 mg.l⁻¹). As significativas correlações negativas estabelecidas entre o OD e a precipitação pluviométrica ($r = -0,53$ $p = 0,008$) e positivas com o pH, condutividade e clorofila-*a* evidenciam a influência que o pulso hidrológico das chuvas exerce não apenas sobre o OD mas, também sobre outras variáveis químicas, físicas e biológicas (Capítulo 2).

Em seguida às chuvas, o aumento progressivo de oxigênio dissolvido observado entre os meses de março e julho de 99 e relativa estabilidade até dezembro do mesmo ano, foi seguido por uma recuperação na biomassa algal como elevação no pH. As chuvas do ano de 2000, iniciadas desta vez a partir de dezembro, reproduzem o mesmo comportamento do ano anterior, ou seja, depleção em fevereiro (3,35 mg.l⁻¹), tendência de aumento até maio e certa estabilidade no restante dos meses.

Mesmo atingindo coeficientes de variação de 24,9% e 25,3% nos meses de jan/99 e fev/00 respectivamente, entre as três estações amostradas, a variabilidade entre eles foi baixa e não significativa ao longo do ciclo sazonal (Tab.III). A relativa diferença entre as estações em janeiro/99 foi devido ao baixo nível do açude limitando-o a três poças de água de volume e dimensões distintas, o que pode ter provocado certa heterogeneidade entre elas.

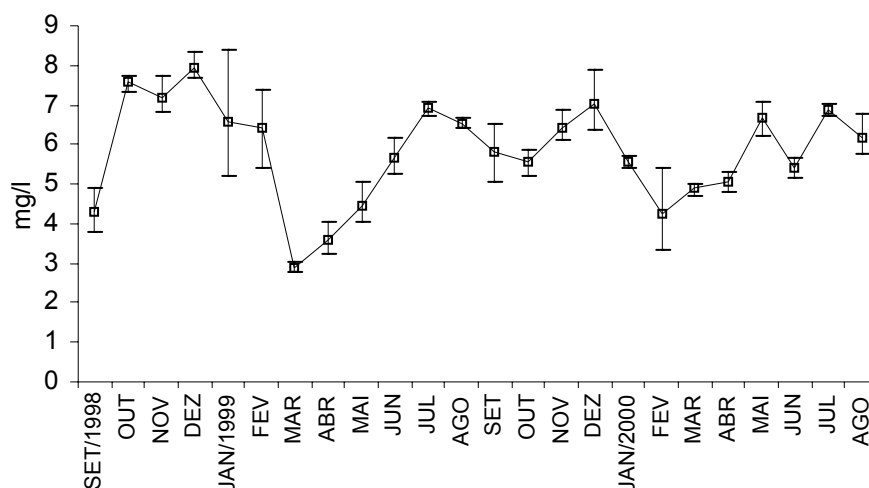


Figura 7. Valores mensais máximos, mínimos e médios do oxigênio dissolvido de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Tabela III. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal do oxigênio dissolvido no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	3.246	2.307	2.831
p	0.0037	0.1105	0.049

Com relação ao perfil vertical do açude (Fig. 8) observa-se, como para a temperatura, a existência de 2 períodos: no primeiro (novembro/99 a abril/00) houve uma acentuada estratificação do oxigênio dissolvido, com valores de saturação variando entre 58,5% (março/00) e 78,50 (abril/00) na superfície e um gradiente de redução em direção ao fundo do açude, apresentando uma variação entre 10,10% (dezembro/99) a 70,20% (janeiro/00), sendo de 54%.a maior diferença entre superfície/fundo (dezembro/99). No segundo período (maio a setembro/00), apesar da superfície continuar levemente mais oxigenada que o fundo, as diferenças entre estes dois compartimentos não ultrapassaram os 11%.

A coluna da água do açude apresentou-se relativamente bem oxigenada, com exceção do mês de dezembro/99, na parte profunda do lago, onde constatou-se valores muito baixos próximo a anoxia da água ($0,8 \text{ mg.l}^{-1}$). Este fato deve-se, certamente, ao início do período de chuvas antecipado para este mês. Com a entrada de matéria orgânica no açude e sua provável deposição nas zonas profundas do lago, acentua-se um processo pontual de decomposição

com redução do pH e intensificação de processos de amonificação que propiciam a depleção rápida do OD no fundo.

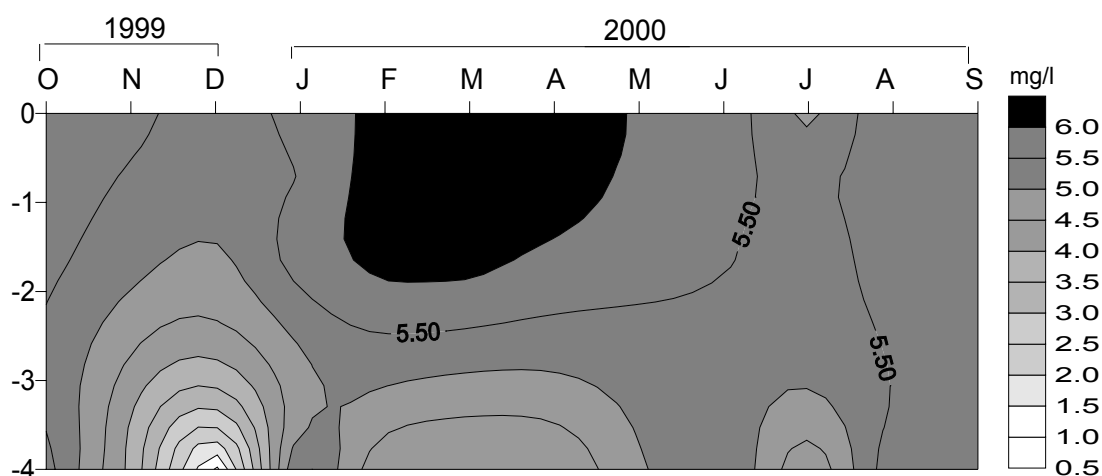


Figura 8. Diagrama de profundidade e tempo do oxigênio dissolvido no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Os níveis mais altos de OD medidos na parte superior da coluna d'água e os mais baixos em sua parte inferior estabeleceram, em todos os meses de amostragem, padrão de distribuição com perfis do tipo clinogrado.

4.2.3. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica da água mostrou uma variação interanual extremamente marcante (Fig.9) representada por valores médios de $2.198,70 \mu\text{Si.cm}^{-1}$ com um máximo de $12.790 \mu\text{Si.cm}^{-1}$ (mar/99) e mínimo de $246 \mu\text{Si.cm}^{-1}$ (jan/99), valores que correspondem a CV = 164 %. O comportamento sazonal foi bastante influenciado pelo nível de água do açude ($r = -0,79$ $p = 0,0001$), sem no entanto, apresentar variações horizontais significativas (Tab. IV).

Tabela IV. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da condutividade elétrica no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	35.194	0.0238	0.069
p	0.0001	0.9764	0.976

A forte relação mantida com a dureza ($r = 0,99$ $p = 0,0001$) e em menor grau com a alcalinidade ($r = 0,59$ $p = 0,003$) e sílica reativa ($r = 0,55$ $p = 0,005$) salientam os carbonatos e

silicatos como os sais dissolvidos carreados pelas chuvas responsáveis pela oscilação da condutividade elétrica.

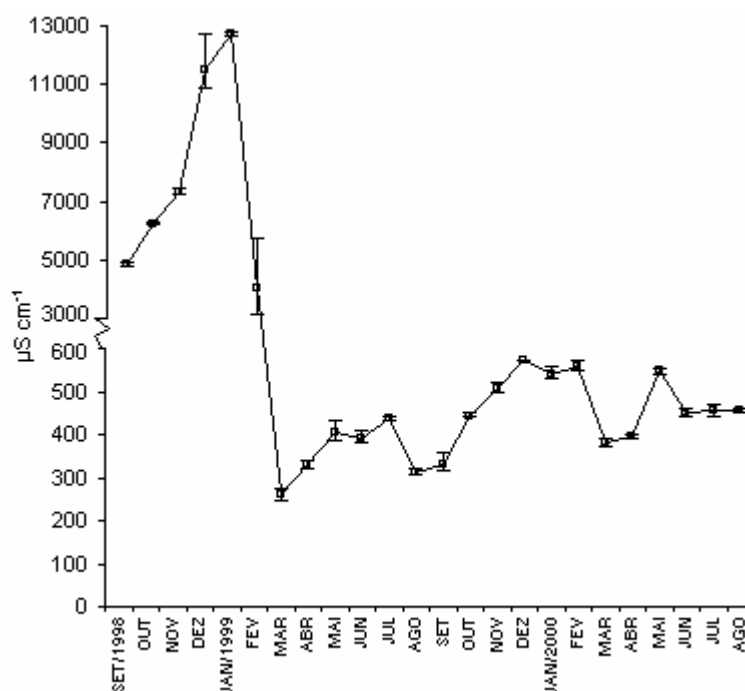


Figura 9. Valores mensais máximos, mínimos e médios da condutividade elétrica de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

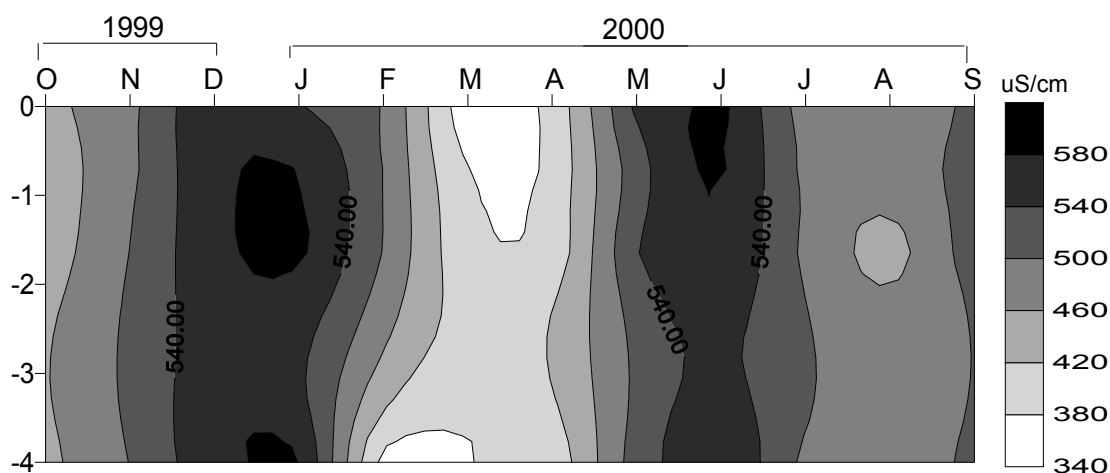


Figura 10. Diagrama de profundidade e tempo da condutividade elétrica no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

No tocante as oscilações verticais de condutividade elétrica na coluna d'água, a zona pelágica segue influenciada pelo nível da água do açude, apresentando diferenças significativas nos valores mensais ($p = 0.0001$ $F = 35,194$) e homogeneidade entre as diversas profundidades ($p = 0,976$ $F = 0,069$). Os maiores valores registrados no mês de dezembro/99

no fundo do açude ($590 \mu\text{Si}\cdot\text{cm}^{-1}$) estão relacionados com altas concentrações iônicas, provavelmente provenientes do processo de decomposição, o que está relacionado também com as altas concentrações do íon amônio ocorrido neste mesmo momento. Nogueira & Matsumura-Tundisi (1994), Moura (1996) e Lopes (1999) relacionaram aumento de condutividade elétrica com incremento na concentração de amônio na represa de Monjolinho, lago das Garças e lago do Instituto Astronômico e Geofísico de São Paulo, todos em São Paulo.

De maneira geral, pelo que foi visto anteriormente com relação ao clima da região (forte energia disponível, alta demanda evaporativa, regime irregular das chuvas, déficit hídrico, entre outros) e, principalmente, no tocante aos solos da região, não é difícil imaginar o quanto o Nordeste semi-árido é vulnerável à salinização. O semi-árido nordestino é uma região que apresenta um conjunto de ecossistemas muito complexos em termos de solo, clima e, por consequência, de qualidade e quantidade de água.

Com uma demanda evaporativa atingindo patamares médios anuais da ordem de 2000 mm, isto significa dizer que diariamente são evaporados em torno de 6mm de água, correspondendo por sua vez a 0,5m em 3 meses.

Estimativas feitas por Molle e Cadier (1992) considerando os efeitos evaporativos em um pequeno açude com lâmina de água variando de 10, 2,5 e 1,6 m de profundidade, chegaram a seguinte conclusão: na zona semi-árida do Nordeste num açude de pequeno porte e reduzida profundidade, a concentração salina pode atingir 400% ao final de um ano, chegando a 1500% no terceiro caso (1,6m), atingindo a sua total exaustão. Este por sinal é um exemplo bem característico da região, não sendo difícil observar, em períodos secos, leitos de açudes completamente desprovidos de água, com a lama endurecida, rachada e tendo em sua parte mais profunda, uma mancha branca, que nada mais é do que a deposição dos sais da água naquele local.

Um trabalho desenvolvido por Boury *et al.* (2000) nos 39 açudes mais importantes do semi-árido do Estado de Pernambuco durante a seca de 1998, constatou o avançado processo de eutrofização em todos eles, com altas concentrações de nutrientes, sais e densidade algal com dominância de *Cylindrospermopsis* sp. Observou-se que apenas dois destes açudes estavam abaixo dos $300 \mu\text{Si}\cdot\text{cm}^{-1}$ de condutividade e que 50% deles apresentavam alta concentração iônica atingindo condutividade superior a $1000 \mu\text{Si}\cdot\text{cm}^{-1}$. São apontados como o principal determinante para estas condições a falta de renovação das águas destes açudes e as condições climáticas impostas pelo *El Niño* durante aquele ano.

Os dados levantados no açude Taperoá II não só corroboram com os trabalhos acima, como reforçam a hipótese de que os açudes do semi-árido nordestino, estão sujeitos a grande variação anual do nível d'água que atua como a principal fonte reguladora dos processos ecológicos nesses ambientes. Este fator está atrelada à manifestação dos condicionantes climáticos regionais e a variabilidade e mudanças climáticas globais recorrentes, tais como a recorrência do *El Niño* em anos de seca.

Açude como o Taperoá II, de morfometria regular, pequeno porte e raso, favorecem as fortes oscilações sazonais em detrimento das baixas oscilações espaciais. A variabilidade nas concentrações dos sais, seja pelo efeito da diluição pelas chuvas, seja pelo efeito de concentração pela evaporação acentuada, tem mostrado exemplos palpáveis de aumento nos seus teores ao longo dos anos. Isto se deve a três fatores: 1) a construção de reservas acima do potencial hídrico de reposição das bacias, fazendo com que o tempo de residência nestes açudes praticamente se eternizem; 2) o tipo de rocha e solo com os quais estas águas entram em contato; 3) a combinação entre a irregularidade das chuvas e os elevados índices de evaporação, o que provoca déficit hídrico em pelo menos nove meses do ano. Molinier *et al.* (1989) trabalhando em solos bruno não cálcicos na bacia do rio Taperoá, observaram que a água da chuva, após escoamento superficial, tem sua concentração salina aumentada em até quatro vezes. No mesmo solo, após infiltração e coleta em nível dos drenos, essa concentração pode aumentar mais de cinqüenta vezes.

4.2.4. PROPRIEDADES ÓPTICAS DO AÇUDE

A transparência medida pelo disco de Secchi é função, essencialmente, da reflexão da luz na superfície do corpo d'água e é, por isso, influenciada pelas características da absorção da água e da matéria orgânica nela dissolvida ou em suspensão (WETZEL, 1993). Do ponto de vista óptico, a transparência é considerada o oposto da turbidez (ESTEVES, 1998).

Por impossibilidades operacionais, a turbidez, a transparência da água e, conseqüentemente, o coeficiente de atenuação vertical da luz (k) foram amostrados apenas durante o segundo ano de coletas (setembro/99 a setembro/00) na zona pelágica do açude (Tab.V).

Tabela V. Propriedades ópticas mensais do açude Taperoá II entre os meses de outubro de 1999 e setembro de 2000.

Propriedades Ópticas (m)	1999			2000									Estatística	
	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	X	CV(%)
$Z_{m\acute{a}x}$	4.17	4.17	4.17	4.9	4.3	5.7	5.7	5.6	5.3	5.3	5.3	5.3	5.0	12.5
D. Secchi	0.49	0.55	0.58	0.58	0.35	0.25	0.3	0.75	1	1	1	1	0.7	44.2
k	3.5	3.1	2.9	2.9	4.9	6.8	5.7	2.3	1.7	1.7	1.7	1.7	3.2	52.6
Z_{eu}	1.3	1.5	1.6	1.6	0.9	0.7	0.8	2.0	2.7	2.7	2.7	2.7	1.8	44.2
Z_{af}	2.8	2.7	2.6	3.3	3.4	5.0	4.9	3.6	2.6	2.6	2.6	2.6	3.2	27.3
$Z_{eu}:Z_{af}$	0.46	0.55	0.60	0.47	0.28	0.13	0.17	0.57	1.04	1.04	1.04	1.04	0.6	56.1
$Z_{eu}:Z_{m\acute{a}x}$	0.32	0.36	0.38	0.32	0.22	0.12	0.14	0.36	0.51	0.51	0.51	0.51	0.4	39.8

Durante o período estudado a transparência da água foi baixa, seguindo um padrão definido: menor nos meses chuvosos (0,25m em mar/000) e maior nos meses secos (1,0m em jun, jul, ago e set/00). Acompanhando esta tendência, a turbidez apresentou valores altos durante os quatro meses de chuva do ciclo sazonal e reduções nos meses mais secos (Fig.11). As correlações negativas estabelecidas entre a precipitação pluviométrica e transparência da água ($r = 0.50$ $p = 0.78$) e negativas com a turbidez ($r = 0.68$ $p = 0.014$) dão indícios de que as chuvas contribuem através do aporte de material alóctone para o açude, para aumento dos valores de turbidez e, conseqüentemente, para a diminuição da transparência da água.

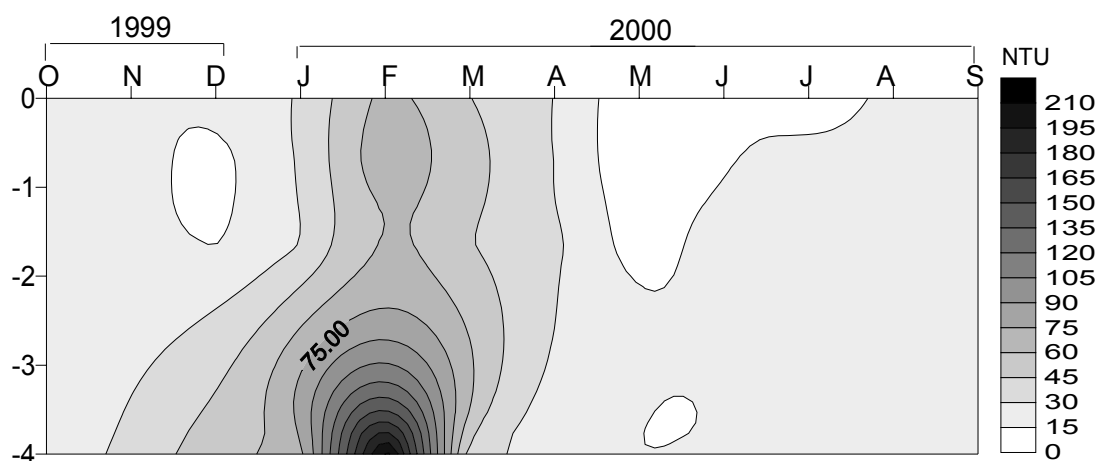


Figura 11. Diagrama de profundidade e tempo da turbidez no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

O coeficiente de atenuação vertical (k), calculado a partir dos valores de transparência, obtidos pelo disco de secchi, é medida indireta da atenuação da radiação solar que penetra na água (Henry, 1990). O coeficiente k variou de $1,7m^{-1}$ a $6,8m^{-1}$ representando uma amplitude de variação sazonal de $5,1m^{-1}$, a qual pode ser considerada alta e significativa (média de $3,2m^{-1}$ e $CV = 52\%$).

Análise de regressão linear efetuadas mostraram relações altas e positivas entre o coeficiente k e a turbidez, (Fig.12) mas, pouco significativas com a clorofila-a (Capítulo 3). Através destas relações pode-se dizer que os aumentos nos valores do coeficiente k dependeram do aumento turbidez e, por conseguinte, quão pequena é a participação dos organismos clorofilados como fatores de atenuação da luz. Entretanto, a baixa interferência da densidade do fitoplâncton na turbidez é possivelmente devido ao fato de que, embora os componentes do plâncton estejam incluídos entre os suspensóides, estes últimos são na maioria inorgânicos (trípton) e provenientes do solo da bacia (RAMIREZ, 1996); ou são ressuspensos do sedimento por movimentos turbulentos (KIRK, 1985) mascarando a participação da biomassa algal na atenuação da luz no sistema.

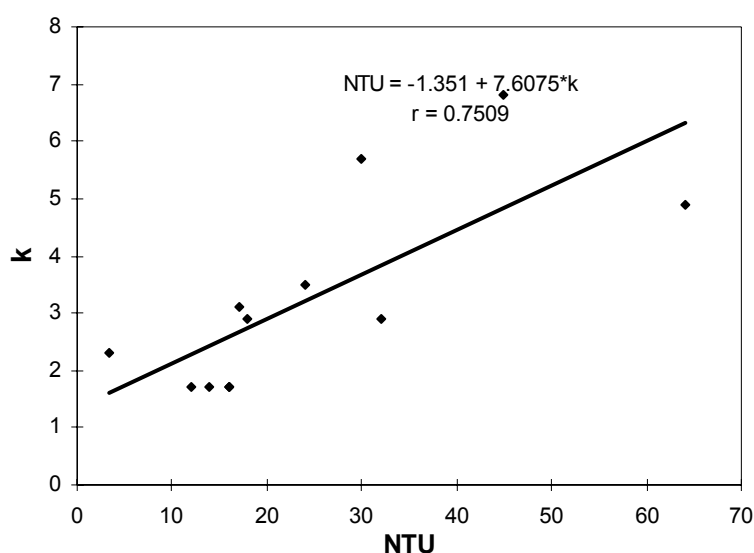


Figura 12. Análise de regressão linear simples para o coeficiente de atenuação vertical da luz (k) e a turbidez.

A alta concentração de compostos dissolvidos na água de forma a atenuar a penetração de luz tem implicação imediata na redução da profundidade da zona eufótica (Tab.V) e, conseqüentemente, redução na relação $Z_{eu}:Z_{af}$ o que restringe a produtividade do ambiente a uma área limitada de atuação algal.

A turbidez da água é a medida de sua capacidade de dispersar a radiação (ESTEVES, 1998) e está ligada à presença de substâncias sólidas suspensas. Estas últimas são pequenas partículas incapazes de sedimentar em curto tempo e, com isso, atenuam a transmissão da luz (Ramirez, 1996). Na figura 11 pode-se observar que para o ciclo sazonal o açude Taperoá II apresentou águas cada vez mais turvas à medida do aumento das chuvas e da profundidade. Nestes meses o ambiente apresentou valores típicos de águas turvas segundo a escala proposta por Bruton (1985). Nos meses secos a ocorrência de valores inferiores a 19 NTU, segundo a

escala proposta por Bruton (1985) representam águas semiturvas. Os valores mais altos de turbidez medidos no fundo estão, possivelmente, relacionados com o padrão de estratificação da coluna d'água. Os maiores valores de condutividade elétrica, maiores concentrações de nitrato e fósforo total, que serão discutidos posteriormente, foram detectados no fundo, indicando ocorrência de processos de decomposição nesse estrato do açude. Estes processos podem originar detritos orgânicos e inorgânicos que são, junto com a flórua bacteriana, os principais responsáveis pela turbidez da água (ESTEVES, 1998).

4.2.5. ALCALINIDADE

A alcalinidade é uma medida bastante associada às formas de CO_2 e conseqüentemente com o pH, referindo-se à quantidade e ao tipo de compostos nela presentes que, em conjunto, provocam a virada do pH de neutro para alcalino. Esta propriedade é, em geral, devido a presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos no ambiente, classes de compostos químicos que podem ser relacionados conforme sua ordem de associação com os altos valores de pH (COLE, 1983; WETZEL, 1993). O sistema de equilíbrio $\text{CO}_2 - \text{HCO}_2 - \text{CO}_3$ é o principal mecanismo tamponante em ecossistemas de água doce (WETZEL, 1993).

Observando-se o fato de que o pH do açude Taperoá II praticamente permaneceu com baixa variação (média de 8 e $\text{CV} = 4\%$), no entanto com valores de alcalinidade oscilando entre 32 a 490 mg l^{-1} ($\text{CV} = 87\%$) na escala interanual (Fig.13), esta variável demonstra a grande capacidade da água do açude de tamponar variações do pH. Com um padrão sazonal de flutuação ligado às diferenças entre os meses de chuva e seca, a escala espacial horizontal por sua vez, apresentou variabilidade pouco significativa para o sistema (Tab. VI).

Nos perfis de alcalinidade observados na escala sazonal, as isolinhas são predominantemente de HCO_3 , corroborando as afirmações de Stumm & Morgan (1981) de que em águas com pH um pouco abaixo de 9 os valores de alcalinidade e a concentração de bicarbonato são praticamente idênticos. Além disso, a faixa de pH identificada para o açude em todo o estudo favoreceu as concentrações de HCO_3 no meio (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998). Esta afirmação pode ser comprovada através da análise de comportamento do HCO_3 no gráfico de isolinhas de profundidade e tempo (Fig.18), comparando-o com as isolinhas de alcalinidade (Fig.14). Ambos estão sobre o efeito diluidor dos meses de chuva e a concentração nos meses mais secos, com a alcalinidade medida na superfície do açude um pouco mais alta do que no fundo, tanto na estação seca quanto na chuvosa, sem no entanto apresentar diferenças consideráveis entre superfície e fundo (Tab.VI).

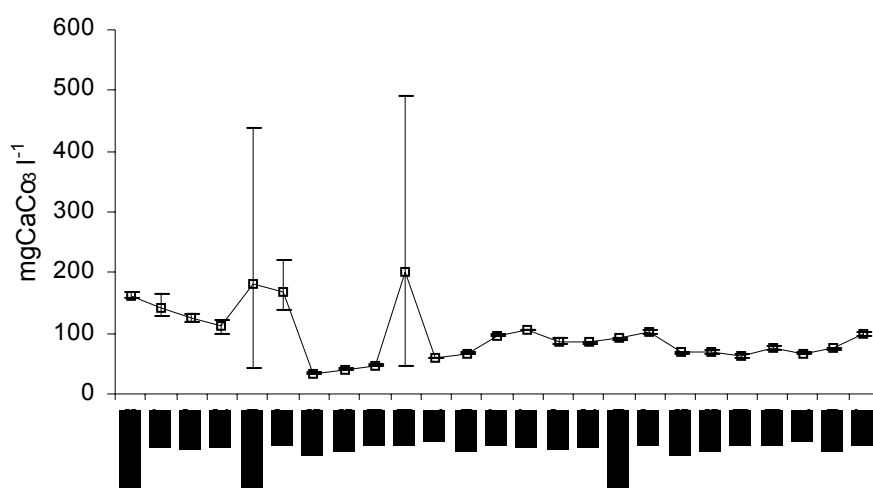


Figura 13. Valores mensais máximos, mínimos e médios da alcalinidade de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

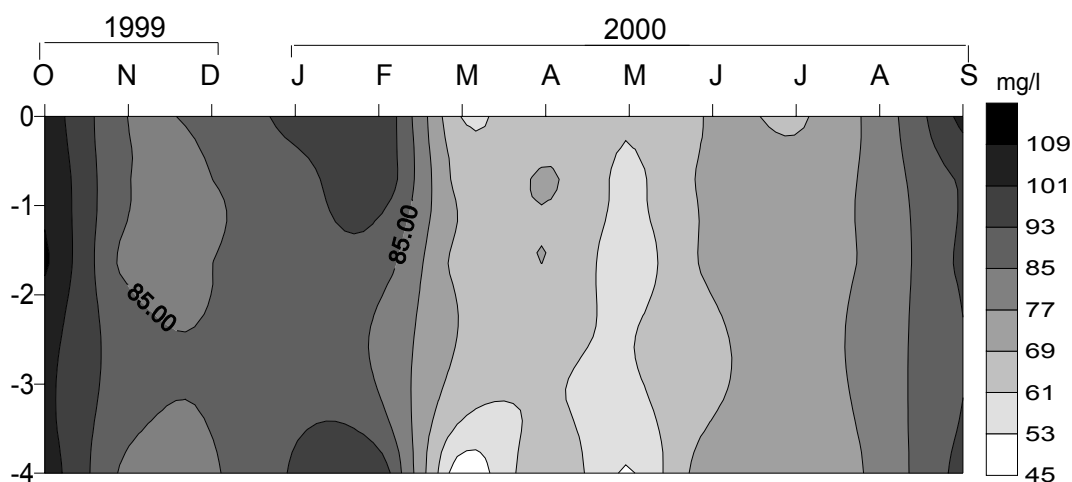


Figura 14. Diagrama de profundidade e tempo da alcalinidade no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Tabela VI. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da alcalinidade no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	58.965	0.2085	0.06198
p	0.0001	0.8123	0.9796

4.2.6. pH

O pH do açude apresentou-se praticamente alcalino com apenas 2% dos dados abaixo de 7. A alta carga dos carbonatos e as correlações estabelecidas com os altos valores de alcalinidade demonstram alta capacidade do açude de tamponar variações de pH mantendo-o com média de 8 e $CV = 4,36\%$. A variação de seus valores obtida tanto para as estações amostradas quanto para o perfil da coluna d'água permitiu verificar a ausência de flutuações (Tab.VII). Porém, registrou-se certa variabilidade para o período interanual ($p = 0.001$ $F = 3.673$) intensificado principalmente pelas diferenças significativas estabelecidas entre as estações de chuva e seca (Fig.15).

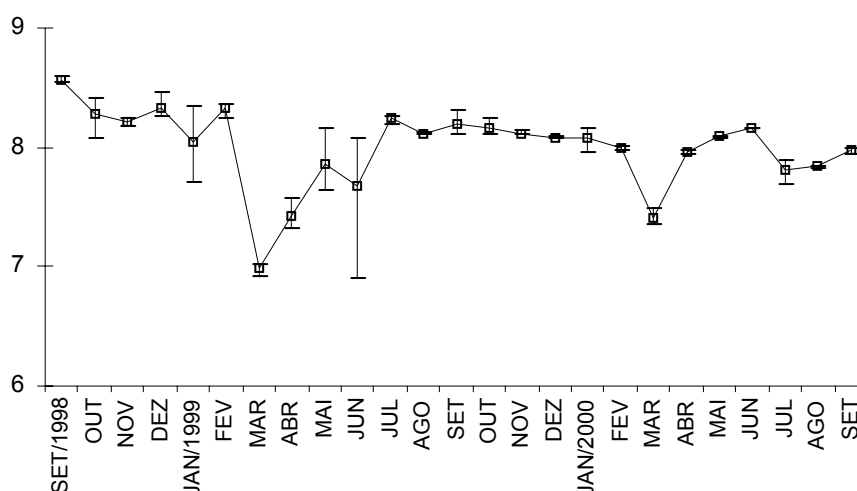


Figura 15. Valores mensais máximos, mínimos e médios de pH de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Tabela VII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal do pH no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	3.673	0.1246	1.265
p	0.001	0.883	0.2981

Os valores de pH apresentaram-se mais baixos durante os meses de chuva, época em que ocorreu redução do oxigênio dissolvido (OD) e elevação do nível do açude. Estas relações estabelecidas sugerem que as chuvas aumentaram discretamente a concentração de CO₂ livre, em virtude do carreamento de solos orgânicos para os corpos d'água. Isto provocaria redução do pH pelo incremento de processos de decomposição que por sua vez reduziriam os teores de OD.

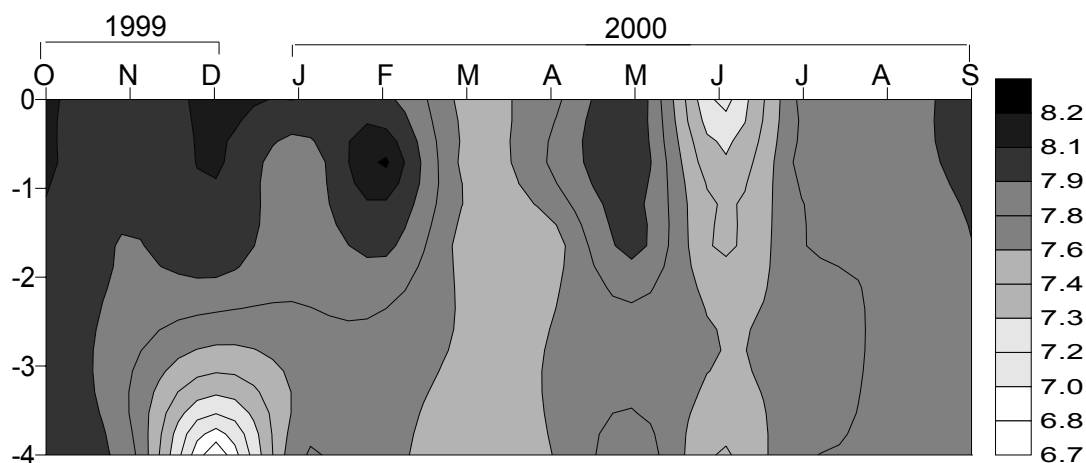


Figura 16. Diagrama de profundidade e tempo de pH no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Com referência ao eixo vertical do sistema, há uma sensível redução do pH à medida que se aumenta a profundidade em alguns meses (Fig.16), atingindo em dez/99 a maior diferença entre superfície e fundo (1,43). Como já mencionado, esta redução na parte mais profunda do sistema no mês de dezembro/99 deve-se a uma redução brusca dos teores de OD, em virtude da intensificação de processos de decomposição o que favoreceu a produção do íon amônio e a acidez do meio. Contudo, o intervalo estabelecido para os valores de pH na coluna d'água no ciclo sazonal não apresenta diferenças consideráveis entre as respectivas profundidades amostradas, sugerindo a presença de soluções tamponantes capazes de manter o pH dentro de limites próximos. Provavelmente, isto pode ser explicado pela rapidez com que as reações de dissociação das formas carbonadas (HCO₃ e CO₃) se processam para neutralizar íons H⁺ e, desta forma, manter o pH inalterado (COLE, 1983; WETZEL, 1993).

4.2.7. CARBONO INORGÂNICO DISSOLVIDO

O sistema CO₂ das águas do açude Taperoá II, tal como ocorrido para a condutividade e o OD, teve na precipitação e no nível de água do açude a principal função de força externa responsável por sua alta variabilidade sazonal e redução das diferenças no eixo horizontal e vertical (Tab.VIII).

Tabela VIII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal do HCO₃ no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	3.987	0.1841	0.9706
p	0.0008	0.8322	0.4152

O CO₂ total mostrou-se invariavelmente dependente das concentrações de HCO₃ com teores se constituindo 96% em média das concentrações de CO₂ total. As oscilações tanto na escala temporal quanto nos eixos espaciais estiveram associados ao pH e a alcalinidade. As altas concentrações obtidas para o HCO₃ e valores quase nulos de CO₂ livre e CO₃ (Fig.15), corroborando a relação entre pH e as proporções relativas das espécies de carbono inorgânico (COLE, 1983; WETZEL, 1993).

O bicarbonato apresentou valores médios bastante elevados (189,2 mg l⁻¹ e CV = 44%) e uma variabilidade interanual ampliada pelos picos nos meses de menor nível de água no açude (349 mg l⁻¹ em janeiro/99) e o efeito diluidor nos meses de maior precipitação (67,2 mg l⁻¹ em março/99).

A dominância do bicarbonato em açudes do semi-árido nordestino se constitui uma tendência. Leprun (1983) estudando mais de 304 açudes da região semi-árida do embasamento cristalino, constatou elevados valores de alcalinidade associados com a predominância do íon bicarbonato. Wright (1938), Melo & Chacon (1976) e Ceballos (1995) para açudes do semi-árido paraibano e Bouvy *ect al.* (1999) para açudes do semi-árido pernambucano, comprovaram os altos teores de alcalinidade e pH alcalino nestes ambientes, relacionando-os principalmente com as elevadas concentrações de carbonatos e bicarbonatos naturalmente presentes nas águas da região, pela influência do tipo de solo e intemperismo das rochas.

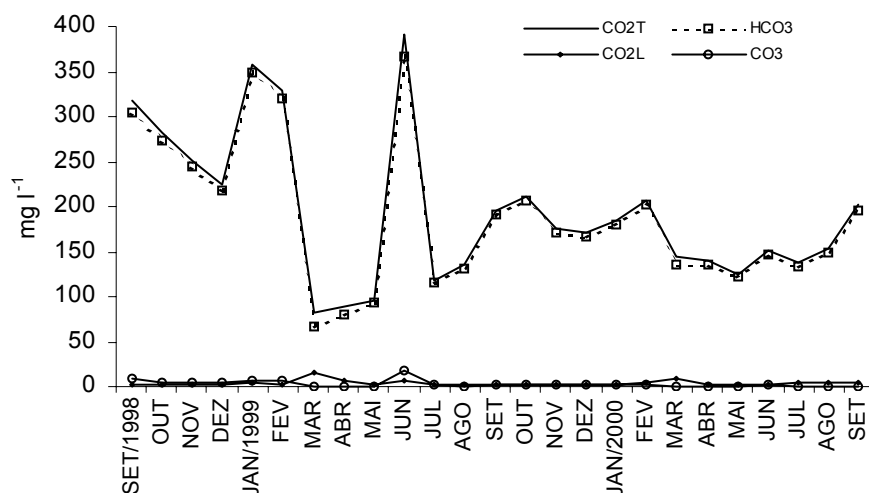


Figura 17. Valores mensais médios do CO_2 total, HCO_3 , CO_2 livre e CO_3 de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

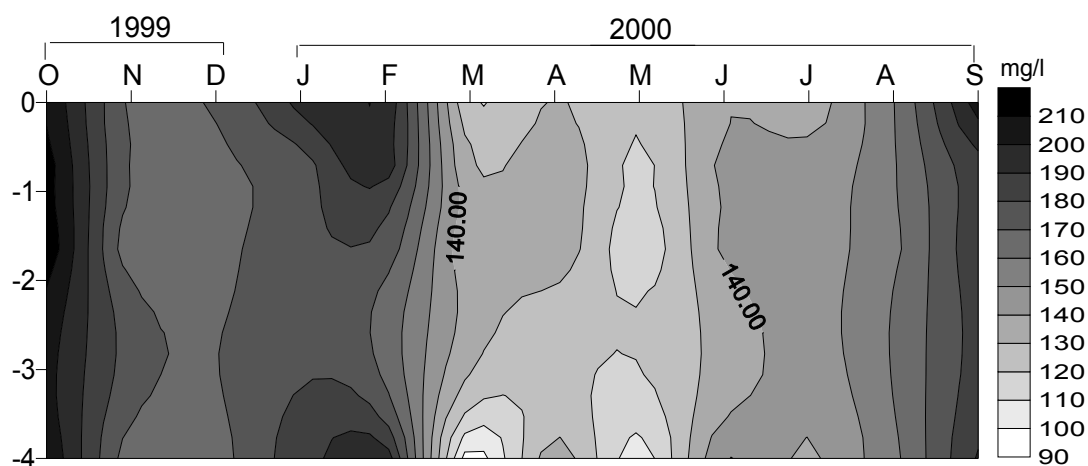


Figura 18. Diagrama de profundidade e tempo de HCO_3 no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

4.2.8. NITROGÊNIO

A variação sazonal e interanual do nível da água no açude Taperoá II, como já estabelecido na discussão acima, desencadeia uma série de fenômenos que levam à variações, não apenas em variáveis físicas da água, mas também nas concentrações dos gases, concentrações de nutrientes e biomassa algal (Capítulo 3). Segundo Panosso (1993), valores mais elevados de clorofila-a e nutrientes nos períodos de menor nível d'água, em sistemas de forte pulso hidrológico, estão relacionados aos efeitos da concentração da comunidade

fitoplanctônica e dos nutrientes, associados à redução do volume de água no sistema. Esse fenômeno, que pode ser denominado de “evapoconcentração” (termo empregado por HAMILTON & LEWIS, 1990), também foi constatado em lagos sujeitos a inundações no Pantanal Matogrossense (DA SILVA & ESTEVES, 1995), na Venezuela, em lagos de Várzea do rio Orinoco (Hamilton & Lewis, 1990) e lagos amazônicos (PANOSSO & KUBRUSLY, 2000).

De um modo geral, as formas nitrogenadas estabeleceram correlações negativas, em menor ou maior grau, com o volume de água no açude, demonstrando a relativa dependência das concentrações de nitrogênio com as cotas de água do sistema.

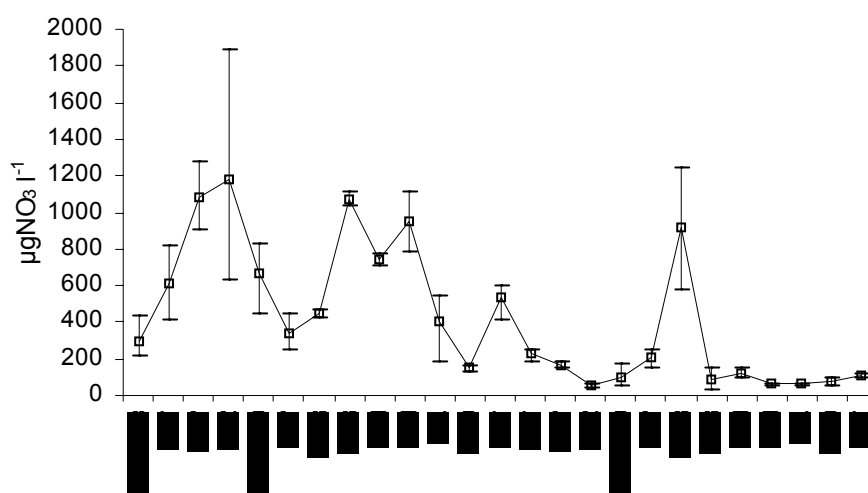


Figura 19. Valores mensais máximos, mínimos e médios de nitrato de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

O íon nitrato, foi a forma predominante nas águas do açude, principalmente, devido a boa oxigenação tanto da região marginal quanto da zona pelágica. A significativa variabilidade interanual apresentada pelo nitrato (Fig.19) está associada sobretudo a forte variação de suas concentrações ocorridas no ano de mais ampla oscilação do nível da água (CV = 118% de setembro/98 a agosto/99) em relação às cotas mais estáveis do sistema (CV = 52% de setembro/99 a setembro/00). O período de chuvas não só atua determinantemente na ampliação de diferenças sazonais, como também na restrição de diferenças significativas espaciais no açude (Tab. IX). Isto se explica devido ao aporte de grande volume de água do riacho Taperoá (média de 6 m s^{-1} de vazão em dias de chuva) para o lago durante os períodos de cheia, provocando homogeneização espacial nesse sistema, reduzindo assim as diferenças entre os compartimentos. Em contrapartida, em meses de águas baixas, quando as trocas entre

os compartimentos são reduzidas, as diferenças existentes entre eles são ressaltadas (dez/98 e fev/00).

Tabela IX. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal de nitrato no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	4.005	0.0093	0.5518
p	0.0008	0.9907	0.6496

Os valores amostrados para o perfil do nitrato de mesma forma que para a região marginal do açude, apresentaram teores de nitrato dominantes entre as formas nitrogenadas e ausência de variabilidade entre as profundidades medidas (Tab.IX). Esta tendência à homogeneidade está, possivelmente, relacionada com a distribuição dos teores de oxigênio no sistema, que também contemplou toda coluna d'água favorecendo, dessa maneira, a ação das bactérias aeróbias no processo de nitrificação. Segundo Barbosa (1981), a distribuição de nitrato em lagos tropicais parece estar diretamente relacionada com o grau de oxigenação da coluna d'água; e é bastante influenciada pela atividade de bactérias nitrificantes e desnitrificantes, que atuam simultaneamente (LOPES, 1999).

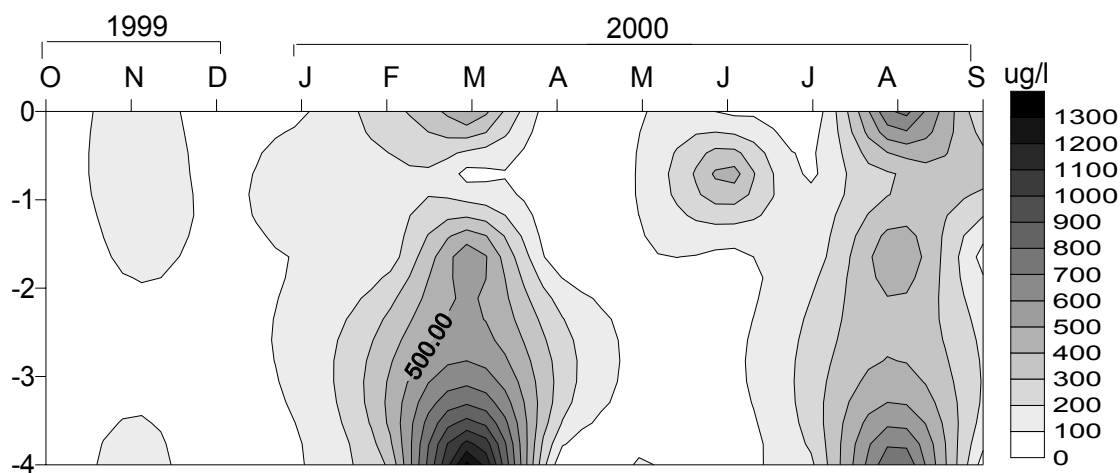


Figura 20. Diagrama de profundidade e tempo do nitrato no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

O aumento nas concentrações de nitrato observado no mês de março/00 (mês chuvoso) tanto em direção ao fundo do açude quanto nas suas margens, implicaram em consideráveis variações numéricas tanto no eixo vertical (CV = 88%) quanto no horizontal (36%). Considerando que a coluna d'água permanece estratificada e que há presença de diferenças térmicas na zona marginal do açude, a heterogeneidade espacial observada em março não

apenas está ligada a sensível diferença nas concentrações de OD entre superfície e fundo e entre compartimentos na região marginal, como também a estratificação térmica que atua como fator regulador do metabolismo deste íon no açude. Isto reforça o significado que o balanço do OD e o balanço térmico tem nos processos do ciclo do nitrogênio (SCHÄFER, 1985).

Para o íon amônio, como aconteceu com o nitrato, a maior variabilidade ocorrida no sistema está associada com a variação temporal interanual sobre a espacial (Tab.X), com nítida separação do ano que esteve sob condições de seca extrema. No entanto, a distribuição mensal, tanto da zona pelágica quanto da marginal, durante o primeiro ano de amostragem estiveram controlados por diferentes fatores determinantes.

Com referência a variação mensal na região marginal do açude no primeiro ano de coletas (Fig.21), ao contrário do que acontecia como o nitrato, a concentração de amônio decresceu à medida que o ambiente secou. As mudanças registradas na comunidade fitoplanctônica no final de 1998 explicam a diminuição progressiva da concentração de amônio com a seca do açude. Nestes meses ocorreu um forte aumento na biomassa fitoplanctônica, principalmente de cianofíceas e euglenofíceas (Capítulo 3), principalmente *Anabaena spiroides*, *Euglena proxima* e *Microcystis aeruginosa*, organismos que necessitam de uma fonte nitrogenada para formação de novas células e colônias e o amônio é a fonte energeticamente mais viável tendo em vista que não precisa ser reduzido internamente como ocorre com o nitrato (WETZEL, 1981; GONZÁLEZ, 1988; BLOMQUIST *et al.*, 1994). Segundo Morris (1980), o nitrato só é usado quando há concentração de amônio e uréia insuficiente para saturar o sistema de incorporação do fitoplâncton. Blomquist *et al.*, (1994) cita que as Cyanophyceae são geralmente capazes de utilizar nitratos, entretanto, como organismos procariontes as cianofíceas estão relacionadas às bactérias heterotróficas, que utilizam nitratos apenas quando as demais fontes de nitrogênio se encontram exauridas.

As chuvas em fevereiro e março de 1999, provocam uma reversão no processo sucessional do fitoplâncton de modo a reduzir abruptamente a biomassa algal e provocar mudanças na dominância de cianofíceas por diatomáceas e clorofíceas de baixa densidade. A queda nos teores de OD e acidificação do meio, provocam redução nas concentrações de nitrato e uma suplementação de nitrogênio na forma de amônio favorecido pelo predomínio de processos redutores e de amonificação do nitrogênio. A partir de então as concentrações na margem permanecem estáveis até o início do novo ciclo hidrológico, antecipado para dezembro/99.

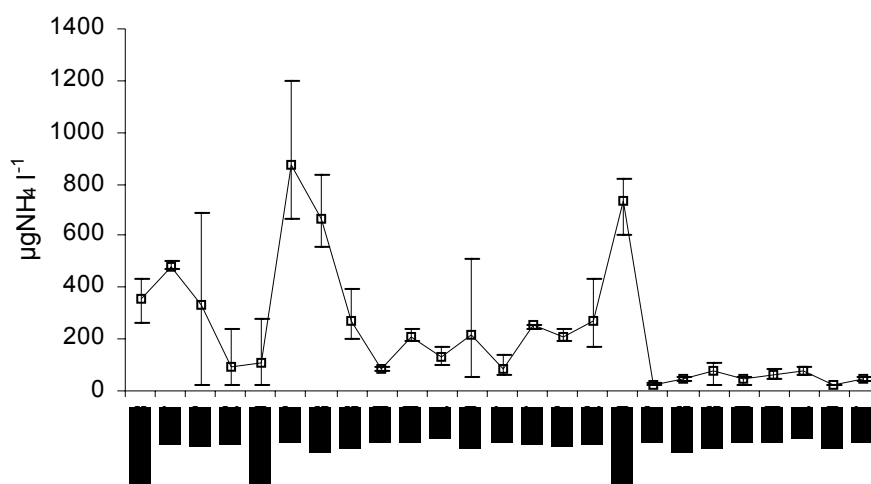


Figura 21. Valores mensais máximos, mínimos e médios do amônio de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Tabela X. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal de amônio no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	7.061	0.0098	0.5794
p	0.0001	0.9902	0.5794

Observando-se a distribuição vertical do íon amônio no mês de dezembro de 1999 (Fig. 22), época de início antecipado das chuvas do período (78,9 mm), a coluna d'água do açude apresentou-se com o maior conteúdo deste composto entre todos os perfis amostrados (média = 144,5 e 24,2 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente), com forte concentração deste íon nas camadas profundas do lago. Fato que também culminou com a redução do pH, decréscimo do OD e aumento de condutividade, eventos que ratificam a ocorrência de processos de amonificação em consequência da provável entrada de material orgânico carregado pelas primeiras chuvas. Todavia, estes acontecimentos ficaram restritos apenas à zona limnética, sem no entanto, atingir a zona marginal (Fig.21). A boa oxigenação das margens e a manutenção de um pH alcalino, contribuíram para esta distribuição compartimentalizada do amônio.

No mês seguinte (jan/00), com a continuidade das chuvas (67,7 mm) e aumento dos ventos (5,5 m s^{-1}), há uma circulação da coluna d'água e enriquecimento das margens do açude (média = 721,4 $\mu\text{g l}^{-1}$). Este aumento dos teores de amônio e nitrito nas margens é acompanhado pelo decréscimo dos teores de OD em relação ao mês anterior, acréscimo da biomassa algal (16,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ e CV = 75%) e dos valores de feofitina (11 $\mu\text{g l}^{-1}$ e CV = 130%).

Em fevereiro as chuvas se intensificaram (80,2mm) mantendo o OD em queda e as concentrações de ambos e sua variabilidade espacial horizontal constantes.

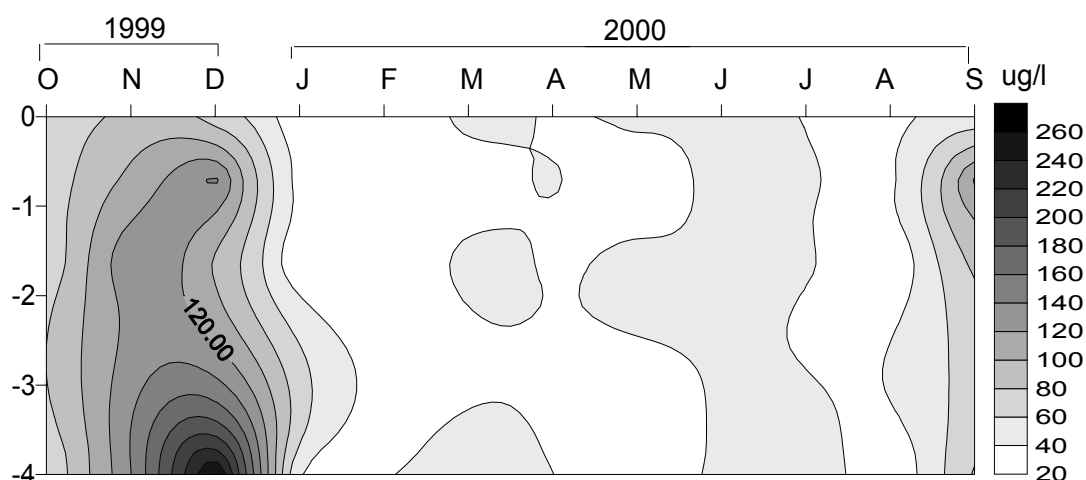


Figura 22. Diagrama de profundidade e tempo do amônio no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Em março/00, como já visto para o nitrato, as chuvas atingem o seu pico (104,8mm), a coluna d'água e as margens do açude por se encontrarem bem mais oxigenadas, provocam a queda dos valores de amônio e nitrito com predomínio de processos de nitrificação sobre os de amonificação, desencadeando heterogeneidades espaciais tanto no eixo vertical quanto horizontal do açude. Entretanto, como são variações pontuais em relação a reduzida diferença estacional horizontal/vertical dentro do ciclo interanual (Tab. X), a variabilidade sazonal sobrepõe a espacial.

Baseados nos resultados do teste F (Tab.XI), pode-se verificar a distribuição sazonal e espacial do nitrito seguiu o mesmo padrão encontrado para o nitrato e o amônio, apresentando heterogeneidade interanual acentuada, em detrimento da homogeneidade espacial dos eixos horizontal e vertical do açude.

Tabela XI. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal de nitrito no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	2.921	0.9600	0.8878
p	0.0074	0.3878	0.4549

Embora não ocorram diferenças estatísticas significativas, as margens apresentaram uma maior variabilidade entre as três estações amostradas do que as profundidades da coluna

d'água (Figs. 23 e 24). As significativas correlações mantidas com o íon amônio ($r = 0,47$ $p = 0.0001$) são corroborados com os idênticos padrões de distribuição sazonal e espacial de ambos. De um modo geral, as maiores oscilações de nitrito estiveram restritas aos períodos de seca e chuva apresentando aumento nas concentrações à medida que o aporte de chuvas no sistema aumentava, e para a coluna d'água, os maiores teores ficaram restritos ao período de chuvas e de águas mais quentes e estratificadas, apresentando sensível aumento em direção ao fundo do açude.

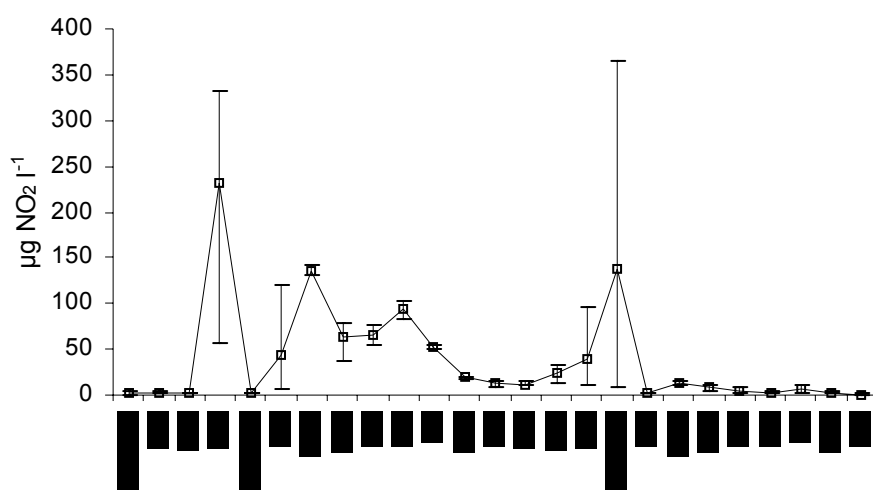


Figura 23. Valores mensais máximos, mínimos e médios do nitrito de três estações de coleta localizada na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

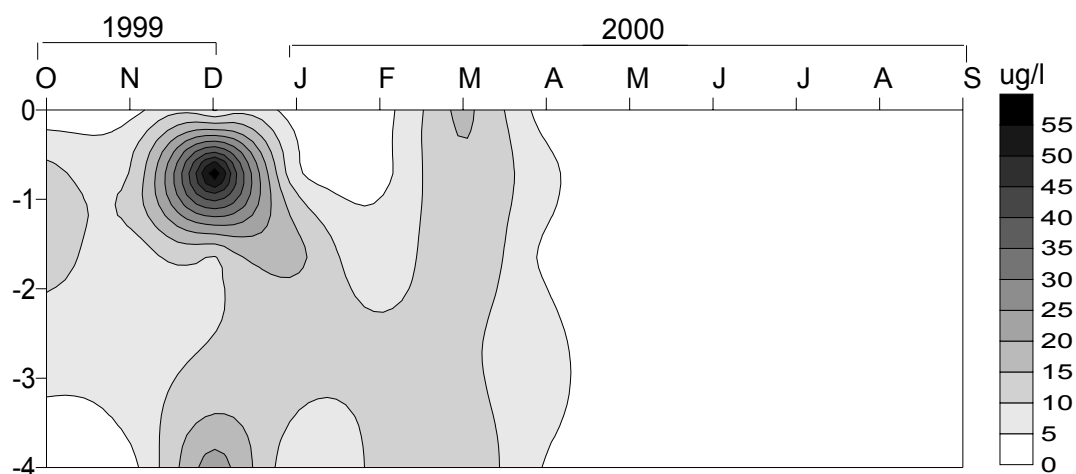


Figura 24. Diagrama de profundidade e tempo do nitrito no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Os resultados obtidos para o nitrogênio sugerem que as variações interanuais existentes contemplam oscilações sazonais de magnitudes extremamente distintas no que diz

respeito às variáveis limnológicas dentro do ciclo hidrológico, interferindo decisivamente no padrão de variabilidade sazonal. As variações interanuais são determinadas pelas diferenças na amplitude das inundações a cada ciclo hidrológico do sistema. Da mesma forma, o pulso de inundação provocado pelas chuvas, fortemente concentradas, provocam circulação praticamente completa dos eixos horizontal e vertical do açude, provocando relativa homogeneização de suas águas.

Considerando-se a ocorrência de variações interanuais no açude Taperoá II são importantes os estudos de longo prazo, que possibilitem o conhecimento da amplitude de variação normal das características do sistema.

4.2.9. FÓSFORO

As flutuações das concentrações do fósforo total na região marginal do açude durante os dois anos amostrados pode ser visto na Fig.25. Observa-se que a distribuição interanual deste composto foi grandemente influenciada pelo nível de água do açude ($r = -0,75$ $p = 0,0001$), sendo os meses de maior déficit hídrico a fonte principal de variabilidade temporal no sistema (Tab.XII). Os sedimentos e material particulado carregados pelas chuvas ($r = 0,66$ $p = 0,0001$) também parecem interferir na dinâmica do fósforo, exclusivamente, nos meses chuvosos e de alta temperatura ($r = 0,47$ $p = 0,0001$).

Tabela XII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal do fósforo total no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	0.0001	0.2947	0.3586
p	11.392	0.7456	0.7832

Para o fósforo, como para a maioria das variáveis, persiste a homogeneidade espacial do sistema (Fig. 23), o que sugere freqüentes misturas verticais e horizontais na maioria do ciclo sazonal, típico de ambiente turbulento, raso e polimítico (Lewis, 1973) como o açude Taperoá II. Entretanto, nos meses de ventos fracos, estratificação térmica e maior oxigenação da coluna d'água, o perfil do açude apresenta uma distribuição do fósforo total concentrada nas camadas mais profundas do lago (Fig.26). Segundo Esteves (1998) e Ramirez (1996) este fato está ligado à presença de perfis clinogrados de oxigênio, que se formam freqüentemente quando também ocorrem estratificações térmicas (Fig 6 e 8). Neste momento, ocorre redução

do sedimento permitindo a liberação de fosfato para a coluna d'água e seu conseqüente aumento para o fundo do açude. Através deste processo, o fosfato permaneceu livre na coluna d'água e aumentou para o fundo do lago. De maneira geral o ciclo sazonal apresentou concentrações do fósforo total maior nos meses mais quentes (média = $79,9 \mu\text{g l}^{-1}$) reduzindo-se a medida que baixou a temperatura (média $33,2 \mu\text{g l}^{-1}$).

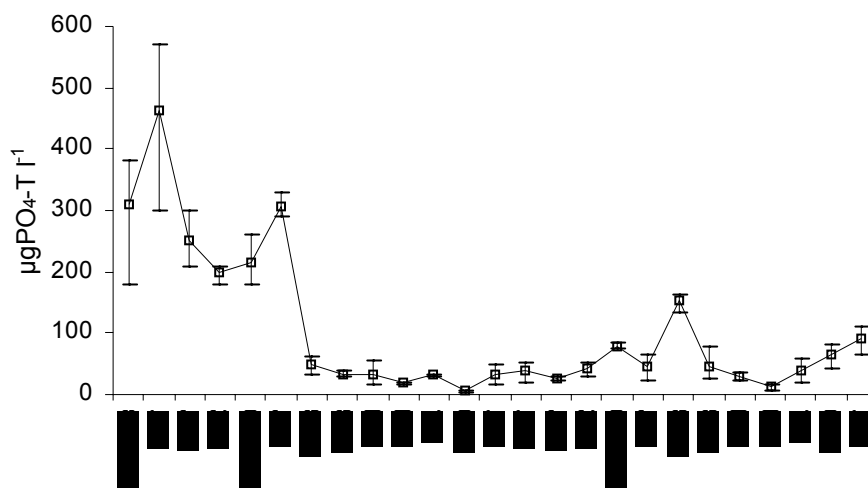


Figura 25. Valores mensais máximos, mínimos e médios do fósforo total de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

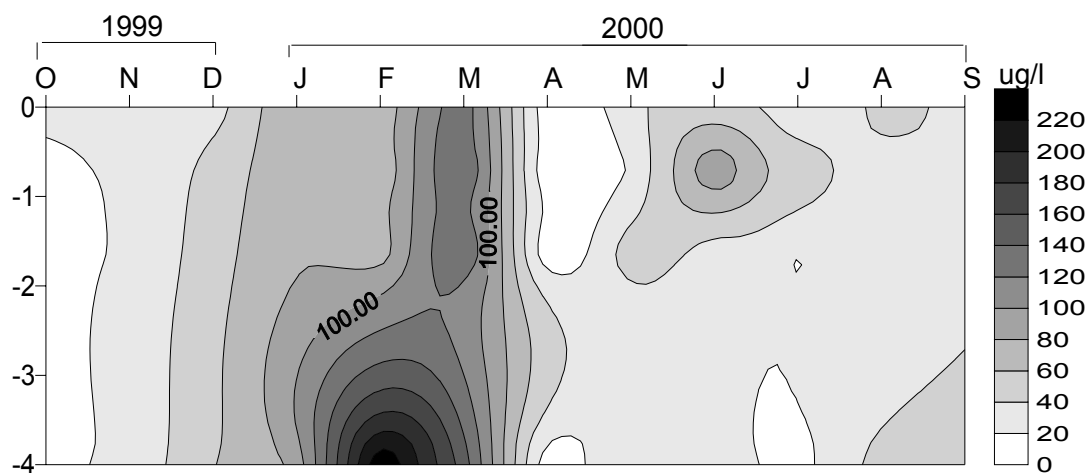


Figura 26. Diagrama de profundidade e tempo do fósforo total no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Toda forma de fósforo presente em águas naturais encontra-se sob a forma de fosfatos. Do ponto de vista limnológico, todas as frações de fosfato são importantes, no entanto, ortofosfato (PO_4^{3-}) é a fração que assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998).

No açude Taperoá II as concentrações do ortofosfato mantiveram um padrão de distribuição interanual e espacial com as mesmas tendências que o fósforo total, conforme os altos valores dos coeficientes de correlação e de regressão observados na figura 27, evidenciando uma alta dependência deste com as cargas totais de fósforo do açude.

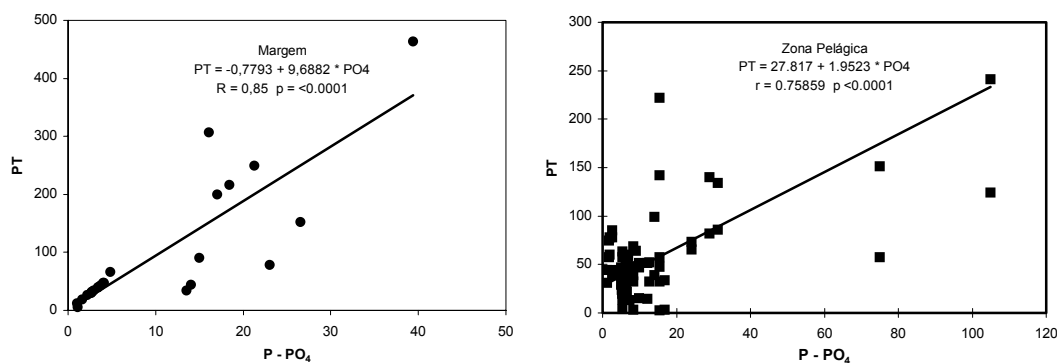


Figura 27. Análise de regressão linear simples para o fósforo total e o ortofosfato na margem e na zona pelágica do açude Taperoá II.

De um modo geral o PO_4^{3-} , a semelhança de todos os nutrientes analisados neste estudo, está sujeito a grande variação interanual do nível d'água que atua como a principal fonte reguladora dos processos ecológicos neste ambiente. Na região marginal para as três estações amostradas, o efeito seca/enchente provocou a alta variabilidade interanual do ortofosfato, principalmente no pulso de inundação que reduz as diferenças espaciais (Tab. XIII12). A figura 28 evidencia para as oscilações interanuais, um padrão sazonal marcado por concentrações mais altas e instáveis nos meses chuvosas e quentes seguida de decréscimo acentuado durante todo o período mais frio e seco.

Tabela XIII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal do ortofosfato no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estadística	Meses	Estações	Profundidades
F	0.0022	1.2822	1.650
p	3.032	0.2882	0.1917

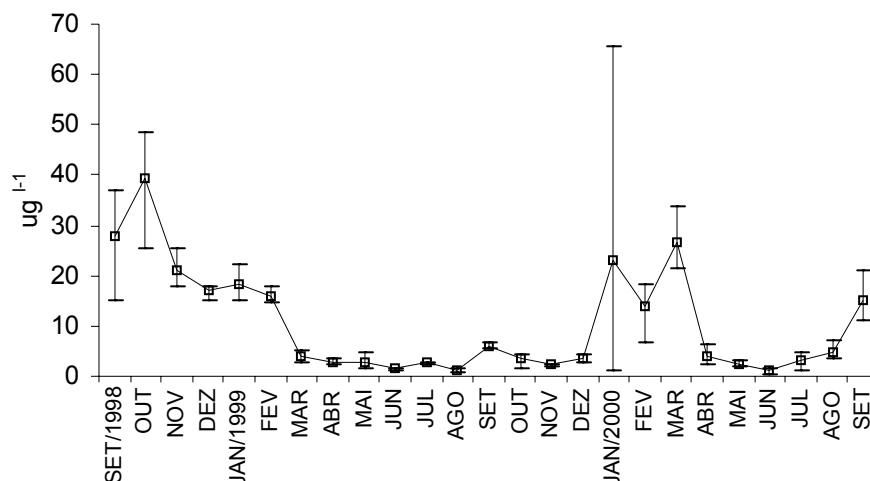


Figura 28. Valores mensais máximos, mínimos e médios do ortofosfato de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Na coluna d'água o ortofosfato apresenta uma distribuição sazonal e vertical idêntica a do fósforo total (Fig.29). Os maiores teores deste íon concentram-se nos meses chuvosos, quando há presença de estratificação térmica e curvas clinogradas de OD compartimentalizando o PO_4^{3-} nas camadas mais profundas do açude pelos mesmos motivos já discutidos para o fósforo total. Durante este evento, o PO_4^{3-} atinge uma média de $28,3 \mu\text{g l}^{-1}$ com um coeficiente de variação de 108%. Nos meses que antecedem e sucedem este evento, a coluna d'água permanece mais estável ($\text{CV} = 46\%$), com total circulação entre superfície e fundo e valores significativamente mais baixos (média = $7,7 \mu\text{g l}^{-1}$).

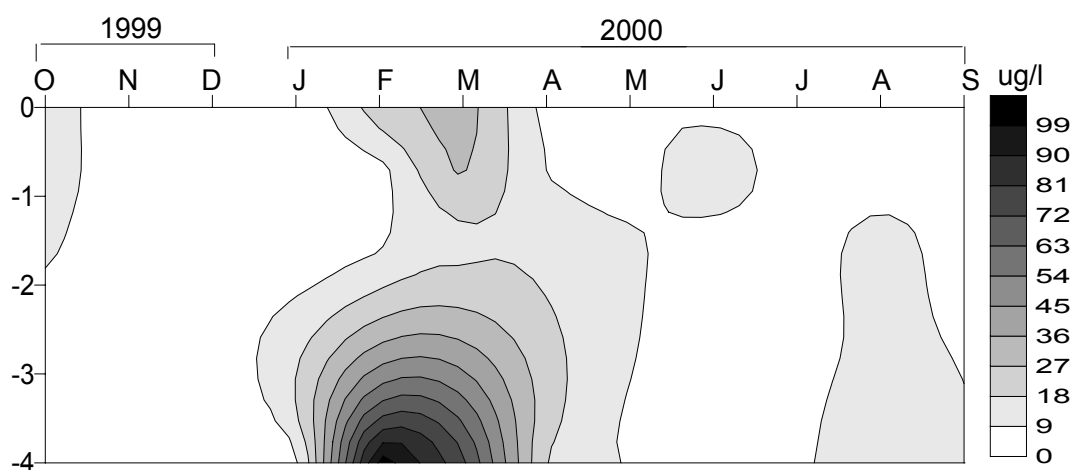


Figura 29. Diagrama de profundidade e tempo do ortofosfato no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

O fósforo entre os macronutrientes necessários à vida em águas naturais, é o que ocorre em menor abundância sendo, por esta razão, frequentemente, o primeiro a limitar a produtividade biológica (HENRY, 1990; LOPES, 1999). No entanto, algumas pesquisas têm evidenciado que em muitos lagos tropicais o nitrogênio tem se constituído no principal fator limitante para o fitoplâncton (TALLING, 1966; HENRY *et al.*, 1985; ESTEVES, 1998). Isto evidentemente não é uma regra imutável. Evidências apontam para o fato de que a limitação por um nutriente numa época determinada, pode não ser permanente durante todo o ciclo anual, havendo alternância na suficiência destes (HENRY & SIMÃO, 1988; 1990; HECKY *et al.*, 1993; JÄRVINEN *et al.*, 1999).

Para o açude Taperoá, apesar de não ter sido analisada a carga total de nitrogênio no sistema, o somatório das frações da série nitrogenada NH_4 , NO_2 e NO_3 (Nitrogênio Dissolvido Total) e sua relação com o fósforo total, comparadas com as variações de biomassa e densidade algal, fornecem indicações sobre a possível limitação destes compostos no desenvolvimento do fitoplâncton.

Baseado nas relações N:P postuladas por Radfield (1958) e confirmadas por Schindler (1978) para o fitoplâncton, uma relação superior a 10:1 é indicadora de uma limitação por fósforo, uma relação inferior a 5:1, de uma deficiência em nitrogênio e razões entre estes valores, ambos os nutrientes podem ser considerados limitantes.

No açude Taperoá II as consideráveis diferenças anuais ocorridas no ciclo interanual em estudo, tanto de suas características físicas, químicas como biológicas, dificultam grandemente as interpretações sobre a dinâmica e ciclagem dos nutrientes no sistema. Entretanto, a disponibilidade destes nutrientes, analisadas à luz das variações e distribuições do fitoplâncton, ratifica que esta comunidade pode ser como bioindicadora fiel das condições tróficas dos sistemas aquáticos.

De maneira geral o fitoplâncton apresentou durante o ciclo interanual na margem do açude (Capítulo 3,) alta e crescente biomassa e densidade algal (média = $343 \mu\text{g l}^{-1}$ de *chl-a*) entre os meses de setembro e fevereiro de 1998, com dominância de cianofíceas seguidas por euglenofíceas. Para este período, apesar das altas concentrações de fósforo e nitrogênio, a relação N:P (Tab.XIV) aponta um requerimento maior do amônio pelas cianofíceas, de modo a estimular o aumento de suas densidades. Com o advento das chuvas e conseqüente inundação do ambiente no mês de março/99, a clorofila cai para valores abaixo de $5 \mu\text{g l}^{-1}$ e a comunidade é sucedida pelas diatomáceas alternadas por clorofíceas. Estas condições perduram praticamente por todo o período seco (março a dezembro de 1999). As chuvas também alteram a disponibilidade dos nutrientes de modo a prevalecerem fortes deficiências

de fósforo durante todo este período. Com um nível de água mais estável que o mesmo período de 1998, o novo período de chuvas iniciado em dezembro de 1999 provocou alterações de menor amplitude de modo a não alterar significativamente a comunidade fitoplanctônica apresentando um acréscimo de biomassa somente em janeiro de 2000. No entanto, um quadro que era de deficiência de fósforo, antes das chuvas de dezembro/99, se alterna apresentando o mesmo quadro antes das chuvas de 1999, ou seja, o nitrogênio passa a ser o fator limitante da produtividade algal. Este quadro praticamente não se altera durante todo o ano de 2000, inclusive na coluna d'água.

Tabelas XIV. Valores da relação N:P no ciclo interanual na zona marginal e pelágica do açude Taperoá II.

ZONAS DO AÇUDE	1998				1999								2000												
	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S
ZM	6	5	6	8	4	4	26	41	28	68	50	72	19	12	19	5	12	5	6	4	5	11	4	2	2
ZP														5	11	5	2	2	5	16	4	4	6	16	6

A razão N:P no açude Taperoá II é grandemente influenciada pelo nível de água do açude e apresenta uma alternância entre N e P na limitação durante o ciclo interanual tendo um papel fundamental na estruturação das comunidades fitoplanctônicas.

4.2.10. SÍLICA

O padrão de distribuição da sílica (SiO_2) do açude Taperoá II no seu compartimento marginal, apresentou uma relação positiva e significativa com o nível de água no lago ($r = 0,78$ $p = 0.0001$). Considerando também que as concentrações normais para águas naturais estão em torno dos $13 \text{ mg SiO}_2 \text{ l}^{-1}$ (Wetzel, 1993; Carmouze, 1994), os valores médios encontrados no Taperoá II ($61,9 \text{ mg SiO}_2 \text{ l}^{-1}$ e $\text{CV} = 45\%$ para a zona marginal e $59,6 \text{ mg SiO}_2 \text{ l}^{-1}$ e $\text{CV} = 59\%$ na coluna d'água), evidencia que o sistema conta com fontes alóctones consideráveis para o ambiente além de ter adicionalmente fontes autóctones através da liberação a partir das frústulas das diatomáceas mortas. Esteves (1998) considera que nos solos tropicais os silicatos de alumínio são abundantes e podem, por isso, apresentar valores altos na água. Ao contrário do que se apresenta para o fósforo e o nitrogênio, o conteúdo de sílica nas águas do açude não evidencia ser limitante à produtividade primária fitoplanctônica.

A variabilidade interanual, como para as outras variáveis limnológicas do sistema, manteve-se alta e significativa em decorrência, principalmente, dos meses chuvosos que acentuam as oscilações entre as estações em detrimento da distribuição espacial, sempre inexpressiva estatisticamente (Fig. 30 e Tab. XIV).

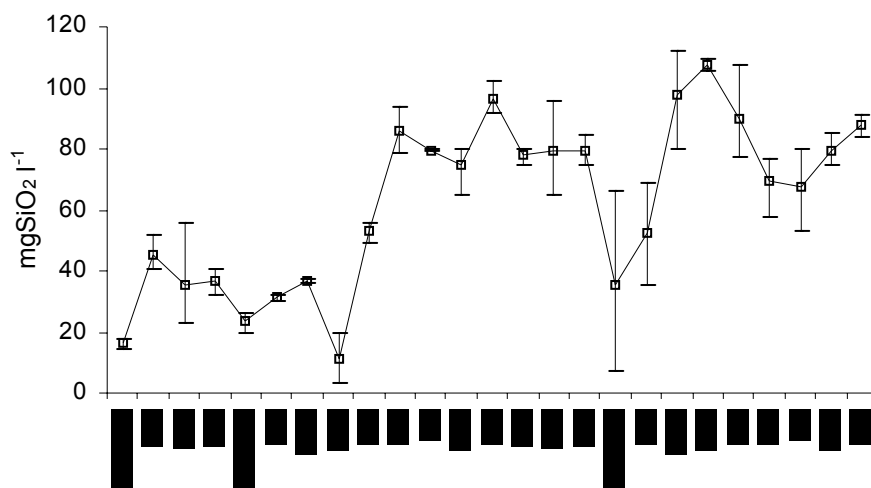


Figura 30. Valores mensais máximos, mínimos e médios da sílica de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Tabela XIV. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da sílica no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	5.469	0.1537	0.2986
p	0.0001	0.8578	0.8262

As correlações negativas estabelecidas entre a concentração de SiO_2 e a densidade relativa de diatomáceas nas margens e coluna d'água ($r = -0,25$ $p = 0,099$ e $r = -0,31$ $p = 0,113$, respectivamente), apesar de não significativas, deve-se a utilização da sílica reativa pelas diatomáceas para construir suas carapaças (valvas), posto que, nestes dois compartimentos a densidade relativa desses organismos também foram influenciados pelo nível das águas no açude (Capítulo 3).

A distribuição de SiO_2 para o perfil vertical do açude apresentou concentrações maiores nas camadas inferiores do lago praticamente durante todo o ciclo sazonal (Fig.31), com maiores concentrações nos meses chuvosos e maior diferença entre a superfície e o fundo durante o período de estratificação térmica. Para Esteves (1998), nos trópicos a distribuição vertical da sílica está mais ligada a períodos de estratificação e desestratificação, do que as

estações do ano. No açude Taperoá II as concentrações de SiO_2 foram um pouco maiores no fundo nos meses de chuva (62 a 110 $\text{SiO}_2 \text{ mg l}^{-1}$) que nos meses secos (14 a 80 $\text{SiO}_2 \text{ mg l}^{-1}$), isto devido a maior estratificação térmica da coluna d'água nos meses mais quentes, entretanto, as ausentes diferenças estatísticas leva a crer na presença de um padrão anual de homogeneidade deste nutriente.

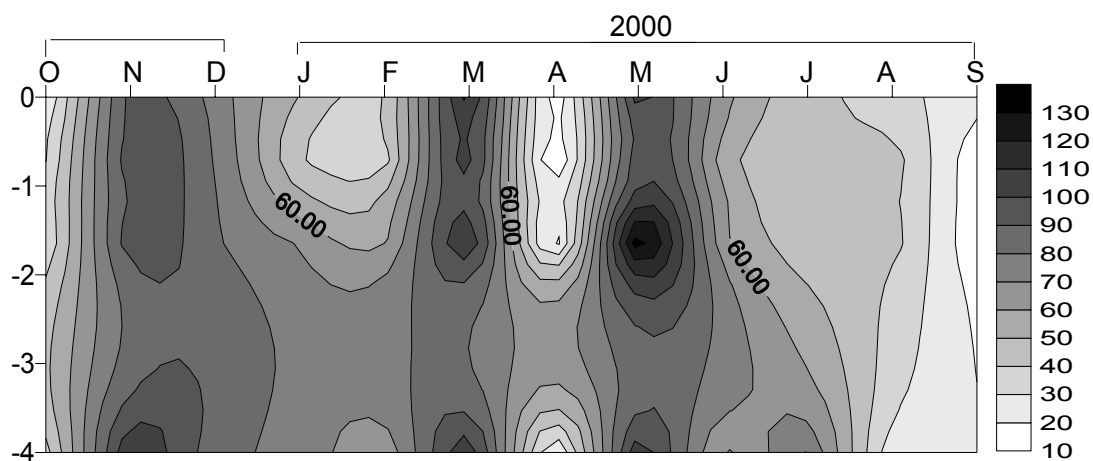


Figura 31. Diagrama de profundidade e tempo da sílica no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

4.3. CONTEXTO AMBIENTAL

Os esforços para o desenvolvimento de teorias sobre como os ecossistemas ou as comunidades estão organizadas giram em torno da tentativa de descobrir padrões que possam ser quantificados no sistema e comparados entre sistemas (LEVIN, 1992). Desta forma, o entendimento de padrões e dos processos que os produzem também é fundamental para o desenvolvimento de princípios de manejo e elaboração de modelos preditivos (Bicudo *et al.*, 1999).

A análise realizada através de componentes principais das amostras obtidas nos dois anos de estudo, seja na zona marginal do lago ou na coluna d'água, nos forneceu indícios dos padrões de variabilidade temporal e espacial das variáveis limnológicas do açude e seus mecanismos de interação com os fatores do clima e da bacia hidrográfica, fatores fundamentais para o entendimento do funcionamento destes sistemas aquáticos representativos do trópico semi-árido e base para os futuros trabalhos de cunho teórico e aplicados.

A análise realizada através de componentes principais das amostras obtidas para o ciclo interanual nas três estações na zona marginal do açude resumiu 65,3% da variabilidade total dos dados em seus três primeiros eixos (Tab.XVI e XVII). O primeiro componente (36,2%) apresentou associações positivas com os valores do nível de água no açude e a SiO_2 , e negativamente com a condutividade, dureza e fósforo total (Fig.32). Para o segundo componente (18,9%) a relação estabeleceu-se negativamente com o OD e o pH e para o componente 3 (9,1%) não houve associações significativas com nenhuma variável. Com relação ao agrupamento das estações e meses de amostragem (Fig.33), o fator 1 de correlação distinguiu os meses de setembro/98 a fevereiro/99 e os meses de março/99 a setembro/00. O fator 2 de correlação segregou as coletas de março e abril de 1999 e a estação 3 de janeiro de 2000 das demais épocas de amostragem. No fator 3, houve a distinção novamente da EST.3 em janeiro/00.

Considerando a escala interanual de tempo para 25 meses amostrados, as observações da análise através da ACP indicam que a maior fonte de variabilidade das características limnológicas foi a estacional seca/chuva. Com a segregação das amostras antes e após o distúrbio das chuvas, evento que perturbou toda a dinâmica dos nutrientes no sistema. As mudanças climáticas globais em ocorrência no ano de 1998 e a manifestação de suas perturbações no ciclo hidrológico da região, ligadas fundamentalmente ao *El Niño* em escala

local, foram eventos decisivos para exaustão do volume útil de água no sistema, o que propiciou a concentração extrema dos sais dissolvidos na água, comprovada pelos elevados valores de condutividade elétrica. Da mesma forma, as altas concentrações de fósforo, nitrogênio, silicatos e carbonatos promoveram alta produtividade primária através de florescimentos de cianofíceas e euglenofíceas, e conseqüentemente, variabilidade nos valores de pH e teores de oxigênio dissolvido. O baixo nível do açude nestes meses, apresentado por suas menores cotas históricas de água, associadas as altas taxas evaporativas e valores altos e estáveis de temperatura, foram os fatores físicos determinante e controladores das demais variáveis ambientais.

Tabela XVI. Eigenvalues dos três componentes extraídos através da Análise de Componentes Principais dos dados interanuais para a região marginal do açude Taperoá II.

Extração	Eigenvalues	% de variância	Eigenvalues acumulado	% de acumulação
1	5,068264	36,20188	5,068264	36,20188
2	2,653036	18,95026	7,721299	55,15214
3	1,425935	10,18525	9,147235	65,33739

Tabela XVII. Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas e químicas analisadas e os três primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição interanual dos dados coletadas na região marginal do açude Taperoá II.

Variáveis	Componentes Principais		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	-0,49953	0,108146	0,474244
OD	-0,36534	-0,62083	0,134156
Condutividade	-0,90817	-0,10962	-0,15865
pH	-0,40504	-0,69729	0,245729
Alcalinidade	-0,46286	-0,22979	-0,109
NH4	-0,34698	0,451774	0,520473
NO2	-0,22057	0,496444	0,510699
NO3	-0,51152	0,343863	-0,53011
SO4	-0,3075	0,764127	-0,41767
SIO2	0,702585	-0,43273	-0,02956
PO4	-0,79101	-0,12838	0,040448
Nível do Açude	0,920556	-0,0716	-0,09921
Chuva	0,405899	0,583612	0,260271

O destaque dos meses de março (7, 7A, 7B) e abril/99 (8A, 8B, 8C) do restante no fator 2, se constitui na representatividade do efeito diluidor das chuvas evidenciado pela análise estatística. A precipitação pluviométrica extremamente concentrada nestes meses

(67% da total anual) provocou inundação do lago pelas águas do riacho Taperoá (6 m.s^{-1}), promovendo circulação de massas d'água que atuaram de maneira a acentuar processos de diluição. As quedas nos teores de variáveis físicas, químicas e biológicas, ratificam o estado oligotrófico a que foi reduzida a produção trófica do sistema. No entanto, o isolamento da EST.1 no mês de janeiro/2000 é de difícil explicação, haja vista que contradiz o princípio pelo qual as chuvas provocam circulações horizontais da massa d'água e homogeneização da mesma. A explicação mais plausível é a de que a EST.1 por ter proximidade com o local mais acessível de retirada de água do açude pelas comunidades adjacentes à sua margem esquerda, e exclusivamente neste período a retirada de água foi otimizada através de motor bomba pelo próprio aumento do nível do açude, pode ter provocado ressuspensão de sedimentos para a coluna d'água promovendo incremento dos nutrientes na água e compartimentalização deste ponto amostral em relação aos outros, principalmente, nas cargas de nitrogênio, fósforo e sílica.

Considerando a distribuição das variáveis limnológicas no eixo vertical dentro da escala sazonal, os três primeiros componentes explicaram 57,9% da variabilidade conjunta dos dados (Tab. XVIII e XIX). O componente 1 (24,3% da variância) esteve relacionado negativamente com o oxigênio dissolvido e o pH, e positivamente com o fósforo e a sílica. O componente 2 (18,5%) associou-se ao NH_4 e a condutividade elétrica e o fator 3 (15%) à alcalinidade e turbidez, todos negativamente. Com referência ao agrupamento dos meses e profundidades de amostragem (Fig. 32), o fator 1 de correlação distinguiu a maior profundidade de dezembro de 1999, fevereiro de 2000 e todo o mês de março dos demais meses. O fator 2 segregou principalmente os meses de fevereiro e março de 2000 dos meses de novembro e dezembro de 1999. O fator 3 separou o mês de fevereiro do mês de março de 2000.

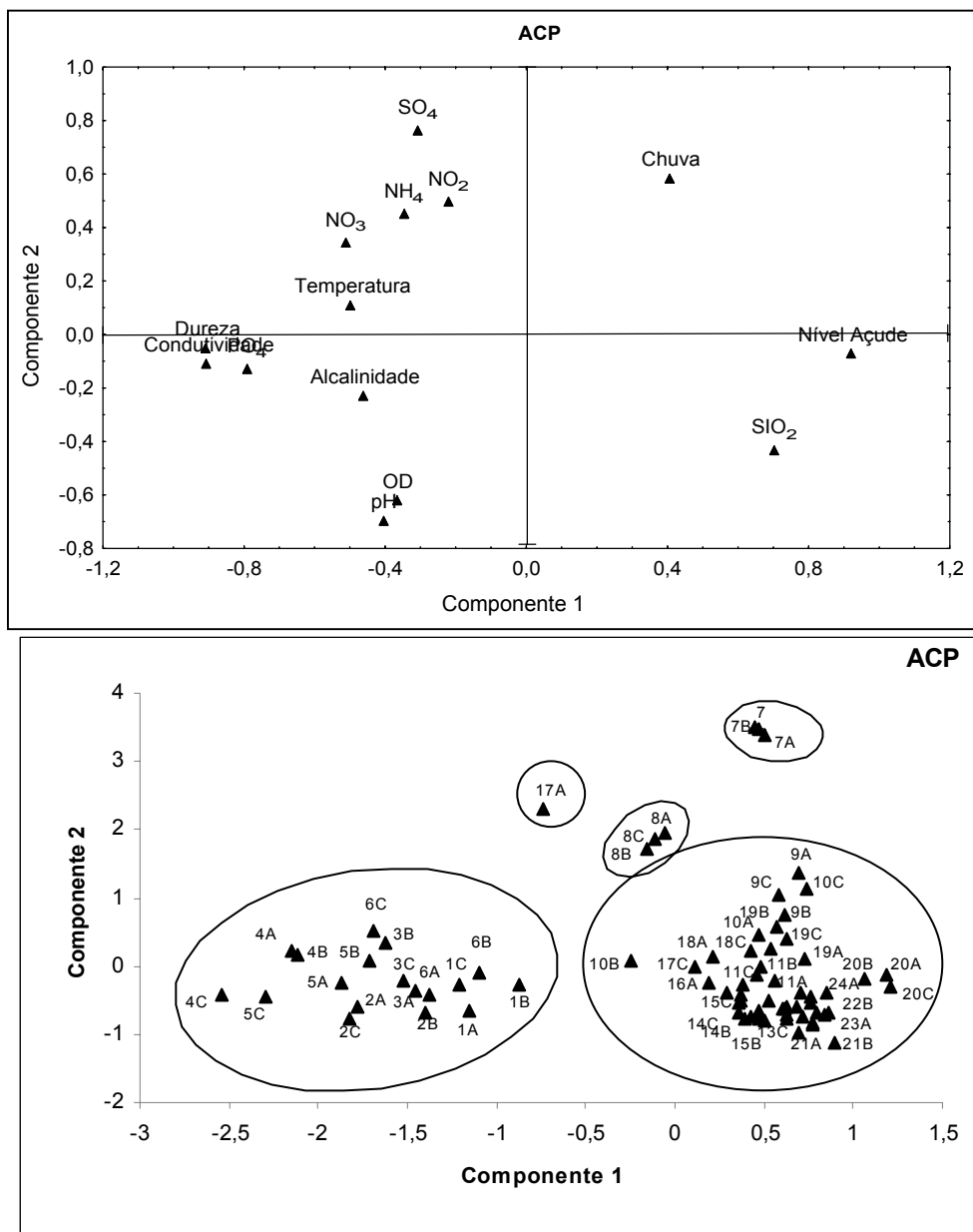


Figura 32. Ordenação pela ACP das estações e meses amostrados para a região marginal do açude em função das variáveis físicas e químicas analisadas para os componentes 1 e 2. as unidades amostrais obedecem à seqüência de: **estações** (A = EST.1, B = EST.2, C = EST.3) e **meses** (1 = set/98, 2 = out/98, 3=nov/98, 4 = dez/98, 5 = jan/99, 6 = fev/99, 7 = mar/99, 8 = abr/99, 9 = mai/99, 10 = jun/99, 11 = jul/99, 12 = ago/99, 13 = set/99, 14 = out/99, 15 = nov/99, 16 = dez/99, 17 = jan/00, 18 = fev/00, 19 = mar/00, 20 = abr/00, 21 = mai/00, 22 = jun/00, 23 = jul/00, 24 = ago/00 e 25 = set/00).

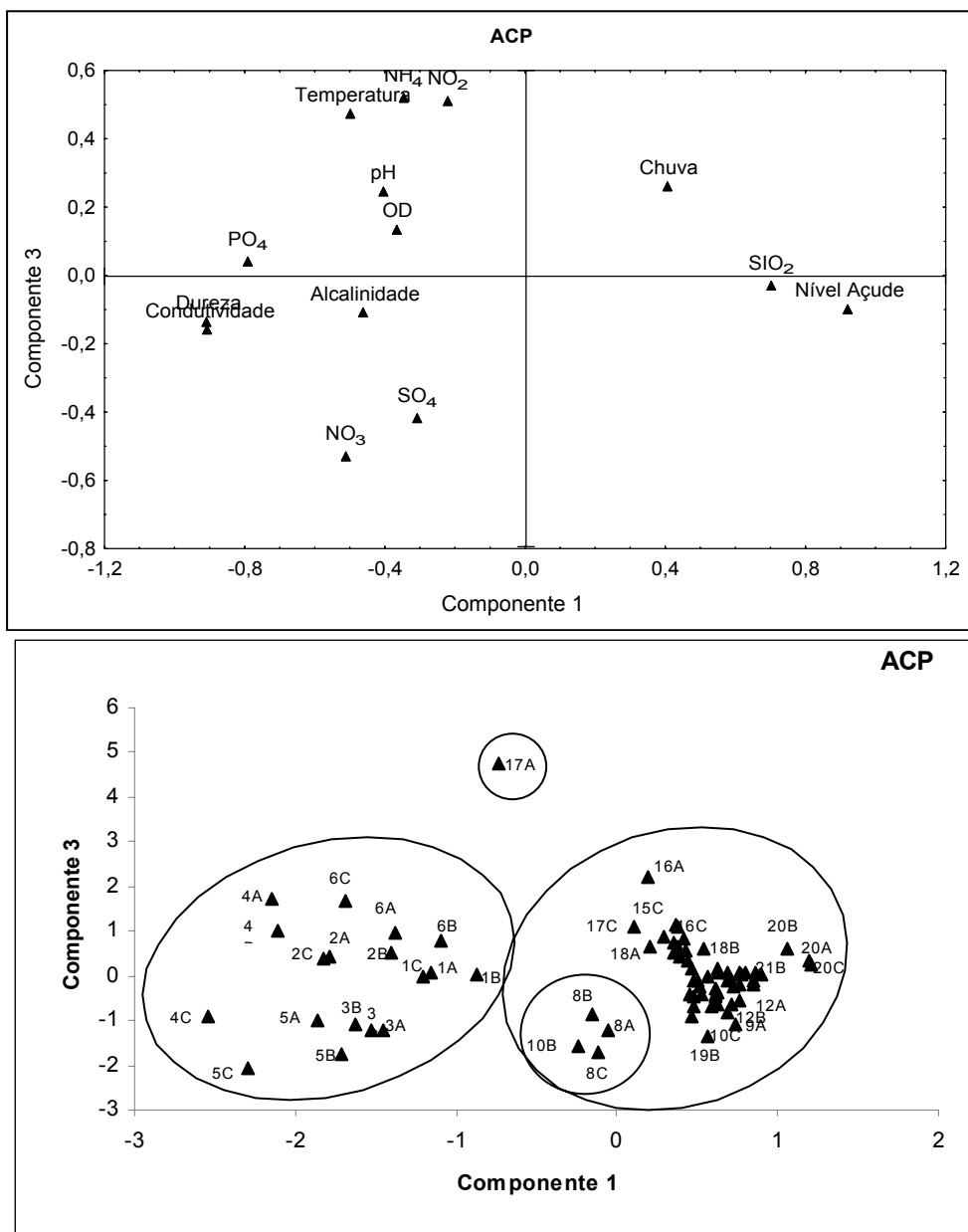


Figura 33. Ordenação pela ACP das estações e meses amostrados para a região marginal do açude em função das variáveis físicas e químicas analisadas para os componentes 1 e 3. As unidades amostrais obedecem à seqüência de: **estações** (A = EST.1, B = EST.2, C = EST.3) e **meses** (1 = set/98, 2 = out/98, 3=nov/98, 4 = dez/98, 5 = jan/99, 6 = fev/99, 7 = mar/99, 8 = abr/99, 9 = mai/99, 10 = jun/99, 11 = jul/99, 12 = ago/99, 13 = set/99, 14 = out/99, 15 = nov/99, 16 = dez/99, 17 = jan/00, 18 = fev/00, 19 = mar/00, 20 = abr/00, 21 = mai/00, 22 = jun/00, 23 = jul/00, 24 = ago/00 e 25 = set/00).

Para o eixo vertical na zona pelágica do açude, como ocorrido horizontalmente na região marginal, o período de maior e menor precipitação pluviométrica foi acentuado pela distinção dos meses de dezembro/99 a março/00 dos demais. Com o período de chuvas da região antecipado para o mês de dezembro/99, o sistema começa a sofrer alterações na sua estrutura física, química e biológica. No entanto, o efeito diluidor provocou uma amplitude de modificações menor que no ano anterior, principalmente, pelos fatos que se segue: 1) os totais pluviométricos apresentaram-se distribuídos igualmente durante os quatro primeiros meses do ano (CV = 29%), diferentemente da distribuição concentrada do ano anterior em dois meses (CV = 72%), o que atenuou o impacto do pulso de inundação no açude e, conseqüentemente, as alterações bruscas da coluna d'água; 2) a ocorrência da redução dos ventos a partir de fevereiro e uma amplitude menor na variação do nível da água do açude propiciaram uma coluna d'água mais estável e, conseqüentemente, favoreceu as estratificações térmicas mais duradouras nos meses chuvosos e mais quentes do ciclo sazonal. A heterogeneidade térmica por sua vez favoreceu à estratificação química, haja vista as curvas clinogradas de oxigênio dissolvido, o aumento da condutividade e redução do pH para o fundo do sistema, acarretando processos oxidativos da matéria orgânica e intensificação de processos de amonificação e liberação do fósforo do sedimento para o fundo do lago. As variações da biomassa algal foi praticamente indistinguível devido ao baixo teor de nitrogênio e fósforo, que atuaram alternadamente como limitantes ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, dependendo do período estacional.

Tabela XVIII. Eigenvalues dos três componentes extraídos através da Análise de Componentes Principais dos dados sazonais do eixo vertical do açude Taperoá II.

Extração	Eigenvalues	% de variância	Eigenvalues acumulado	% de acumulação
1	3,160326	24,3102	3,160326	24,3102
2	2,412484	18,55757	5,57281	42,86777
3	1,958928	15,06868	7,531738	57,93645

Tabela XIX. Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas e químicas analisadas e os três primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição sazonal no eixo vertical do açude Taperoá II.

Variáveis	Componentes Principais		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	0,487501	0,400998	-0,2608
OD	-0,70094	0,448923	-0,02139
Condutividade	-0,06272	-0,66717	0,126028
pH	-0,58009	0,06896	-0,22483
Alcalinidade	-0,47882	-0,19113	-0,80176
Turbidez	0,377209	0,464496	-0,65665
NH4	0,356089	-0,75116	-0,28879
NO2	0,494912	-0,17362	-0,30138
NO3	0,351805	0,434857	0,20388
PO4	0,634131	0,53318	-0,30498
SIO2	0,679219	-0,11809	0,245246

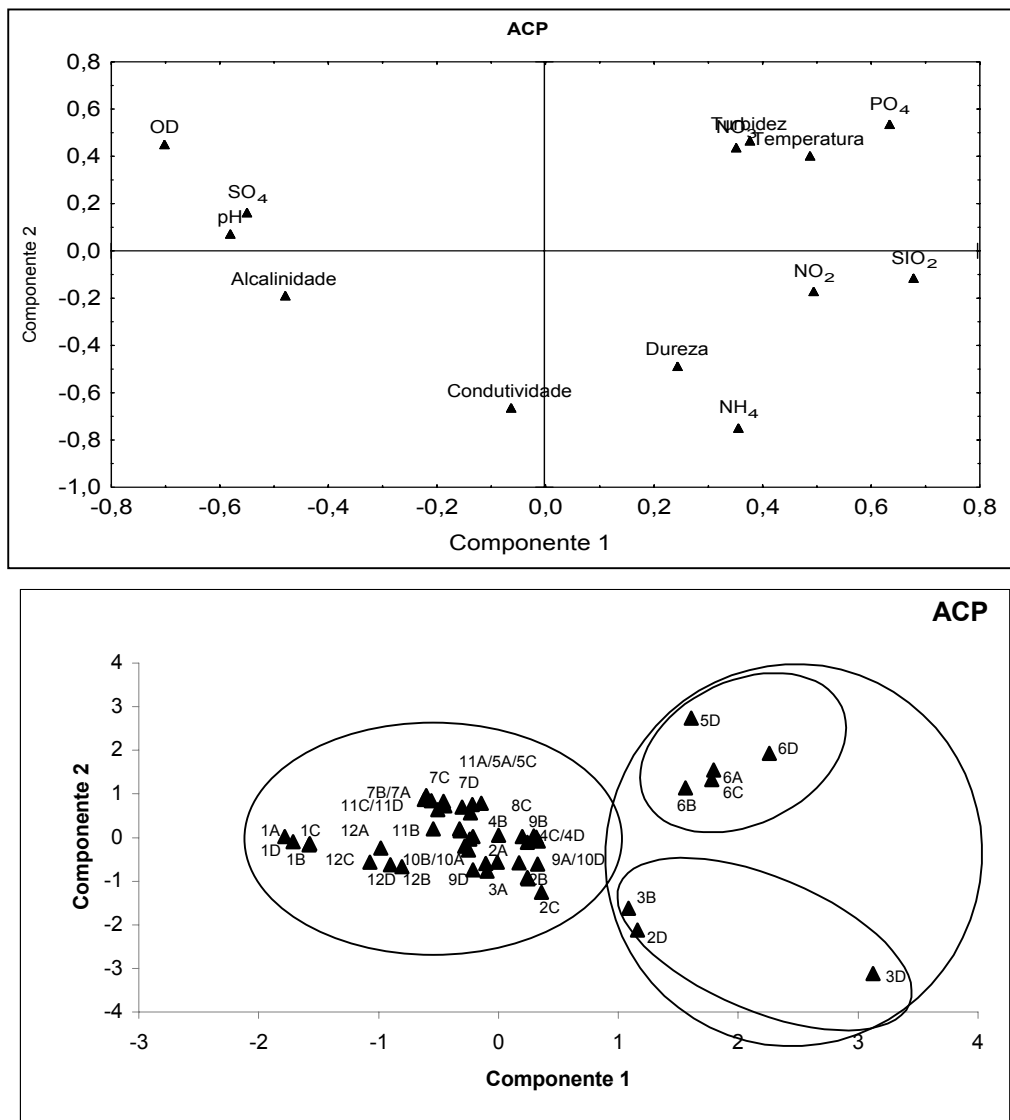


Figura 34. Ordenação pela ACP das profundidades e meses amostrados para a coluna d'água do açude em função das variáveis físicas e químicas analisadas para os componentes 1 e 2. As unidades amostrais obedecem à seqüência de: **profundidades** (A = Superfície, B = 50% de penetração de luz, C = 1%, D = Fundo) e **meses** (1 = out/99, 2 = nov/99, 3 = dez/99, 4 = jan/00, 5 = fev/00, 6 = mar/00, 7 = abr/00, 8 = mai/00, 9 = jun/00, 10 = jul/00, 11 = ago/00 e 12 = set/00).

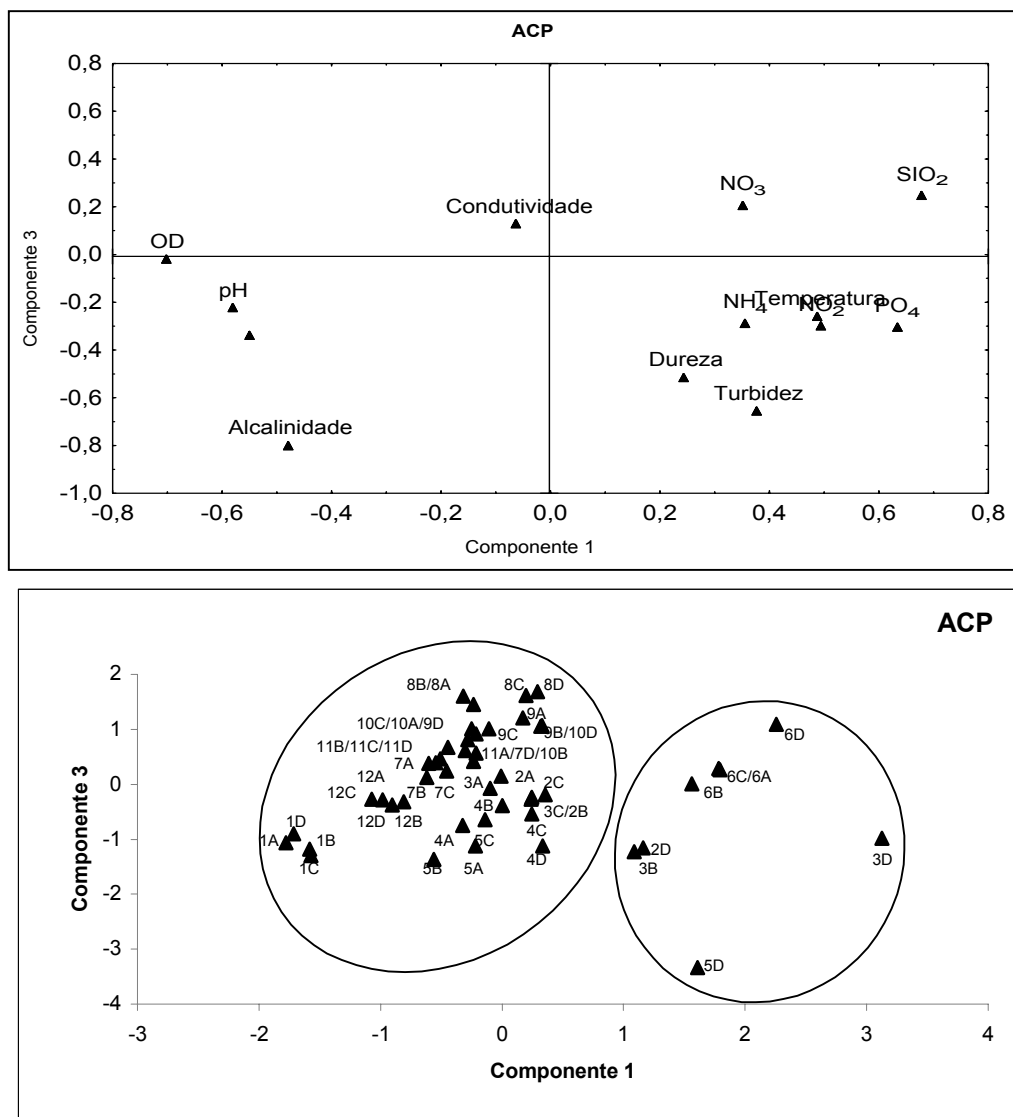


Figura 35. Ordenação pela ACP das profundidades e meses amostrados para a coluna d'água do açude em função das variáveis físicas e químicas analisadas para os componentes 1 e 3. As unidades amostrais obedecem à seqüência de: **profundidades** (A = Superfície, B = 50% de penetração de luz, C = 1%, D = Fundo) e **meses** (1 = out/99, 2 = nov/99, 3 = dez/99, 4 = jan/00, 5 = fev/00, 6 = mar/00, 7 = abr/00, 8 = mai/00, 9 = jun/00, 10 = jul/00, 11 = ago/00 e 12 = set/00).

5. CONCLUSÕES

1. A variabilidade climática interanual na bacia do rio Taperoá durante o período de estudo foi amplamente afetada por valores climáticos extremos registrados durante o ano de 1998, em decorrência da manifestação do *El Niño*;
2. O açude Taperoá II caracterizou-se por apresentar um padrão de variação interanual da distribuição das variáveis limnológicas governado pela variação anual da magnitude dos períodos de chuvas e intensidade dos períodos secos. A interação seca-enchente principalmente nos períodos sujeitos as variabilidades climáticas de grande escala, promove acentuados movimentos espaciais de massas de água.
3. Através da escala interanual de observação, as amostragens foram separadas em dois períodos – seco e chuvoso – haja vista que os meses mais secos e os de maior pluviosidade foram responsáveis por grande parte da variabilidade limnológica do sistema em escala anual, além de serem as épocas com maior heterogeneidade espacial.
4. Os resultados de análise de variância mostraram para as variações horizontais na região marginal do açude que estações de coleta situadas em uma mesma unidade fisiográfica não são significativamente diferentes em relação às variáveis limnológicas analisadas, conseqüentemente, houve redução da informação sobre a heterogeneidade limnológica do sistema.
5. Nos meses mais quentes e chuvosos foi possível observar a importância da escala espacial-vertical na variabilidade limnológica do sistema, onde as maiores profundidades estiveram associadas aos maiores teores de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.
6. O lago apresentou baixa variabilidade de situações em relação aos gradientes térmicos da coluna d'água entre as diferentes épocas e estações de amostragens. Entretanto, observou-se tendência à formação de gradientes verticais. Essa variabilidade se deve em parte aos diferentes fatores ambientais que podem influenciar na dinâmica térmica, tais como a morfometria do lago, entrada da água proveniente do rio, variação do nível da água, variabilidade das condições climatológicas e também devido à variação nos horários das coletas a cada ano.

7. através da relação N:P a limitação por nutrientes no açude Taperoá II mostra um padrão de tendência alternado entre o nitrogênio nos meses chuvosos e do fósforo nos meses secos.
8. Através da escala interanual de tempo conclui-se que as variações das características limnológicas nas escalas temporal anual e espacial são recorrentes, ou seja, existe padrões de variação no sistema.
9. Redução nas concentrações de nutrientes estudados, exceto sílica e amônio, nos meses mais chuvosos em relação aos secos, destaca a importância do efeito diluidor das águas na promoção das massas d'água, principalmente na zona marginal do açude.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M.L. Uso de modelos de circulação geral da atmosfera para simular o clima e a variabilidade climática. In: Sant'Anna Neto, J. L. & Zavatini, J.A. *Variabilidade e mudanças climáticas: implicações ambientais e socioeconômicas*. Maringá, EDUEM, 2000. p. 83-94.

BANDEIRA, M.M.; MEDEIROS, A.M.T.; BATISTA, M.E.M. Uma análise da seca na Paraíba – ano de 1998. *Anais do Congresso da Associação Brasileira de Recursos Hídricos*. 1999.

BARBOSA, F.A.R. & TUNDISI, J.G. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow quaternary lake at eastern Brazil. *Arch. Hydrobiol.* v. 90, p. 139-161, 1980.

BARBOSA, F.A.R. *Variações diurnas (24h) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca, Parque Florestal do Rio Doce, MG*. 1981. 225 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de São Carlos São Carlos, SP.

BICUDO, D.C.; TUCCI, A.; RAMÍREZ R., J.J.; CARMO, C.F.; NOGUEIRA, N.M.C.; BICUDO, C.E.M. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FUNDIBIO/FAPESP, 1999, 800p.

BLOMQUIST, P.; PETERSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic ecosystems. *Arch. Hydrobiol.*, v. 132, p. 141-164, 1994.

BOUVY, M.; ARFI, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.* v. 20, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat. Microb. Ecol.* v. 23, p. 13-27, 2000.

BRUTON, M.N. The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia*. v. 125, p. 221-242, 1985.

CARMOUZE, J.P. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. São Paulo: Edgar Blücher/FAPESP, 1994, 253 p.

CEBALLOS, B.S.O. *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. 1995. 192 f. Tese de Doutorado. USP- São Paulo.

COLE, G.A. *Textbok of limnology*. Toronto: The C.V. Mosby Company, 3^a ed., 1983, 337 p.

CPTEC. *Consequências do fenômeno El Niño sobre o território brasileiro e perspectivas para 1998*. 1998. <http://yabae.cptec.inpe.br/products/elniño/elniño3p.html> (consultado em 02/12/2001).

DA SILVA, C.J. & ESTEVES, F.A. Dinâmica das características limnológicas das lagoas Porto de Fora e Acurizal em função da variação do nível da água. In: ESTEVES, F.A. *Oecologia Brasiliensis*. Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros, v. 1, rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1995, 47-60 pp.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E., (Eds.). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19 ed. Washington: APHA-AWA, 1995.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998, 575p.

FISHER, S.G. & GRIMM, N.B. Streams and disturbance: are cross-ecosystems comparisons useful? In COLE, J.C; LOVETT, G.M. & FINDLAY, S.E.G. (editors). *Comparative analysis of ecosystems: patterns, mechanisms and theories*. New York: Springer-Verlag, 1991, p. 196-221.

GOLTERMAN, H.L., CLYNO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. *IBP HANBOOK, ed. Melbourne, Oxford London*, n.8, 215p., 1978.

GONZÁLEZ, A. *El plancton de las aguas continentales*. Washington: DC, Secretaria General de la Organización de los estados Americanos, 1988. 231 p.

HAHAMILTON, S.K. & LEWIS JR., W.M. Basin morphology in relation to chemical and ecological characteristics of lakes on the Orinoco River flood-plain, Venezuela. *Arch. Hydrobiol.*, 119: 393-425, 1990.

HENRY, R. & SIMÃO, C.A. Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P. E Fe no fitoplâncton na represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP). *Rev. Brás. Biol.*, 48(1) 1-14, 1988.

- HENRY, R. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP? *Rev. Brasil. Biol.*, 50(4): 883-892, 1990.
- HENRY, R. *Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica*. 1990. 242 f. Tese de Livre Docência. Botucatu, Universidade Estadual Paulista.
- HENRY, R.; HINO, H.; TUNDISI, J.G.; RIBEIRO, J.S.B. Responses of phytoplankton in lake jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those of the river Solimões (Amazon, Brazil). *Arch Hydrobiol.*, v. 103, p. 453-457, 1985.
- KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20: 141-151, 1960.
- KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrical*, 23: 187-200, 1958
- KIRK, J.T.O. Effects of suspensoids & turbidity on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 125: 195-208, 1985.
- LEPRUN, P. *Primeira avaliação das águas superficiais no Nordeste*. Relatório final de Convênio, SUDENE, Recife, 1983, 141 p.
- LEVIN, S.A. the problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967, 1992.
- LEWIS, W.M. Temperature, heat and mixing in Lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 28(2): 273-286, 1983.
- LEWIS, W.M. The thermal regime of lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. *Limnol. Oceanogr.* v.18, p.200-217, 1973.
- LOPES, M.R.M. *Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico), São Paulo, SP*. 1999. 213p. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- MANLY, D.F.J. *Multivariate statistical methods*. London: Chapman & Hall, 1986. 215p.
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J. & TALLING, J.F. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Dorset, Freshwater Biol. Ass., 121p., 1978.
- MAIA-NETO, R.F. Água para o desenvolvimento sustentável. **Água em Revista**, ano V, n. 9, p. 21-32, novembro de 1997.

- MELO, H.A.R. & CHACON, J.O. Exame biológico-pesqueiro do açude público “Soledade” (Soledade, PB) Brasil. *Boletim Técnico do DNOCS*, Fortaleza, v. 34, n. 1, p. 3-26, 1976.
- MOLLE, F. & CADIER, E. *Manual do pequeno açude*. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, 520p., 1992.
- MOLLES, C.M. & Dahm, C.N. A perspective on El Niño and La Niña: global implications for stream ecology. *Journal North American Benthological Society* (9), 1990. p. 68-67.
- MORRIS, I. *The physiological ecology of phytoplankton*. London: Blackwell scientific Publications, 1980, 367 p.
- MOURA, A.T.N. *Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplactônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca*. 1996. 172 p. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (represa de Monjolinho, São Carlos), 1: dinâmica das variáveis físicas e químicas. *Rev. Brasil. Biol.*, 54(1): 147-159, 1994.
- PANOSSO, R.F. & KUBRUSLY, L. Avaliação espacial e temporal das variáveis limnológicas básicas e nutrientes. In: BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F (eds). *lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro: Instituto de Biologia UFRJ e Sociedade Brasileira de Limnologia- SBL, 2000, 341p.
- PANOSSO, R.F. *influência do regime hidrológico e das características morfométricas sobre algumas variáveis limnológicas de um lago amazônico (lago Batata, PA) impactado por rejeito de bauxita*. 1993. 119p. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, Universidade Federal do rio de Janeiro.
- PARAÍBA, Assembléia Legislativa. :*Comissão especial suprapartidária: diagnósticos das bacias hidrográficas do Estado da Paraíba*. João Pessoa: Assembléia Legislativa, 1999, 82 p.
- PARAÍBA, Secretaria de Planejamento. *Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba*. João Pessoa, SEPLAN, 1997b, 144 p.
- POOLE, H.H. & ATKINS, W.R.G. Photo-eletric measurement of submarine illumination through out the year. *Jour. Mar. Biol. Assoc.*, 16: 297-324, 1929.

- RAMIREZ R., J.J. *Variações espacial, vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no lago das Garças, São Paulo*. 1996. 283p. Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo.
- REYNOLDS, C.S. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 1984.
- RODIER, J. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer*. Dunod (Ed.) Paris, 5ed., v. 1, 692p., 1975.
- SANTOS, M.J.Z. Mudanças climáticas e o planejamento agrícola. In: SANT'ANNA NETO, J.L. & ZAVATINI, J.A. *Variabilidade e mudanças climáticas: implicações ambientais e socioeconômicas*. Maringá: EDUEM, 2000, 65-80p.
- SCHINDLER, D.W. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 478-486, 1978.
- SEMARH. Secretária de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 1998. (consultado em)
- SHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais* Porto alegre: Ed. Universitária, 1985, 533p.
- SOUZA, B.I. *Contribuição ao estudo da desertificação na bacia do Taperoá – PB*. 1999. 120p. João Pessoa, PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba.
- STRAŠKRABA, M. & TUNDISI, J.G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas*. Vol. 9, São Carlos: ILEC/IEE, 2000, 258p.
- TALLING, J.F. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 51: 545-621, 1966.
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. Lisboa; Fundação Calouste Gulbenkian, 1993, 919p.
- WRIGHT, S. Da física e da química das águas do Nordeste. VI. Condições químicas. *Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra as Secas*, Fortaleza, v. 19, n. 1, p. 37-54, 1938.

DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NAS
ESCALAS ESPACIAIS HORIZONTAL E VERTICAL
NO AÇUDE TAPEROÁ II, TRÓPICO
SEMI-ÁRIDO NORDESTINO

RESUMO

Este trabalho apresenta informações sobre a ecologia da comunidade fitoplanctônica de um reservatório do semi-árido da Paraíba: açude Taperoá II (07°11'44"S e 07°13'44"S, 36°52'03" W e 36°50'09" W), considerando as alterações do ciclo hidrológico da região como principal fator de mudança na dinâmica do ambiente aquático. Os resultados baseiam-se em amostragens mensais entre os períodos de setembro de 1998 e setembro de 2000 em três estações de coleta localizadas na região marginal do açude. A partir de outubro de 1999 foram incluídas amostragens também em uma estação localizada na zona pelágica do açude em quatro profundidades. Foram analisados os descritores da estrutura da comunidade fitoplanctônica (composição, riqueza numérica de táxon, densidade, clorofila *a*, feofitina, diversidade, equitatividade e dominância) e sua relação com os aspectos climáticos da região e fatores físicos e químicos da água. A comunidade fitoplanctônica foi composta por 125

táxons distribuídos em 58 gêneros, pertencentes a 7 classes taxonômicas. A alta taxa evaporativa, irregularidade da precipitação pluviométrica e elevadas temperaturas em decorrência das manifestações climáticas do *El niño* em 1998 provocaram a redução drástica do volume do açude e, conseqüentemente, concentrações de sais dissolvidos. O estresse decorrente destas alterações ambientais favoreceu a dominância de algas S-estrategistas (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides* e *Euglena proxima*) promovendo altos valores de densidade e biomassa algal e, reduções da diversidade e equitatividade da comunidade. As fortes chuvas que se seguiram em março/99 se constituíram em um distúrbio de alta magnitude na comunidade, alterando a composição de espécies, a disponibilidade de nutrientes, beneficiando organismos oportunistas do nanoplâncton, como por exemplo *Chlorella vulgaris*, e as espécies de crescimento rápido e adaptados à turbulência como *Cyclotella steligera* e *Aulacoseira granulata*. A recuperação do nível de água do açude e a regularidade das chuvas nos meses posteriores foram fundamentais para o aumento na riqueza numérica de táxons e estabilidade dos descritores ecológicos da comunidade fitoplanctônica. Estes aspectos refletiram na manutenção da seqüência de estrategistas no sistema ($C \rightarrow R + C \rightarrow C$ -estrategistas, de acordo com a classificação de Reynolds, 1988) o que leva a crer na hipótese dos organismos S-estrategistas de crescimento lento que apenas dominam em condições de seca extrema e conseqüente eutrofização do açude. Pode-se considerar então, que os períodos de seca e chuva apresentaram forte influência na composição de espécies fitoplanctônicas e na biomassa algal, atuando como um fator de diluição que reduz as diferenças espaciais e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação da comunidade fitoplanctônica, atuando como a principal fonte reguladora dos processos ecológicos do sistema de forma a ampliar a significância da escala temporal.

Palavra-chave: fitoplâncton, diversidade, equitatividade, dominância, distúrbio hidrológico, região semi-árida.

ABSTRACT

In the present work information is given on the ecology of phytoplanktonic community in the pond Taperoá II (07°11'44"S and 07°13'44"S, 36°52'03" W and 36°50'09" W), considering modifications of hydrological cycle as the main changing factor affecting the aquatic system

dynamics. Results are based on monthly sampling between September/1998 and September/2000 at three collecting stations, at the pond margins. Descriptors of the phytoplanktonic community structure were analysed (composition, taxon numerical richness, density, chlorophyll *a*, phaeophytin, diversity, equitability, and dominance) and their relations to the region climatic aspects and physical and chemical water properties. The phytoplanktonic community was formed by 125 taxa distributed in 58 genera of seven taxonomic classes. The high evaporative rate, the rainfall irregularity, and high temperatures due to the El Niño 1998 event, caused drastic reduction of water volume in the pond, and consequent increase in dissolved salts concentration. The stress generated by such environmental changes, favoured the dominance of S-strategist alga (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides*, and *Euglena proxima*), which increased alga density and biomass, and simultaneously decreased the diversity and equitability of the overall community. Heavy rains in March/1999 posed a disturbance highly significant in the community since it changed the species composition and nutrients availability, and favoured opportunist organisms of the nanoplankton, e.g. *Chlorella vulgaris*, as well as the fast-growing species and adapted to turbulence, *Cyclotella steligera* and *Aulacoseira granulata*. The recovery of the pond water level and further regularity of the rains, imposed an increase in the numerical richness of taxa and the stability of ecological descriptors of the phytoplanktonic community. These aspects resulted in the maintenance of the sequence of strategists in the system (C → R + C → C-strategists, according to the classification of Reynolds, 1988) which make us to believe on the hypothesis that slow-growing S-strategist organisms are dominants only in extremely dry conditions and consequent eutrophication of the pond. Therefore, it is possible to consider that dry and rainy period generated strong influence on phytoplanktonic species composition and on alga biomass, acting as a diluter factor which reduces spatial differences and simultaneously acting as a disturber factor of the phytoplanktonic community by acting as the main regulatory source of the ecological process of the system in a way that amplifies the temporal scale significance.

Key words: phytoplankton, diversity, equitability, dominance, hydrological disturbance, semi-arid region

1. INTRODUÇÃO

Para a limnologia moderna, tanto do ponto de vista básico quanto aplicado, as propriedades básicas da comunidade fitoplanctônica universalmente estão bem delimitadas. Por serem o primeiro elo com o ambiente abiótico, o fitoplâncton é a principal porta de entrada da matéria e da energia, através da produção primária, na cadeia trófica das regiões de águas abertas, constituindo-se em um componente ecológico de potencial importância na caracterização e mesmo na definição da fisiologia ambiental dos sistemas aquáticos. Dado o curto tempo de geração de seus componentes, funciona como refinado sensor das mudanças ambientais, sendo uma eficiente ferramenta na avaliação de alterações antrópicas ou naturais destes ambientes (MARGALEF, 1983).

Quando considerada no entanto, a dinâmica da comunidade fitoplanctônica nas escalas de tempo e de espaço, o mesmo consenso não pode ser afirmado e, muito menos, quando a referência a tal comportamento é feita para ambientes tropicais (RAMIREZ, 1996). Esta lacuna deve-se, fundamentalmente, a certas características destes ambientes como, por exemplo, a relativa estabilidade climática dessa faixa do globo, o fotoperíodo geralmente uniforme ao longo do ano, o comportamento quase que, invariavelmente, acima dos níveis limitantes tanto de luz quanto de temperatura e a influência marcante da pluviosidade e dos ventos nessa parte do mundo (GANF & HORNE, 1975; PAYNE, 1986).

Considerando os açudes da região semi-árida nordestina, estes ambientes estão ainda sub-representados em alguns aspectos do seu conhecimento limnológico geral, e em particular sobre o fitoplâncton. (BARBOSA *et al.* 1995; HUSZAR, 1999). Os escassos trabalhos sobre o fitoplâncton concentram-se nos aspectos taxonômicos e os raros de cunho ecológico ignoram escalas de tempo e espaço de amostragens. As formulações de generalizações sobre o fitoplâncton nestes ecossistemas não são ainda conclusivas. Inexiste na literatura trabalhos que desenvolveram relacionados com o comportamento do fitoplâncton em um ciclo interanual com periodicidade mensal, abordando as escalas de tempo e espaço referentes a variabilidade de informação da comunidade, tais como, composição das espécies, riqueza, dominância de espécies, diversidade e biomassa.

O propósito deste trabalho foi o de analisar a dinâmica da comunidade fitoplactônica de modo que contemplar as flutuações temporal na escala interanual e escalas espaciais nos planos horizontal e vertical de um típico açude do trópico semi-árido nordestino.

2. ÁREA DE ESTUDO

O açude Taperoá II está situado na região central do Estado da Paraíba, entre as latitudes $07^{\circ}11'44''\text{S}$ e $07^{\circ}13'44''\text{S}$ e as longitudes $36^{\circ}52'03''\text{W}$ e $36^{\circ}50'09''\text{W}$ (Fig. 1). Incluso na bacia hidrográfica do Rio Taperoá, o açude está a uma altitude de 578 m, possui uma capacidade de $15.148.900\text{ m}^3$ de acumulação, profundidade máxima de 5,7 metros e média de 1,4 metro. A superfície do açude é de $4,6\text{ km}^2$ e $575,50\text{ km}^2$ de área de bacia hidrográfica, sendo utilizado, principalmente, para abastecimento humano (PARAÍBA, 1997b). O clima da região é do tipo BSw h' , o que indica um clima quente e seco com estação chuvosa no verão-outono. Na bacia predominam solos rasos, pedregosos, altamente suscetíveis à erosão e de alto risco de salinização. A vegetação dominante é a caatinga arbustiva arbórea aberta já quase que totalmente antropizada.

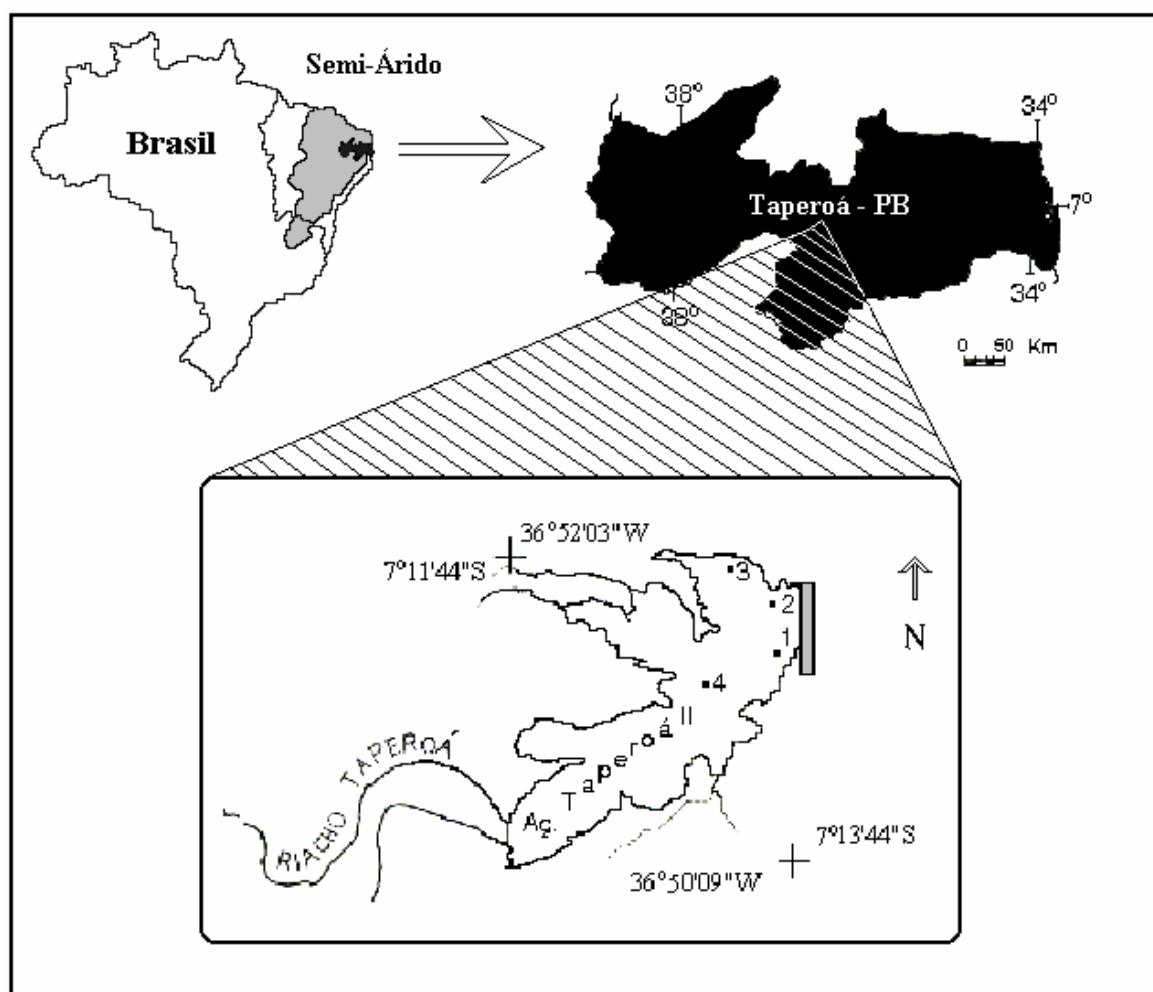


Figura 1. Mapa de localização do açude Taperoá II – PB e sua inserção na geografia regional.

3. MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas em quatro estações de coletas, três na região litorânea (EST.1, EST.2 e EST.3) e uma na região limnética mais profunda do lago (EST.4) (Fig.1), onde foram coletados em quatro profundidades: sub-superfície, 50%, 1% de extinção da luz e 4m de profundidade. As amostragens na zona litorânea do açude foram realizadas mensalmente entre os meses de setembro de 1998 a setembro de 2000. Na EST.4, no entanto, em virtude do volume do açude encontrar-se abaixo do volume útil de operacionalização entre os meses de 09/98 a 02/99, as amostragens na região limnética ficaram restritas entre os meses de outubro de 1999 a setembro de 2000 com frequência mensal. As profundidades correspondentes a 50% e 1% de extinção de luz foram estimadas a partir da seguinte equação:

$$\boxed{Z = (-\log_e f)(k)^{-1}} \text{ onde: } \begin{aligned} Z &= \text{profundidade (m).} \\ \log_e &= \text{logaritmo natural} \\ f &= (I_z)(I_0)^{-1} = \text{fator ente 0 e 1.} \\ k &= (1,7)(Z_{sd})^{-1} \\ Z_{sd} &= \text{transparência do disco de Secchi (m).} \end{aligned}$$

Dos valores de K foram calculados os coeficientes de atenuação vertical da luz (POOLE & ATKINS, 1929) e do fator 2,7 (ESTEVEZ, 1998), estimou-se a extensão da zona eufótica. Os dados de temperatura do ar, velocidade do vento e precipitação foram obtidos através da Estação Climatológica da Bacia Escola no município de São João do Cariri e pelo LMRS (Laboratório de Meteorologia Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto) da Universidade Federal da Paraíba e Governo do Estado.

Para extração de pigmentos seguiu-se o procedimento proposto por Wetzel & Linkens (1991) sendo a concentração de clorofila *a* e feofitina calculados de acordo com as fórmulas a seguir proposta por Nush (1980).

$$\boxed{\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g.l}^{-1}\text{)} = 29,6 \cdot (Ab^{665} - Aa^{665}) \cdot (v/(V \cdot l))}$$

$$\boxed{\text{Feofitina (}\mu\text{g.l}^{-1}\text{)} = 20,8 \cdot (Aa^{665}) \cdot (v/(V \cdot l)) - \text{Clor. } a}$$

Onde: $Ab = Ab^{665} - Ab^{750}$ = Absorbância antes da acidificação
 $Aa = Aa^{665} - Aa^{750}$ = Absorbância após a acidificação
 v = volume do extrato (ml)
 V = Volume filtrado (L)
 l = comprimento da cubeta (cm)

As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram acondicionadas em frascos de vidro de 200ml de capacidade, fixadas e preservadas em formol a 3% neutralizado com bórax. Para auxiliar a identificação taxonômica do fitoplâncton, foram coletadas amostras concentradas com rede de plâncton com abertura de 20 μ m, em cada estação de coleta, fixadas e preservadas como acima citado. O exame do material foi realizado em microscópio óptico binocular marca Micronal modelo CBA, com câmara clara e ocular de medição acoplados ao sistema óptico de microscópio. A identificação dos táxons encontrados foi feita até o nível taxonômico mais íntimo permitido. Para tanto utilizou-se bibliografia especializada representada por floras, monografias, e revisões, conforme cada caso. O sistema de classificação para cada classe seguiu as indicações de Parra & Bicudo (1995). As categorias de tamanho (pico, nano, micro e mesoplâncton) identificadas na comunidade fitoplanctônica seguiram a classificação de Sieburth *et al.* (1978).

Tabela 1. Subdivisão dos organismos planctônicos de acordo com tamanho (Sieburth, *et al.* (1978).

Dimensão	Nome	Forma de vida
0,2 - 2 μ m	Picoplâncton	Algas unicelulares e bactérias
2 - 20 μ m	Nanoplâncton	Algas unicelulares e protistas
20-200 μ m	Microplâncton	Células grandes e cenóbios
200 μ m - 2mm	Mesoplâncton	Grandes algas coloniais

As análises quantitativas foram realizadas com auxílio de um microscópio invertido Carl Zeiss, em aumento de 40x, através do método de sedimentação de Utermöhl (1958), seguindo as recomendações de Lund *et al.* (1958). Cada célula, cenóbio, colônia ou filamento foi considerado como um indivíduo. Em todas as amostras a contagem dos indivíduos foi realizada em transectos horizontais e verticais, tantos quantos fossem necessários para atingir, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais freqüente e estabelecimento da curva de contagem, ou seja, 10 campos consecutivos sem o aparecimento de novos indivíduos. Assim procedendo o erro é inferior a 20% com coeficiente de confiança de 95%.

O número de indivíduos por unidade de volume foi calculado segundo Ross (1979), como segue:

$$\boxed{\text{ind. ml}^{-1}} = \left[\frac{n}{(s \cdot c)} \right] \cdot \left[\frac{1}{h} \right] \cdot F$$

onde: n = número de indivíduos contados
s = superfície do campo (mm²)
c = número de campos contados
h = altura da câmara de sedimentação (mm)
F = fator de correção para mililitro (10³ mm³ · ml⁻¹)

Para definir as espécies abundantes e/ou dominantes, adotou-se os critérios propostos em Lobo & Leighton (1986), quais sejam, espécies cujas densidades relativas superam 50% da densidade total da amostra são dominantes e aquelas cujas densidades relativas superam a densidade média da amostra são abundantes. Espécies raras foram aquelas que foram registradas em uma única amostra, quando considerado cada período do ciclo hidrológico estudado.

A partir da densidade obtida com dados da análise quantitativa das amostras, foram calculados índices estatísticos referentes à estrutura da comunidade:

Índice de Diversidade (Shannon & Weaver, 1963) (bits.ind^{-1}):

$$H' = \frac{-\sum (ni/N)}{\log_2 (ni/N)} \quad \text{onde: } ni: \text{ número de indivíduos de cada espécie} \\ N: \text{ número total de indivíduos na amostra}$$

Índice de Uniformidade ou Equitabilidade (Pielou, 1975):

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad \text{onde: } H': \text{ índice de diversidade} \\ S: \text{ número de espécies}$$

Índice de Dominância (Simpson, 1949):

$$D = \frac{\sum [ni (ni - 1)]}{[N (N - 1)]} \quad \text{onde: } ni: \text{ número de indivíduos de cada espécie} \\ N: \text{ número total de indivíduos na amostra}$$

O tratamento estatístico dos dados foi feito a partir de análise descritiva através dos cálculos da média aritmética como medida de tendência central. O grau de dispersão absoluta dos dados foi medido através do desvio padrão e como medida de dispersão relativa foi usado coeficiente de variação de Pearson (CV). Com a finalidade de estabelecer o nível de significância dos valores obtidos para as diferentes estações de coleta, profundidades e épocas de amostragem, foram utilizadas técnicas de análises de variância de uma via (ANOVA) com nível de significância de 5% usando o programa estatístico Istat para Windows, versão 3.0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica

4.1.1 Aspectos Qualitativos

A percepção de que a biota de zonas úmidas em regiões áridas e semi-áridas do mundo são constituídas de baixa diversidade e limitada composição de espécies, tem respaldo já a algum tempo, por exemplo, nos trabalhos de Rzoska, (1961), Macan, (1963), Hartland-Rowe (1972), e elementos desta percepção tem persistido (BARNES & MANN 1991, MALTBY, 1991).

Recentes estudos, principalmente em zonas áridas da Austrália, têm colocado em xeque, se não num todo, grande parte destas hipóteses (COMIN & WILLIAMS, 1994; BRENDONCK & WILLIAMS 2000; WILLIAMS, 2000). Estes autores têm demonstrado que a biodiversidade das zonas úmidas dentro das zonas áridas e semi-áridas é significativamente elevada e muitas espécies têm restrita distribuição geográfica. Os fatores apontados como determinantes dessa riqueza de espécies são, principalmente, o tamanho e o hidroperíodo dos sistemas aquáticos, permitindo uma segregação de nichos espacial e temporal. Por sua vez, os estágios de resistência permitem que essas espécies colonizem águas temporárias e determina o potencial de biodiversidade e as dinâmicas ecológicas e evolutivas de suas comunidades (BRENDONCK & WILLIAMS 2000; WILLIAMS, 2000a) podendo ter elevado valor para a conservação (WILLIAMS, 2000b).

Entretanto, a maioria das informações sobre a biodiversidade em regiões áridas é baseada em estudos faunísticos (MEDEIROS & MALTICK, 2000; ORTEGA *et al.* 2000) inexistindo trabalhos intensivos sobre bactérias, flora algal e macrófitas aquáticas de zonas áridas (WILLIAMS, 2000).

Este contexto ressalta a importância das análises estruturais da comunidade fitoplanctônica no semi-árido nordestino como forma de direcionar as análises funcionais nestes ambientes, como também os princípios básicos de conservação do patrimônio biótico dos ecossistemas aquáticos nestas particulares regiões do mundo.

A comunidade fitoplanctônica do açude Taperoá II totalizou 125 táxons distribuídos em 58 gêneros, pertencentes a 7 classes taxonômicas, da seguinte forma: Chlorophyceae 48 táxons (38,4%), Bacillariophyceae 43 (34,4 %), Cyanophyceae 15 (12%), Euglenophyceae 10 (8%), Xanthophyceae 4 (3,2%), Cryptophyceae 4 (3,2%) e Crysophyceae 1 (0,8%) (Tab.I).

Os números de táxons presentemente contados, concordam com a faixa de variação de valores de Kalff & Watson (1986) indicada para espécies fitoplanctônicas em ambientes tropicais (94 a 143 táxons). A maior representatividade das Chlorophyceae no açude Taperoá II também corrobora com a evidência de que, tanto em lagos tropicais como temperados a divisão Chlorophyta contribui com a maioria das espécies (LEWIS, 1978A; HUSZAR, 1994; RAMIREZ, 1996; CALIJURI, 1999; LOPES, 1999). No entanto, referência deve ser feita as Bacillariophyceae que apresentaram, praticamente, igual número de táxons que as Chlorophyceae. Como veremos a seguir, a alta composição das diatomáceas estão ligadas as ótimas concentrações de sílica, turbulência da água e reduzida profundidade do açude.

Tabela I. lista de táxons fitoplanctônicos encontrados em cada classe taxonômica no açude taperoá II durante o período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

CHLOROPHYCEAE	Scenedesmus ecornis v. disciformes
Volvocales	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
Chlamydomonadaceae	<i>S. bijucatus</i> var. <i>bicellularis</i>
<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Chlorococcaceae	<i>Scenedesmus ovalternus</i>
Teträedron trigonum	Hydrodictyceae
<i>Teträedron victoreae</i>	<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>radians</i>
<i>Schroederia indica</i>	Zygnematales
<i>Schroederia robusta</i>	Zygnemaceae
<i>Schroederia setigera</i>	<i>Spirogyra</i> sp.
<i>Schroederia spiralis</i>	Desmidiaceae
<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Closterium acutum</i>
<i>Chlorococcum echinozygotum</i>	<i>Closterium parvulum</i>
<i>Chlorococcum</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.
Oocystaceae	<i>Staurastrum tetracerum</i>
<i>Oocystis asymetrica</i>	<i>Staurastrum</i> sp.
<i>Oocystis lacustris</i>	<i>Cosmarium</i> sp.
<i>Ankistrodesmus fusiforme</i>	<i>Euastrum</i> sp.
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Oedogoniales
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Oedogonium</i> sp.
<i>Kirchneriella contorta</i>	Palmellaceae
<i>Kirchneriella subsolitaria</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Kirchneriella lunaris</i>	Characiaceae
<i>Closteriopsis</i> sp.	<i>Characium</i> sp.
<i>Nephrocytium lunatum</i>	BACILLARIOPHYCEAE
<i>Monhraphidium tortile</i>	Centrales
<i>Monoraphidium nanum</i>	Coscinodiscaceae
<i>Monoraphidium setiforme</i>	Thalassiosiraceae
Dictyosphaeriaceae	<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Botryococcus braunii</i>	<i>Aulacoseira italica</i>

- Dictiosphaerium* sp
 Scenedesmaceae
Coelastrum microporum
Crucigenia tetrapedia
Crucigenia quadrata
Scenedesmus acuminatus
Scenedesmus acutus
Scenedesmus ecornis
- Raphidineae
 Eunotiaceae
Eunotia pectinalis
Eunotia sudetica
Eunotia sp
 Achnanthaceae
Achnanthes crenulata
Achnanthes exigue
Cocconeis placentula
Cocconeis sp.
 Naviculaceae
Amphora ovalis
Cymbella affinis
Cymbella caespitosa
Cymbella sp
Cymbella ventricosa
Gomphonema constrictum
Gomphonema gracile
Gomphonema sp1.
Gomphonema sp2
Gomphonema subtile
Gyrosigma acuminatum
Mastogloia elliptica
Mastogloia smithii
Navicula amphisbaena
Navicula halophila
Navicula pygmaea
Navicula rhyncocephala
Navicula sp1
Navicula sp2
 Nitzschiaceae
Nitzschia palea
Nitzschia sp1
Nitzschia vermicularis
Pinnularia leptosoma
Pinnularia sp
Stauroneis anceps
- Cyclotella meneghiniana*
Cyclotella steligera
- Pennales
 Araphydineae
 Diatomaceae
Climacosphenia sp
Fragilarilaria construens
Fragilarilaria sp
Synedra sp
Synedra ulna
- Surirellaceae
Surirella ovalis
Surirella sp
- EUGLENOPHYCEAE
 Euglenales
 Euglenaceae
Euglena proxima
Euglena sp1
Euglena sp2
Phacus longicauda
Phacus tortus
Trachelomonas volvocinopsis
Trachelomonas volvocina
Trachelomonas playfaire
Strombomonas longicauda
Strombomonas sp
- CYANOPHYCEAE
 Choococcales
 Choococcaceae
Chroococcus sp.
Merismopedia sp
Microcystis aeruginosa
Dactylococcopsis smithii
Dactylococcopsis sp
- Nostocales
 Nostocaceae
Anabaena sp.1
Anabaena sp2
Anabaenopsis circularis
Lyngbya sp
Lyngya sp1
Raphidiopsis sp
Raphidiopsis curvata
Oscillatoria sp2
 Oscillatoriaceae
Oscillatoria sp1
Spirulina sp

Dentre os táxons identificados, 71 (60% do total de táxons identificados) foram formas de hábito solitário, não flageladas e nanoplânctônicas (Tab.II). Entretanto, durante os 2 anos de amostragens, dependendo do período climático (seco ou chuvoso), ocorreram modificações temporais particularmente distintas na composição e distribuição dos táxons.

No período seco compreendido entre os meses de setembro/98 e fevereiro/99, época de redução drástica no nível de água do açude, reduzindo-o a grandes poças de água, ocorreram 26 táxon, 30% destes foram exclusivos do período, 15% raros e 55% comuns a outras épocas. A maior ocorrência foi de espécies unicelulares e cenóbios da classe Chlorophyceae seguida por filamentos e organismos solitários da classe bacillariophyceae (Fig. 2). Entretanto, foram às formas de espécies flageladas da classe Euglenophyceae (*Euglena próxima*, *Strombomonas longicauda*, *Trachelomonas volvocina*), concomitante a organismos coloniais (*Microcystis aeruginosa*) e filamentosos (*Anabaena spiroides*) da classe Cyanophyceae, que se mostraram mais bem adaptadas ao ambiente. K-Estrategistas do microplâncton particularmente adaptadas às condições de altas temperaturas e radiação, elevados teores de sais e pH alcalino, estas espécies desenvolveram alta densidade em detrimento da reduzida concentração das diatomáceas e clorofíceas.

Com as chuvas precipitadas entre os meses de março e maio de 1999, mudanças na estrutura da comunidade foram estabelecidas a partir do forte distúrbio provocado com a cheia do açude. O mais forte impacto deste evento aconteceu em março/99, quando não foi detectado nenhum táxon nas amostras. Particularmente neste mês choveu 40% do total pluviométrico do ano. A presença de grande quantidade de argilas nas amostras, fato que inviabilizou a contagem através das câmaras de sedimentação e o uso de rede de plâncton, certamente provocou redução na transparência da água do açude e elevada taxa de sedimentação dos organismos deslocando-os do volume amostrado. Em todo período chuvoso ocorreram apenas 11 táxons sendo 4 exclusivos deste período e 4 ocorrentes no período anterior. A predominância foi de Bacillariophyceae com 5 táxons, 2 Chlorophyceae, 2 Euglenophyceae, e Cyanophyceae e Xanthophyceae com 1 cada. Com valores ácidos pH, nutrientes em níveis limitantes, grande quantidade de material em suspensão na água e reduzida transparência, predominaram a partir de então algas com adaptações para permanecerem em suspensão no meio líquido, tais como: tamanho reduzido (*Cyclotella setigera*, *C. meneghiniana*, *Chlorella vulgaris*, *Oocystis asymetrica*) talos filamentosos de no máximo três células (*Aulacoseira granulata*) e formas aciculares do nanoplâncton (*Ankistrodesmus fusiformes*, *Closterium sp.*, *Schoederia indica*).

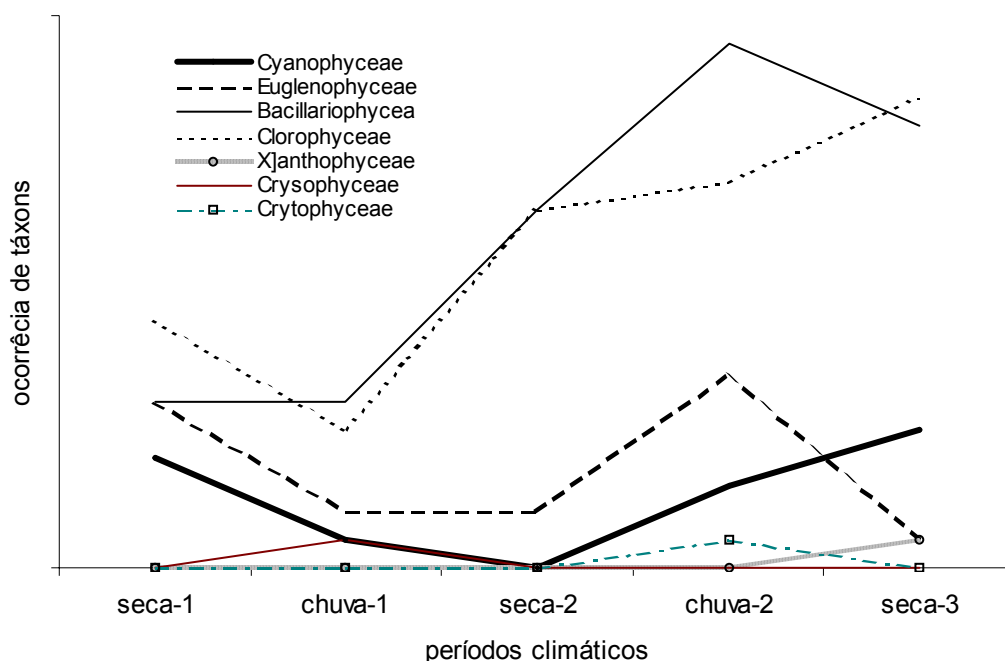


Figura 2. Mudanças temporais da ocorrência de táxons das classes fitoplanctônicas do açude Taperoá II durante cinco períodos climáticos amostrados.

Tabela II. Número de táxons classificados por tipo de hábito e tamanho dos talos identificados para o açude Taperoá II no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

HÁBITO	TAMANHO				Total	%
	Picoplâncton	Nanoplâncton	Microplâncton	Mesoplâncton		
Flagelado	-	4	2	-	6	5
Cocóide	1	49	20	1	71	60
Colonial	-	21	7	-	28	23
Filamentoso	-	-	10	4	14	12

Com final das chuvas e o início do segundo período seco (maio a novembro de 1999), há uma maior estabilidade no nível do volume de água do açude. Conseqüentemente, as baixas concentrações de fósforo, estáveis valores de condutividade elétrica e aumento de sílica provocam um incremento no número de táxons em relação ao período chuvosa precedente (27 táxons), principalmente, diatomáceas seguida por clorofíceas (12 táxons). Em relação ao período seco anterior, há praticamente uma reposição do número de táxons, entretanto, apenas 9 são comuns aos dois períodos secos, sendo o último com 7 táxons exclusivos. De mesma forma que a composição, as estratégias de permanecer no seio da água dominadas por espécies do grupo C e eventualmente R, ou seja, células cocóides de

crescimento rápido (*Chlorella vulgaris*), pequenos flagelados (*Trachelomonas volvocina*) e pequenas diatomáceas típicas de ambientes misturados (*Cyclotella stelligera*).

No segundo período chuvoso dentro do ciclo interanual de amostragem (dezembro/99 a abril/00), com as chuvas mais bem distribuídas e o nível do açude com variações atenuadas temporalmente, o aporte de nutrientes nas margens do açude ampliam quantitativamente a composição da comunidade fitoplanctônica para um total de 39 táxons. Entretanto, com o pico das chuvas no mês de abril/99 (104mm) ocorre um carreamento das espécies presentes nas margens do açude, sendo registrado apenas 5 táxons. Dos 39 táxons ocorrentes no período, 17 são raros e 4 são exclusivos. Diatomáceas (19 táxons) e clorofíceas (13) mantêm a predominância no número de táxons, seguida por euglenofíceas (6).

O terceiro período seco de amostragem (maio a setembro de 2000), a redução gradual do nível da águas no açude propiciou a manutenção de um número estável de táxons em relação ao período de chuvas anterior. Ocorreram 40 táxons neste período seco, com 42,5% de clorofíceas, 32,5% diatomáceas, 15% cianofíceas.

Lewis (1978a) coloca que o desaparecimento de espécies em lagos é apenas aparente, sendo uma função da diminuição da probabilidade de registra-las em épocas de baixa densidade. Essa questão no açude Taperoá II, no entanto, é mais complexa por ser um sistema bastante influenciado por períodos de seca prolongada e chuvas irregulares concentradas em curtos períodos de tempo. Acentua-se pelo fato de que a mais de dez anos o açude não transborda eternizando o tempo de residência da água. A captação de água para abastecimento constitui-se na única forma de perda efetiva de informação biológica do sistema. O surgimento constante de espécies restritas a cada período climático, mantendo uma média de 23% (CV = 48%) de táxons raros a cada época, ocorre devido a recolonização por inóculos que persistem no lago e/ou são trazidos das áreas adjacentes ao açude durante a cheia. A comunidade perifítica certamente sé a principal fonte de inóculos do açude, haja vista, os progressivos aumentos da ocorrência das diatomáceas. Por outro lado, os distúrbios provocados pelas chuvas acarretam diluição efetiva, sobretudo em populações que têm suas concentrações reduzidas e ou deslocadas dos compartimentos de esforço amostral.

4.1.2. Aspectos Quantitativos

4.1.2.1. Riqueza Numérica de Táxons

No açude Taperoá II a riqueza numérica de táxons não demonstrou diferenças espaciais, tanto no eixo vertical quanto no horizontal, ficando as oscilações significativas no número de táxons restritas a escala temporal (Tab.3).

Tabela III. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da riqueza numérica de táxons no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	2.353	0.0596	0.2613
p	0.015	0.943	0.8529

Na região marginal do açude as variações do número de táxons estiveram intimamente ligadas aos índices de precipitação pluviométrica ($r = -0.71$ $p = <0.0001$), demonstrando um padrão claro de comportamento anual, onde os maiores e mais estáveis valores estiveram ligados aos meses secos e reduções pronunciadas com o aumento das chuvas (Fig.3). As reduções ocorridas nos meses de março/99 e abril/99, quando foram registrados valores médios de 0 e 5 táxons por amostra, respectivamente, refletiram as inundações provocadas pelas fortes chuvas do período, na qual provocou diluições efetivas e cujas populações de algas, desenvolvidas durante o período seco anterior, foram carreadas durante o período de cheia do reservatório.

Na coluna d'água do açude as oscilações foram mínimas entre superfície e fundo, não apresentando diferenças significativas entre as profundidades. As poucas diferenças observadas indicam um maior número de táxons nas camadas superiores da água, reduzindo em direção ao fundo do lago, principalmente nos meses onde ocorreu estratificação térmica (Fig.4).

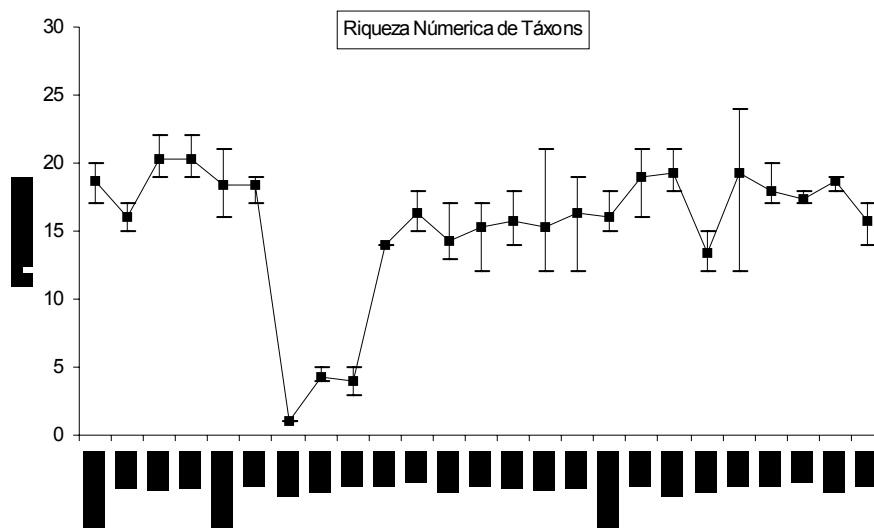


Figura 3. Valores mensais máximos, mínimos e médios da riqueza numérica de táxons de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

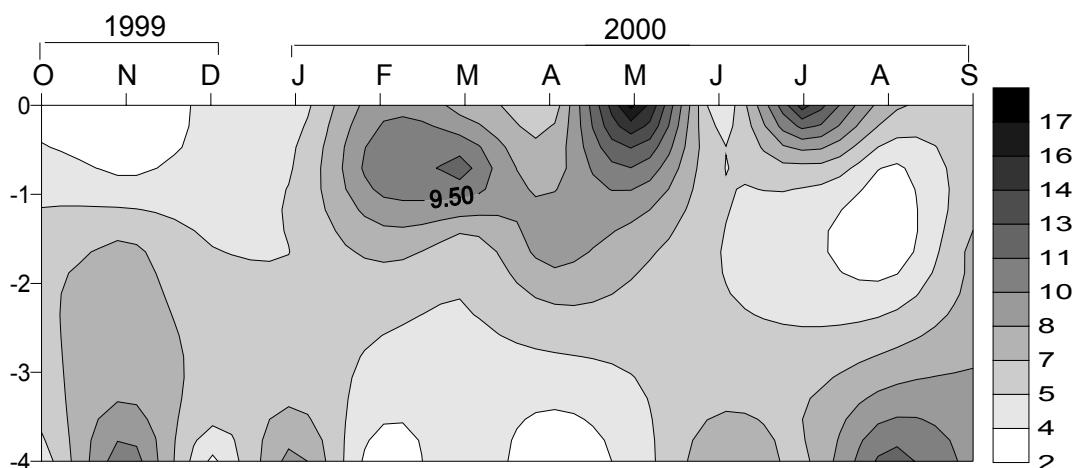


Figura 3. Diagrama de profundidade e tempo da riqueza numérica de táxons no açude Taperoá II, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Huszar (1994) comparando a variação do número de táxons do lago Batata na Amazônia com outros lagos rasos tropicais e subtropicais rasos do mundo (lago Lanao, Filipinas; Lagunas Los Matadores, Argentina; Lago Monte Alegre São Paulo; Lago Naivasha, Quênia), observou que estes ecossistemas aquáticos mostram uma considerável complexidade, cada um com mais de 100 espécies no total, das quais 49 a 71 podem ocorrer em uma única amostra. Ramirez (1996) para um lago raso no Estado de São Paulo, encontrou uma oscilação de 21 a 79 táxons por amostra.

A comunidade fitoplanctônica do açude Taperoá II apesar de apresentar uma composição algal numericamente dentro do esperado para ecossistemas aquáticos tropicais, o número de táxons por amostra foi menor do que os apresentado acima. A região marginal do açude apresentou uma média de 14 táxons por amostra (CV = 41%) e a zona pelágica de 16 (CV = 20%). Entretanto, considerando o número de táxons em outros ecossistemas aquáticos localizados na região do trópico semi-árido nordestino, esta se configura em uma tendência. Costa *et al.* (1998) estudando o fitoplâncton da barragem Armando Ribeiro Gonçalves no semi-árido do Rio Grande do Norte, encontrou uma comunidade constituída por 58 táxons e uma riqueza específica de 20 táxons por amostra (CV = 17%). Barbosa & Watanabe (2000) estudando o fitoplâncton de 18 corpos aquáticos localizados no semi-árido dos Estados da Paraíba, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Ceará, constataram uma composição algal de 141 táxons e média de 12 por amostra. Barbosa (1996) em pesquisa a represa de Gramame no Estado da Paraíba identificou uma comunidade algal constituída de 89 táxons que oscilaram entre 9 a 33 táxons por amostra.

Abordagem sobre aspectos biogeográficos do fitoplâncton nas diferentes latitudes tem se constituído em um grande desafio para os limnólogos tendo em vista a heterogeneidade das escalas temporais e espaciais de estudo. Amostragens restritas apenas a uma época do ano ou a um único compartimento do meio aquático, aliados a diferentes metodologias de análises, de coletas e da literatura disponível (POHLINGER & BERMAN, 1991) tornam impraticáveis comparações ou aferições a cerca do nível de conhecimento sobre o fitoplâncton.

A composição algal encontrada no açude Taperoá II com 59 gêneros vem reforçar o estudo de Huszar (1994) que comparou 9 lagos tropicais e subtropicais a sete de regiões temperadas. Na oportunidade a referida autora constatou que o número médio de gêneros para lagos tropicais (54) é relativamente maior que os de regiões temperadas (37). Esta constatação vai de encontro com as proposições feitas por Lewis (1978a) de haver menor riqueza de espécies fitoplanctônicas nos ambientes tropicais que nos temperados.

Entretanto, a ocorrência de um número médio de táxons por amostra menor em ambientes do trópico semi-árido em relação a outras regiões tropicais do mundo, vem demonstrar a necessidade de estender estudos biogeográficos do fitoplâncton aos açudes nordestinos, incluindo avaliações da variação da composição florística face às variáveis ambientais e impactos a que estes ambientes estejam submetidos.

4.1.2.2. Densidade Total

A densidade da comunidade fitoplancônica no açude Taperoá II durante os dois anos de estudos apresentou duas magnitudes de valores: antes das chuvas de março de 1999 (média = 42.675 ind.ml⁻¹ e CV = 82,3%) e depois (média = 1.404 ind.ml⁻¹ e CV = 106,6%), estabelecendo um coeficiente de variação interanual de 234%, com alta significância temporal dos dados (Tab.IV).

Tabela IV. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da densidade total do fitoplâncton no açude Taperoá II, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	5.6885	0.2866	0.076
p	<0.0001	0.9416	0.972

Durante os meses de setembro/98 a janeiro/99, período em que a região da bacia hidrográfica do rio Taperoá esteve sob os eventos climáticos do *El Niño*, altas temperaturas, elevados índices evaporativos e, conseqüentemente, redução rápida do volume do açude e concentração de nutrientes (Capítulo 1), a densidade algal apresentou aumentos progressivos ao longo destes meses variando de 4.833 ind.ml⁻¹ (setembro/98) a um máximo de 97.812 ind.ml⁻¹ (janeiro/99) (Fig.5). Elevados teores de clorofila *a* refletiram estes aumentos, sendo as Euglenophyceae e Cyanophyceae as classes que contribuíram com o maior número de organismos durante o período (Fig.7).

Curvas de regressões simples estabelecidas entre o fitoplâncton total com a clorofila *a*, o volume do açude, a relação N:P e as densidades destas classes de algas, sugerem que alta biomassa produzida neste período teve como principais fatores controladores à redução do volume de água no açude e a disponibilidade de nutrientes, favorecendo a concentrações de sais e o aumento da densidade de organismos das classes citadas.(fig.6).

Dentre os organismos adaptados às condições do meio físico destacam-se as densidades de *Euglena proxima*, *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena spiroides*. Apesar de não eliminada a variabilidade de tamanho das algas através da quantificação do biovolume das diferentes espécies, as cianofíceas numericamente inferiores, apresentaram visivelmente uma biomassa bem mais significativa que as euglenofíceas devido, principalmente ao maior biovolume de suas colônias e filamentos em relação aos euglenófitos unicelulares.

O crescimento e dominância de um grupo particular de organismos podem estar associados às interações entre fatores estressantes e distúrbios. Considerando que o estresse é uma mudança na interação dos componentes do sistema, porém, que não modifica sua estrutura mínima, e o distúrbio uma ação externa de magnitude capaz de romper com esta estrutura (Pickett *et al.* 1989), a intensidade e a frequência de ambos, variam conforme a influência de flutuações sazonais do fotoperíodo, aquecimento solar e resfriamento, ação do vento, intensidade de chuva e carga de nutrientes (REYNOLDS, 1988). Margalef (1978) argumenta que as estratégias são impostas de uma forma considerável pelas propriedades físicas do ambiente. Os mecanismos de seleção natural fazem com que a estratégia predominante entre as algas seja o reflexo da dinâmica do ambiente em que vivem.

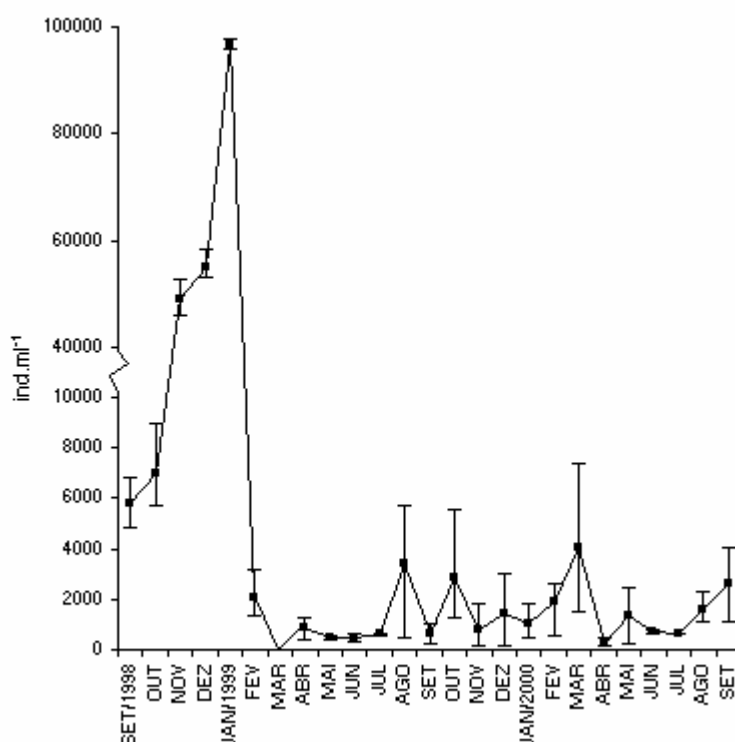


Figura 5. Valores mensais máximos, mínimos e médios da densidade fitoplanctônica de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

As altas temperaturas, fortes taxas de evaporação e de insolação, combinados com um ambiente aquático reduzido a grandes poças de água, alta disponibilidade de nutrientes e uma concentração salina da ordem de 10‰ (ABÍLIO, em preparação), certamente foram os fatores físicos e químicos estressores que restringiram o crescimento de um número maior de espécies e propiciaram o sucesso de espécies de algumas cianofíceas e euglenofíceas.

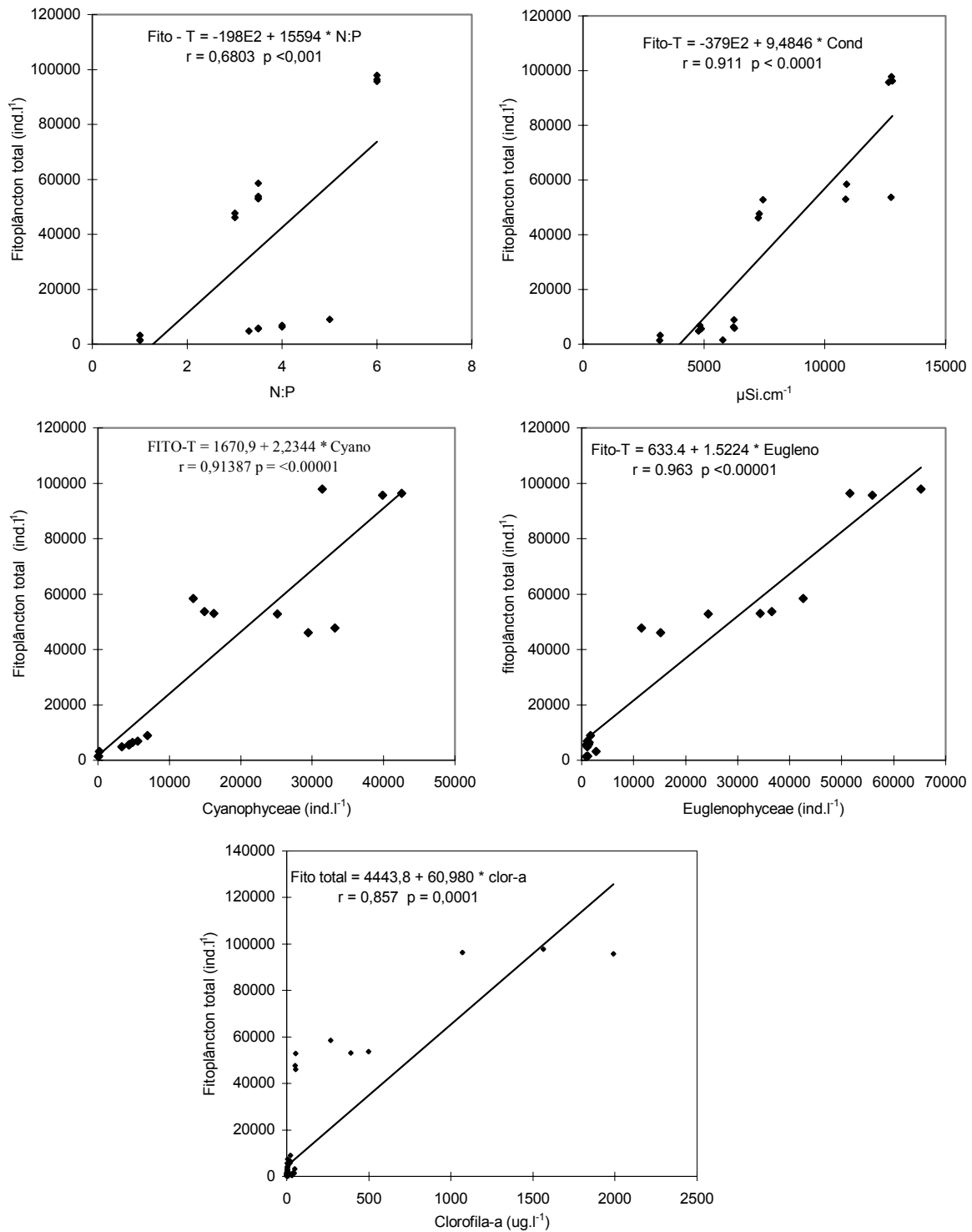


Figura 6. Análise de regressão linear simples entre o fitoplâncton total e a clorofila-a, relação N:P e densidade de Cyanophyceae e Euglenophyceae e clorofila-a.

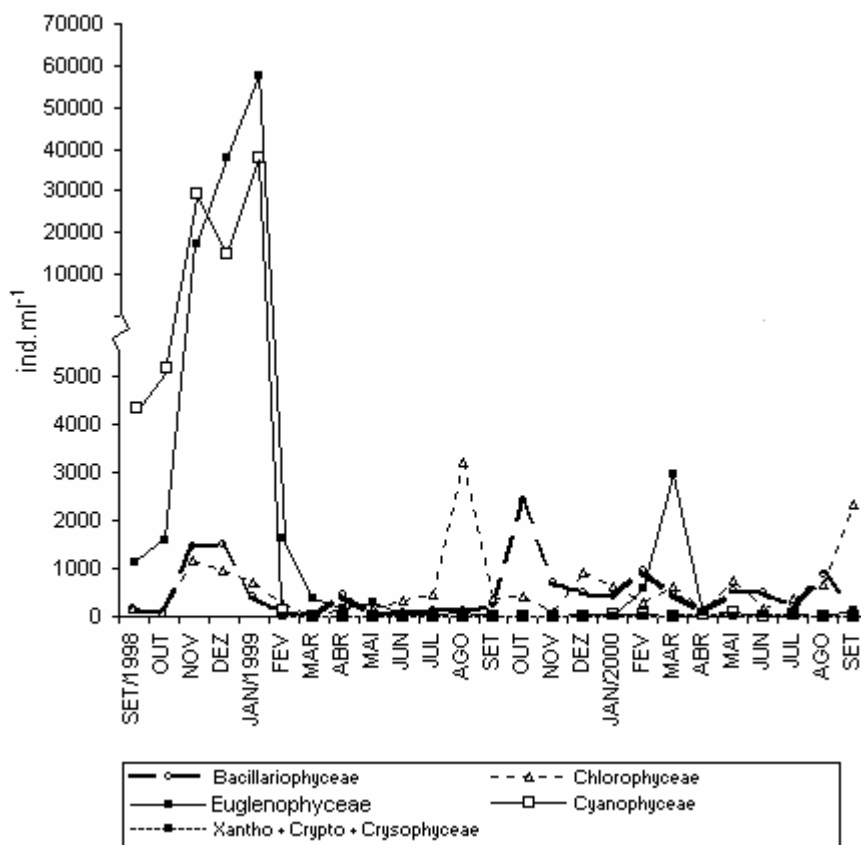


Figura 7. Variação interanual da densidade média das classes fitoplancetônicas ocorridas no açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Reynolds (1996) utilizando o conceito de Grime (1979) classificou certas cianofíceas, em particular *M. aeruginosa* como uma S-estrategista, espécies que suportam condições estressantes do ambiente. As cianofíceas são organismos comuns em todos os tipos de climas e em todas estações do ano e sua habilidade de armazenar fósforo como polifosfatos e de fixar nitrogênio atmosférico permitem-lhes sobreviver em águas de ampla gama de estados tróficos (Paerl, 1988), tendo um papel ecológico importante em corpos aquáticos eutróficos, pela capacidade de se desenvolverem maciçamente e pela sua potencial toxicidade. Por outro lado as euglenofíceas pigmentadas são conhecidas por serem um grupo que se desenvolve principalmente em águas com altos teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (ALVES & LAITANO, 1994). Estas costumam apresentar elevadas biomassas em reservatórios hipereutróficos (XAVIER, 1991; ROJO & ALVAREZ-COBELAS, 1993, GIANI, 1999).

Regressões lineares entre a densidade de Cyanophyceae e a relação N:P ($r = 0,539$ $p < 0,0001$) e entre Euglenophyceae e N:P ($r = 0,502$ $p < 0,0001$), mostraram que os representantes destas classes dependeram do resultado destas razões (Tab.14, Capítulo 1). O aumento da densidade de cianofíceas e euglenofíceas entre setembro/98 e janeiro/99, quando

a razão N:P estabeleceu valores intermediários de limitação, significa que elas aumentaram quando ocorreu uma possível limitação relativa do nitrogênio e do fósforo. Isto ocorreu devido à maior demanda de NO_3 e NH_4 e PO_4 total por estes organismos.

A exígua profundidade das poças formadas (média de 0,5 m) e uma ação mais intensa do vento nos meses secos (Fig.3, Capítulo 1) foram decisivos na formação de um ambiente permanentemente turbulento de modo a reduzir diferenças espaciais e disponibilizar teores elevados de nitrogênio e fósforo, mantendo as razões N:P intermediárias. O desenvolvimento de cianobactérias e de euglenofíceas também pode ser descrito pela manutenção de altas temperaturas da água, altos valores de pH e baixa disponibilidade de luz. As euglenofíceas apresentaram fortes correlações com a condutividade elétrica (cianobactérias, $r = 0.86$ $p < 0.0001$; euglenofíceas, $r = 0.88$ $p = < 0.0001$). Nestas condições K-estrategistas podem crescer melhor que as R-estrategistas, tais como crisofíceas, algumas diatomáceas e clorofíceas (STEINBEG & HARTMANN, 1988). REYNOLDS (1986) mencionou que K-estrategistas de crescimento lento, como *Anabaena* e *Microcystis*, pertencem a espécies raras que crescem em pH alcalino. Sob condições de alto pH, a habilidade de cianobactérias em usar o CO_2 , mesmo em níveis muito baixos, as tornam dominantes sobre as algas eucariontes (FOGG *et al.* 1973). Em lagos rasos e turbulentos, como o açude Taperoá ocorrem, principalmente, formas coloniais de cianobactérias com vacúolos gasosos que, como já foi mencionado, são capazes de se acomodar às variações na disponibilidade de luz e turbulência com um movimento rápido para cima e para baixo, selecionando a profundidade preferível, após a turbulência desaparecer da coluna d'água (REYNOLDS & WALSBY, 1975).

Um outro fator que pode ter propiciado o sucesso destes organismos no açude Taperoá durante o período de hipereutrofização, principalmente, as cianobactérias, foi a condição de espécies refratárias a herbivoria que algumas representantes desta classe possui (SHAPIRO, 1990). Crispim & Watanabe (2000c) estudando a comunidade zooplânctônica do açude Taperoá II concomitante ao estudo do fitoplâncton ora em análise, constataram alta densidade e dominância de rotíferos, principalmente *Brachionus urceolaris*. Este táxon é comumente citado como integrante da biota de sistemas eutrofizados servindo de indicadores do estado trófico das águas (MATSUMURA-TUNDISI, 1999, ARCIFA, 1999; VIEIRA & CRISPIM, 2000). O crescimento do fitoplâncton no açude Taperoá ocorreu concomitante à população de rotíferos, entretanto, não foi constatada relação significativa entre ambos, em especial, com as cianofíceas ($r = 0,260$ $p = 0,345$). Isto reforça o fato de que o pastoreio pelo zooplâncton é inibido quando as principais fontes de alimento são espécies de cianobactérias, devido o

tamanho das colônias, envoltório gelatinoso, toxicidade potencial, alimentando-se de forma ineficaz das cianobactérias, permitindo a expansão suas populações (NOGUEIRA, 1996).

Os fatores de estresses atuantes no sistema, tais como concentrações de sais, taxas evaporativas e temperaturas, por exemplo, mantiveram “pressões” crescentes sobre a estrutura da comunidade. Entretanto, o grau de associações estabelecidas entre as cianobactérias e espécies de euglenofíceas, apresentaram resiliência de modo a suportar um estado de estabilidade mínimo favorecendo a persistência e manutenção de informação. no sistema (diversidade).

O período de estabilidade referido é entendido como aquele onde pelo menos duas coletas consecutivas apresentaram as três espécies mais representativas, atingindo densidade igual ou superior a 80% das amostras. Neste contexto todos os meses do período seco propiciaram condições de estabilidade da comunidade, segundo o conceito de Sommer *et al.*(1993). Segundo Schäfer (1984), entretanto, em comunidades em que somente uma ou duas espécies apresentem altas densidades, sua capacidade de regulação predomina, enquanto que a informação aportada pelas espécies dominadas pouco ou nada contribui. Um sistema deste tipo é mais vulnerável a perturbações externas do que outro com estruturação diferenciada de abundância.

É o que veio a acontecer com o ambiente em estudo, com as chuvas que se seguiram ao período seco, principalmente as precipitadas no mês de março/99. As águas do açude sofrem profundas alterações na sua composição física, química e biológica. O efeito diluidor das chuvas reduziu as concentrações de oxigênio dissolvido, fósforo, nitrato e sais dissolvidos. O pH caiu para níveis ácidos, conseqüentemente, ocorreu redução de teores de alcalinidade e CO₂. Entretanto, o açude sofreu um “imput” de amônio e nitrito (Capítulo 1).

Na comunidade fitoplanctônica, a estrutura anteriormente sustentada, tanto em composição quanto em densidade, é completamente rompida pelo distúrbio das chuvas, de modo a reduzir toda a informação mantida até então, acarretando no mês de março/99 à impossibilidade de registrar organismos pelo método utilizado. A perturbação imposta pelos índices pluviométricos dilui a densidade algal a concentrações nulas e, através do surgimento de novos elementos estressores ambientais, tais como estresse mecânico dos sedimentos, intensificação dos processos de misturas de massas d'água e cargas limitantes de fósforo, eliminam as condições eutróficas do sistema, e conseqüentemente as possibilidades de manutenção da densidade e composição planctônicas adaptadas a estas condições. O açude passa a se comportar como ambiente oligotrófico

Entretanto, da mesma forma que a perturbação remove organismo, também abre espaços que podem ser colonizados por indivíduos da mesma ou de diferentes espécies (BARNES & MANN, 1994). No açude Taperoá II todas as classes de algas representadas no período seco reduziram drasticamente suas densidades com as chuvas de março/99 (Fig.5), e as cianobactérias desapareceram por completo na coleta de abril. Como já mencionado, a grande quantidade de sedimento encontrada nas amostras de março foi o fato que inviabilizou as contagens dos organismos em março e, sobretudo se constituiu num testemunho da grande turbulência que o ambiente sofreu com as chuvas. No mês de abril como não foram registradas chuvas entre as duas coletas, conseqüentemente não houve adicionais de água no volume do açude (Fig.4 Capítulo 1) arrefecendo-se os processos de mistura. Nesta perspectiva, supõe-se que o intervalo entre as últimas chuvas de março e as ocorrentes em maio associadas com a ausência de ventos, foi de extrema importância para o restabelecimento da comunidade, se constituindo de oportunidade para a recolonização do fitoplâncton no sistema, tanto que, mesmo chovendo 47% em maio/99 do que foi precipitado em março, fazendo com que o açude dobrasse o seu volume de acumulação em relação ao mesmo período, as densidades totais do fitoplâncton mantiveram-se inalteradas até o mês de julho/99.

As reduções nos teores de fósforo, os indícios à condição de ambiente turbido e de elevada turbulência nas margens do açude, certamente são os fatores ambientais controladores das reduzidas densidades da comunidade estabelecidas a partir das chuvas. Estas condições também favoreceram a uma mudança na composição e na dominância de espécies no açude. A permanência das classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae e posterior aumento de suas densidades ao longo do ciclo sazonal, refletem a condição de organismos melhor adaptados à condição oligotrófica do ambiente em detrimento do desaparecimento das Cyanophyceae e a permanência de apenas *Trachelomonas volvicina* como representante das Euglenophyceae. A ocorrência desta última espécie durante os meses de abril e agosto/99, certamente foi favorecida pela ampliação das fontes de nitrogênio com as chuvas.

Os aumentos de nitrogênio e sílica com as chuvas, aparentemente contribuíram pouco para o desenvolvimento de diatomáceas e clorofíceas, que permaneceram em baixas densidades. Esta constatação reforça a hipótese de que o fósforo é o fator limitante do fitoplâncton, principalmente, durante o período posterior às chuvas. As correlações positivas estabelecidas entre a densidade total do fitoplâncton e o fósforo total ($r = 0,42$ $p = 0,01$) e negativas com a relação N:P ($r = -0,47$ $p < 0,0001$) corroboram com esta idéia.

Os aumentos de densidade das clorofíceas em agosto/99 e das diatomáceas em outubro/99, correspondem à dominância de *Closterium acutum* e *Aulacoseira granulata*, respectivamente. Entretanto, o crescimento destas espécies não parece ter ligações com a disponibilidade das fontes de nutrientes no açude. Este fato pode estar ligado a uma maior estabilidade dos processos hidrodinâmicos do açude que permitiu uma segregação de nichos espacial e temporal.

O segundo período de chuvas iniciado em dezembro/99, ao contrário do anterior, não provocou distúrbios evidentes nas densidades do fitoplâncton como ocorreu em março/99. Como as chuvas de dezembro não representaram alterações no volume de água do açude, conseqüentemente seu impacto foi atenuado de maneira a não provocar perturbações de grande magnitude. No entanto, chuvas precipitadas entre dezembro/99 e abril/00, não só abriram oportunidades para o aumento da densidade fitoplanctônica, como também para a ocorrência de uma maior riqueza de táxons.

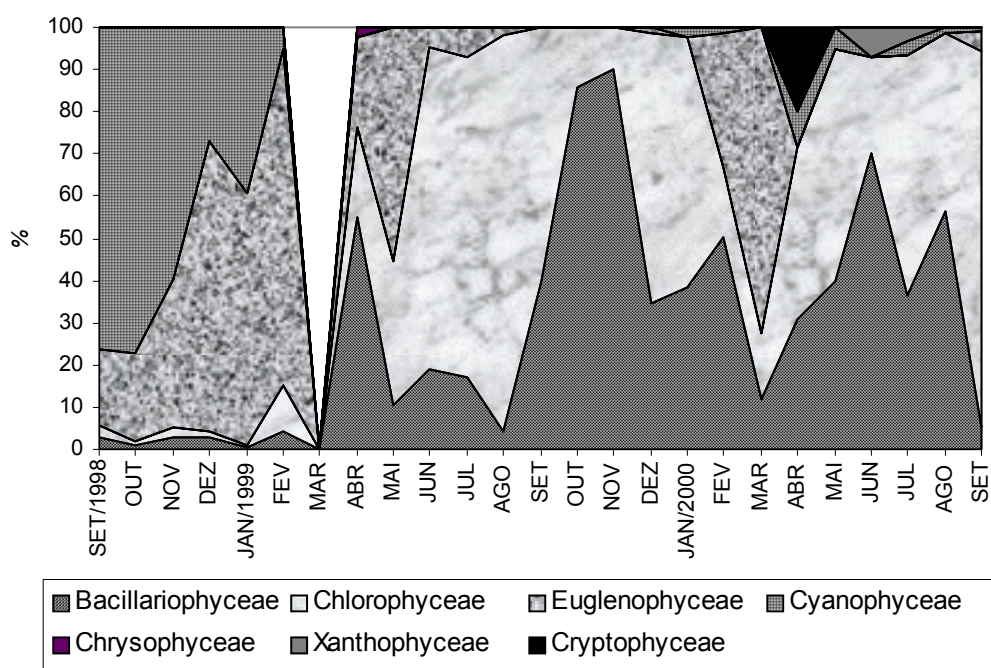


Figura 8. Abundância relativa das classes fitoplanctônicas ocorridas no açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Com relação à zona pelágica do açude, a densidade total do fitoplâncton apresentou um padrão de distribuição temporal marcado por diferença sazonal e reduzida heterogeneidade espacial (Tab.IV). As maiores concentrações algais estiveram relacionadas com os meses chuvosos e de maiores temperaturas (média = 2162 ind.ml⁻¹ e CV = 84%). Nos

meses secos e relativamente de águas mais frias a média da densidade fitoplanctônica ficou em 1193 ind.ml^{-1} com um CV de 113%. Apesar das diferenças não significativas entre as diversas profundidades, fatores como estratificação térmica, velocidade dos ventos e disponibilidade de nutrientes influenciaram diferentemente na distribuição dos organismos na coluna d'água.

Entre o período de outubro/99 e fevereiro/00 e no mês de setembro/00 quando ocorreu uma maior ação do vento sobre as águas do açude, aconteceram as menores diferenças da densidade do fitoplâncton entre superfície e fundo (média de 545 ind.ml^{-1}), quando comparado aos meses de baixa intensidade dos ventos (média de 1561 ind.ml^{-1}). Entretanto, nos meses de dezembro/99 e fevereiro/00 com a maior disponibilidade de nitrogênio e fósforo nas camadas mais profundas do sistema, as maiores densidades do fitoplâncton tenderam em direção as camadas inferiores do açude. Nos meses que se seguiram, a tendência do perfil vertical do fitoplâncton foi de apresentar as maiores densidades dentro da zona eufótica, reduzindo a medida do aumento da profundidade. (Fig.9), principalmente, nos meses em que a velocidade do vento manteve-se abaixo dos 2 m.s^{-1} (Fig.1 Capítulo 1).

As maiores densidades das clorofíceas em relação às outras classes de algas ocorrentes no açude, influenciaram sobremaneira a disposição espaço-temporal do fitoplâncton total no ambiente (Fig.10). *Chlorella vulgaris* foi a espécie mais representativa na densidade total das clorofíceas, apresentando-se abundante nos meses de novembro e dezembro de 1999, janeiro e março de 2000, e dominante nos meses de abril, maio e de julho a setembro de 2000. As espécies *Schoederia setigera*, *S. indica*, *Oocystis asymetrica* e *Closterium acutum* ocorreram esporadicamente.

A distribuição vertical de *Chlorella vulgaris* foi bastante influenciada pela intensidade dos ventos. Nos meses em que sua velocidade esteve acima de 4 m.s^{-1} durante os horários de coletas ($5,6 \text{ m.s}^{-1}$ e $4,8 \text{ m.s}^{-1}$ em novembro/99 e dezembro/99; $4,2 \text{ m.s}^{-1}$ em setembro/00), ocorreu misturas completas da coluna d'água de modo a provocar a distribuição vertical homogênea desta espécie. De outro modo, nos meses em que o vento não ultrapassou velocidades de 2 m.s^{-1} , ocorreu estabilidade maior da coluna d'água e possibilidades para o estabelecimento de micro-estratificações térmicas e químicas na coluna d'água. Estes fatores em conjunto, certamente, favoreceram a permanência de *Chlorella vulgaris* de localizar-se nas camadas mais superficiais e, conseqüentemente, mais iluminadas e quentes.

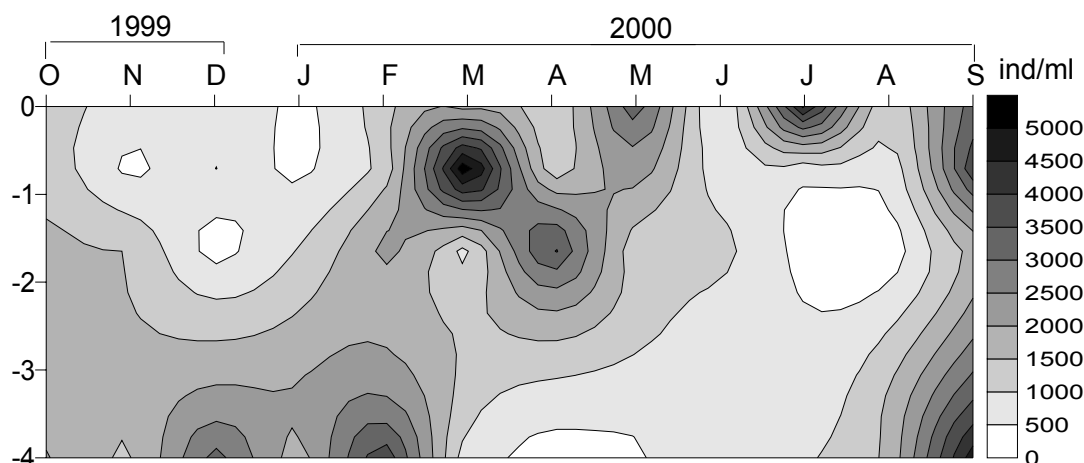


Figura 9. Diagrama de profundidade e tempo da densidade total do fitoplâncton no açude Taperoá II - PB, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Com relação às densidades totais das diatomáceas, nos momentos em que apresentaram concentrações expressivas, a distribuição vertical não estabeleceu diferenças com as diversas profundidades (Fig.10). As espécies de maiores densidades foram *Cyclotella meneghiniana* e *Aulacoseira italica*, ambos com concentrações abaixo de 50% de abundância das amostras, a exceção do mês de outubro/99 e novembro/99, quando *Aulacoseira italica* chegou a dominar. Entretanto, sua distribuição nestes meses foram fortemente influenciadas pela ação do vento, com homogeneidade total na coluna d'água.

Em âmbito geral, as diatomáceas apesar de apresentarem fraca correlação negativa com as concentrações de sílica ($r = -0,25$ $p = 0.113$), parecem responder ao padrão homogêneo de distribuição vertical da sílica (Capítulo 1), não apresentando diferenças significativas na coluna d'água.

Dentre a classe Euglenophyceae foi detectada apenas a ocorrência de *Trachelomonas volvocina* com densidades notáveis nos meses de dezembro/99 e fevereiro/99 nas camadas inferiores do açude (fig.10). A distribuição vertical desta espécie esteve ligada, essencialmente à disponibilidade de amônio e fósforo nestas datas. A provável entrada de matéria orgânica e deposição de boa parte no fundo do lago em decorrência do início das chuvas no mês de dezembro, teve como consequência a intensificação de processos de decomposição e reduções do pH e oxigênio da água (Capítulo 1). Neste contexto a amonificação do nitrogênio foi destacável. Com isto, o crescimento de inóculos de *Trachelomonas volvocina* certamente foi beneficiado. No mês de fevereiro a maior carga de fósforo próximo ao sedimento, também pode ter implementado a ocorrência desta alga neste momento.

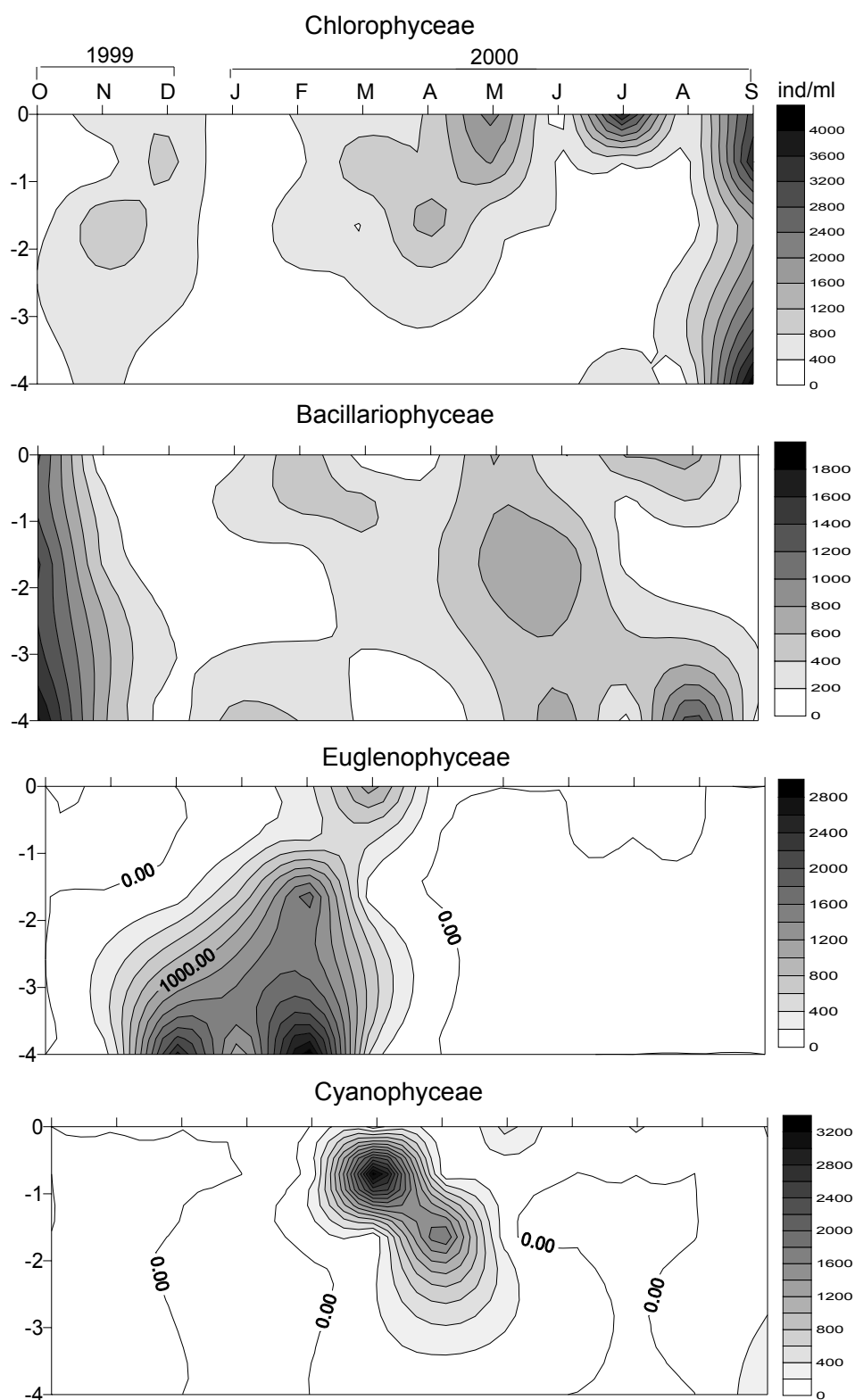


Figura 10. Diagrama de profundidade e tempo da densidade total da classe Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Cyanophyceae no açude Taperoá II - PB, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Euglenofíceas pigmentadas são conhecidas por serem um grupo que tem seu desenvolvimento direcionado pelos maiores teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (ALVES-DA-SILVA & LAITANO, 1994). Como flagelados, o fato de poderem se movimentar é uma vantagem em ambientes túrbidos com relação à luz e permite, ainda, que estas algas possam utilizar nutrientes presentes em camadas mais profundas, podendo em seguida voltar para a região eufótica. Wetzel (1993) coloca que a presença de espécies de euglenofíceas é influenciada pelas concentrações de amônio e em alguns casos pelo fósforo, a ponto de diversas espécies da classe serem usadas como indicadoras de alta concentração destes nutrientes.

Com relação às cianofíceas, a não ser pelo esporádico surgimento de *Microcystis aeruginosa* na zona eufótica dos meses de março e abril/00, nenhuma outra espécie foi registrada na coluna d'água durante o período de estudo. A maior estabilidade da coluna d'água e a presença de águas mais quentes nas camadas superiores do lago, podem ter sido responsáveis por este aumento de densidade desta espécie.

4.1.2.3. Diversidade de Espécie

A diversidade de uma comunidade de algas pode se usada para caracterizar sua estrutura, a qual é determinada pelo número de espécies presentes, suas propriedades fisiológicas e potencial genético, bem como pelos fatores ambientais físicos e químicos, ação de pastoreio e parasitismo (LOPES, 1999). Através dela mede-se o quanto de biomassa está distribuído entre as espécies e como essa biomassa está distribuída no ambiente (REYNOLDS, 1997). Pode decrescer de duas maneiras: por redução no número de espécies ou por diminuição na equitatividade (PADISÁK, 1993).

A diversidade específica do fitoplâncton no açude Taperoá II apresentou o mesmopadrão de variabilidade encontrado para as diversas variáveis analisadas, ou seja, diferenças significativas entre as diversas épocas do ciclo interanual amostrado e homogeneidade entre as estações do eixo horizontal e as profundidades do perfil vertical (Tab.V).

Na região marginal do açude (Fig.11) as diferenças sazonais entre os meses amostrados têm seu fundamento ligado as seguintes ocorrências: (1) os menores valores médios da diversidade medidos no período de época mais seca do açude, decorreram do aumento da dominância de *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa* e *Euglena Próxima*; (2) distúrbios na comunidade durante os períodos de maior intensidade pluviométrica, reduziu significativamente a composição e a equitatividade das algas. As pronunciadas oscilações espaciais nos meses de maio/00 e agosto/00 estiveram em função da dominância pontual de *Closterium acutum* e de *Oocystis asymetrica* sem, no entanto, mostrarem relação evidente com nenhum fator ambiental.

Tabela V. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da diversidade específica no açude Taperoá II - PB, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	2.146	0.7391	0.8647
p	0.02	0.5878	0.2447

Para estimar a diversidade biótica, o índice de Shannon-Wiener é o mais amplamente aplicado. Este índice expressa a ação recíproca da riqueza numérica e da equitatividade sobre a diversidade e mostra, por conseguinte, resposta intermediária sendo, por isso, conveniente separar o efeito destes componentes sobre a mesma (ODUM, 1972; RAMIREZ, 1996). Para a

comunidade fitoplanctônica do açude Taperoá, análises de regressões simples foram providenciadas para a notação desta influência (Fig.12). Estatisticamente, maior valor do índice r significa alta covariância direta ou inversa entre as suas variáveis estudadas, enquanto que o grau de inclinação da curva mostra a sensibilidade da diversidade frente à riqueza numérica de táxons ou a equitatividade (RAMIREZ, 1996).

As análises evidenciam tanto na margem quanto na região pelágica, a riqueza de táxons como a variável de maior influência sobre a diversidade. Esta constatação torna-se evidente nos eventos característicos do sistema que decorrem do período seco e das fortes chuvas. Na época em que a comunidade esteve sob o maior número de agentes estressores, mesmo com baixa equitatividade devido à alta biomassa, o fitoplâncton manteve níveis regulares de diversidade influenciados, sobretudo, pelos maiores valores médios de riqueza numérica de táxons. No período chuvoso a magnitude da perturbação foi de alta intensidade, eliminando toda informação quantitativa pré-existente na comunidade, restando apenas informação qualitativa (Fig.3). A partir de abril/99 não ocorreu dominância intensiva de nenhuma espécie e o número de táxons recompôs progressivamente o estoque de algas, até as chuvas de abril/00, a equitatividade manteve-se alta, estabilizando a diversidade da comunidade.

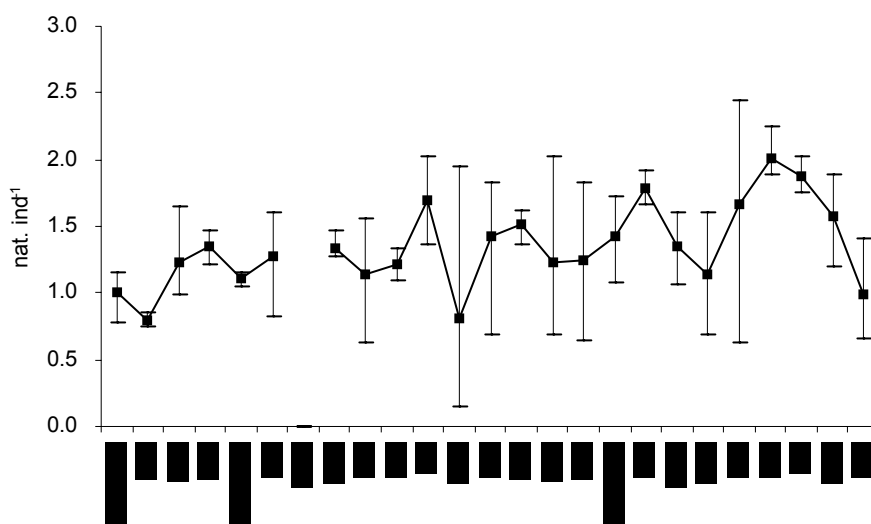


Figura 11. Valores mensais máximos, mínimos e médios da diversidade específica de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Com a estabilidade da comunidade mantida, as chuvas iniciadas em dezembro/99 ao contrário das anteriores, foram de baixa intensidade de modo a permitir a ampliação do

número de táxons juntamente com aumento de diversidade específica sem, no entanto, provocar alterações bruscas de dominância de espécie. Com as chuvas de abril/00, consideradas de magnitude intermediária, a diversidade fica exposta a uma depressão em seus valores, sobretudo pela perda de táxons da comunidade. Entretanto, a resiliência apresentada nos meses seguintes (maio e junho), resultou do avanço sucessional do período anterior com a comunidade aportando o máximo de informação no sistema, de forma a acumular atributos suficiente para resistir e recuperar-se a perturbações de frequência intermediária.

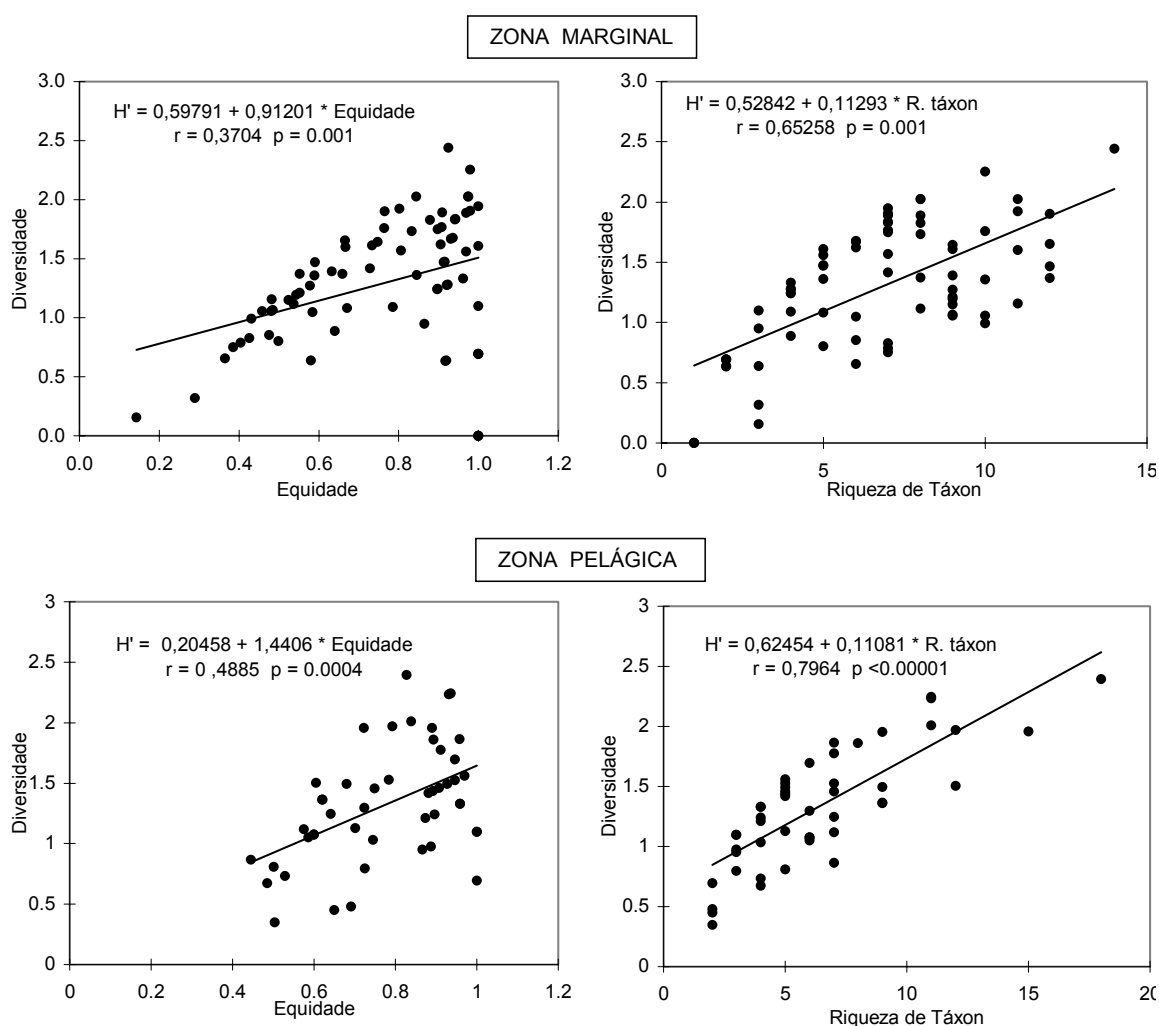


Figura 12. Análise de regressão linear simples entre a diversidade específica com a equitatividade e a riqueza numérica de táxons.

Segundo Connell (1978), a diversidade tem relação direta com as respostas da comunidade às perturbações ambientais e a Hipótese do Distúrbio Intermediário postula que comunidades não perturbadas ou altamente perturbadas desenvolvem baixa diversidade; e que

perturbações de frequência e intensidade intermediárias são necessárias para manter a diversidade, ou, em outras palavras, o número de espécies é máximo na comunidade quando frequência e a intensidade da perturbação são intermediárias. Uma das fortes e controvertidas características do distúrbio intermediário é não apenas manter a riqueza de espécies no ecossistema mas, sobretudo proporcionar mecanismo para sua existência (PADISÁK, 1993, 1994).

No perfil vertical do açude a disposição espacial da diversidade manteve maior covariância com a riqueza específica (Fig. 12). A tendência foi de apresentar maior diversidade nas camadas superiores e redução com o aumento da profundidade (Fig.13).

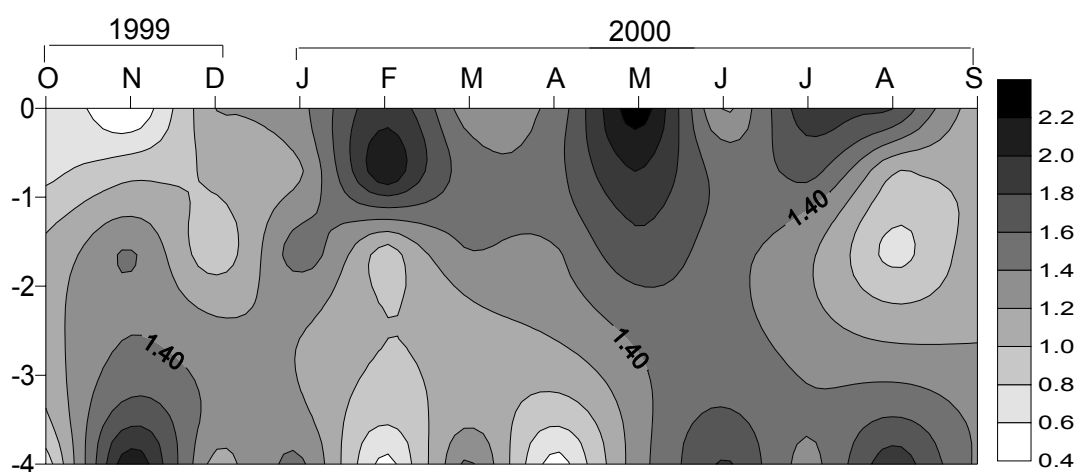


Figura 13. Diagrama de profundidade e tempo da diversidade específica no çude Taperoá II - PB, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

A estratificação térmica estabelecida entre os meses de fevereiro e abril, certamente influenciou na maior ocorrência de táxons nas camadas menos densas e mais quentes do açude. De maio a agosto o aumento da relação $Z_{eu}:Z_{af}$ e conseqüente redução do estresse mecânico ocasionado pelo material em suspensão e o aumento da penetração de luz no açude, fizeram com que as maiores taxas de riqueza específica se mantivessem nos extratos de modo a diminuir a influencia das espécies dominantes da comunidade levando a ampliação da diversidade na superfície da água.

4.1.2.4. Equitatividade e Dominância

O índice de equitatividade reflete o grau de organização da comunidade, a variação porcentual de seus componentes e o distanciamento desta comunidade de outra com espécies

equitativamente representadas (Bicudo *et al*, 1999). Assim sendo, Ramirez (1996) alerta para o fato de que o índice para quantificação destas propriedades da comunidade deve ser independente da riqueza numérica de táxons na amostra. Dependendo do índice utilizado, a grande ocorrência de espécies raras pode subestimar a equitatividade.

No presente trabalho através de testes de alguns índices de equitatividade (Sheldon, Heip, razão de Hill), escolheu-se a equidade de Pielou (1975) tanto por apresentar as menores interações entre equitatividade e riqueza específica como pelo fato das amostras em estudo serem de baixa riqueza numérica de táxons e conteúdo de espécies raras.

As variações da equitatividade no açude Taperoá II foi particularmente notável no período seco compreendido entre os meses de setembro/98 e fevereiro/99 (média = 0,51 e CV = 15%) e depressões pontuadas nos meses de agosto/99, março e setembro/00 (Fig.14). Contrastando com os maiores valores do período compreendido entre abril e julho/99 (média = 0.88 e CV = 12%), setembro/99 a fevereiro/00 (média = 0.84 e CV = 15%) e abril a julho/00 (média = 0.95 e CV = 7%), certamente os conjuntos destes valores influenciaram na diferença significativa da variabilidade temporal dos dados (Tab.VI).

Tabela VI. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da equitatividade no açude Taperoá II - PB, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	3.641	0.132	0.242
p	0.0004	0.876	0.960

A diminuição da equitatividade ocorre, via de regra, em ambientes que se tornam extremos num dado momento e conseqüentemente favorecem o desenvolvimento de determinadas espécies. Tais espécies estarão representadas por número excessivo de indivíduos, que levam ao aumento dos valores da dominância (Fig.14).

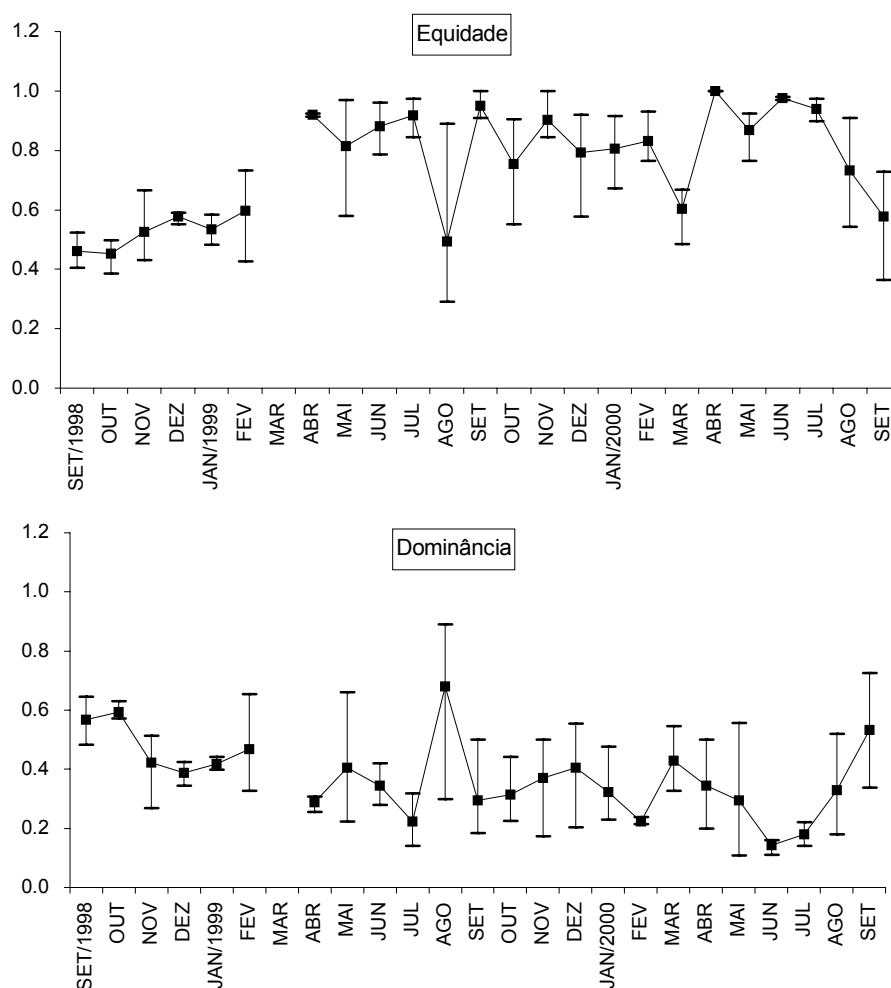


Figura 14. Valores mensais máximos, mínimos e médios da equitatividade e dominância de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

No período compreendido entre setembro/98 a fevereiro/99 as reduções da equitatividade foram em decorrência da dominância alternada de *Anabaena spiroides*, *Euglena próxima* e *Microcystis aeruginosa*. Nos meses de setembro, outubro e novembro, segundo os critérios de Lobo & Leighton (1986), *Anabaena spiroides* apresenta-se dominante com *Euglena próxima* e *Microcystis aeruginosa* abundantes. Entre dezembro/98 e fevereiro/99 domina *Euglena próxima*, com abundância de *Anabaena spiroides* e *Microcystis aeruginosa*.

A despeito da classificação de Lobo & Leighton (1986), entende-se por dominância a preponderância relativa de uma espécie resultante de sua abundância e/ou corpulência. Por isto, o grau de dominância de uma espécie numa comunidade é entendido de duas maneiras:

(1) em termos de sua área ou volume relativo na comunidade (dominante de cobertura) ou (2) de sua predominância numérica (dominante numérico). A dominância de cobertura tem conotações ecofisiológicas claras enquanto que a dominância numérica influencia a dinâmica da comunidade (RAMIREZ, 1996).

Nesta perspectiva observa-se que *Microcystis aeruginosa* não foi um dominante numérico nos meses finais de período seco por causa de sua densidade estar pouco abaixo de 50% do total da amostra, entretanto, constituiu-se em dominante de cobertura por conta de seu tamanho. Este fato associado ao tipo de estratégia ecológica utilizada por ele (tipo S de REYNOLDS, 1984; ou K de MARGALEF, 1983) confere à referida espécie vantagens ecológicas óbvias que culminam com sua dominância.

Durante este período a dominância partilhada destas espécies e a ocorrência de outras abundantes na amostras, tais como: *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira italica*, *Navícula* sp., *Scenedesmus ecornis*, *Ankistrodesmus fusiformes*, *Strombomonas longicaudas* e *Trachelomonas volvocina*, arrefeceram o aumento da dominância, com isto estabilizando os níveis de equitatividade e diversidade de espécie.

As depressões de equitatividade notáveis nos meses de agosto/99 e março/00 estiveram estreitamente ligadas à dominância pontual de *Closterium acutum* e *Trachelomonas volvocina*. No caso de *Closterium acutum* a alta densidade assinalada na EST.2, da margem do açude, de modo a ampliar a dominância desta espécie provocou um efeito em cascata nos índices de equitatividade e diversidade, maquiando um possível evento climático ou ambiental. Entretanto, dominância numérica nem sempre prova dominância ecológica (RAMIREZ, 1996). As oscilações nas densidades desta espécie estão, provavelmente, relacionadas a fatores localizados, capazes de promover heterogeneidades espaciais, tais como resposta imediata da ação dos ventos, distribuição agregada de espécies dominantes, herbivoria ou erro amostral, haja vista, não ter ocorrido nenhum evento causal relacionado com sua distribuição espacial.

Num contexto periódico mais amplo e realinhada a distorção provocada por *Closterium acutum*, a comunidade fitoplanctônica apresentou valores altos e estáveis de equitatividade entre os períodos de abril/99 a fevereiro/00 mantido, essencialmente, por valores baixos e estáveis de dominância. Isto não implica que não ocorreram espécies dominantes durante este período, no entanto, a sua ocorrência não foi mantida ao longo do tempo e a maior participação de espécies abundantes e baixo número de espécies raras, reduziram e alinharam a dominância a níveis mais baixos. As principais espécies com densidades acima de 50% durante o período foram: *Trachelomonas volvocina* (05/99),

Closterium acutum (06/99 e 08/99), *Sphaerocysis schoeteri* (09/99) *Aulacoseira italica* (10/99), *Schoederia indica* (11/99 e 12/99) e *Chlorella vulgaris* (01/00). A variação na densidade destas espécies pode estar correlacionada com o requerimento individual e as oscilações dos nutrientes ao longo do tempo, bem como com os atributos morfológicos e fisiológicos que as capacitam ao rigor de eventos estressantes, tais como: turbulência, sedimentação, temperaturas e limitação nutricional e de luz. Entretanto a correspondência direta destas espécies com seus eventos de promoção não foram detectados, sendo de difícil explicação.

Com a dominância de *Trachelomonas volvocina* no mês de março/00, no entanto, parece ocorrer uma relação desta espécie com as altas disponibilidades de fósforo total e ortofosfato na água, haja vista que as densidades desta espécie também apresentaram no mês de fevereiro/00 íntima correspondência com as maiores disponibilidades de fósforo na parte mais profunda do perfil vertical do açude. Esta pode ser mais uma prova do deslocamento deste grupo de flagelados direcionados pelo requerimento de nutrientes, especialmente do fósforo. A influência da disponibilidade de fósforo também parece influenciar na elevação das densidades de *Chlorella vulgaris* entre os meses de julho a setembro/00, tornando-a dominante de modo a impulsionar a queda da diversidade e equidade no sistema. Por se tratar de uma espécie com características de r-estrategista, oportunista, de pequeno porte e reprodução rápida (BEYRUTH, 1992), *Chlorella vulgaris* pode obter vantagens quando as concentrações de fósforo não são limitantes (SOMMER, 1988). Segundo Galloway & Krauss (1963), *Chlorella vulgaris* tem ótima afinidade por concentrações de fósforo total, chegando a absorver polifosfatos de cadeias longas.

Na coluna d'água como regra, as diferenças entre profundidades tanto da equitatividade como dominância foram de reduzida significância, evidenciando a mistura a que as espécies de maior densidade estiveram submetidas (Fig.15). Destaque deve ser feito para a ação do vento nas extremidades do ciclo em estudo, quando velocidades médias acima do 4 m.s^{-1} provocaram homogeneização completa de *Aulacoseira granulata* (setembro/99) e *Chlorella vulgaris* (setembro/00). A dominância destas espécies foram responsáveis pelos menores valores de equitatividade no perfil vertical.

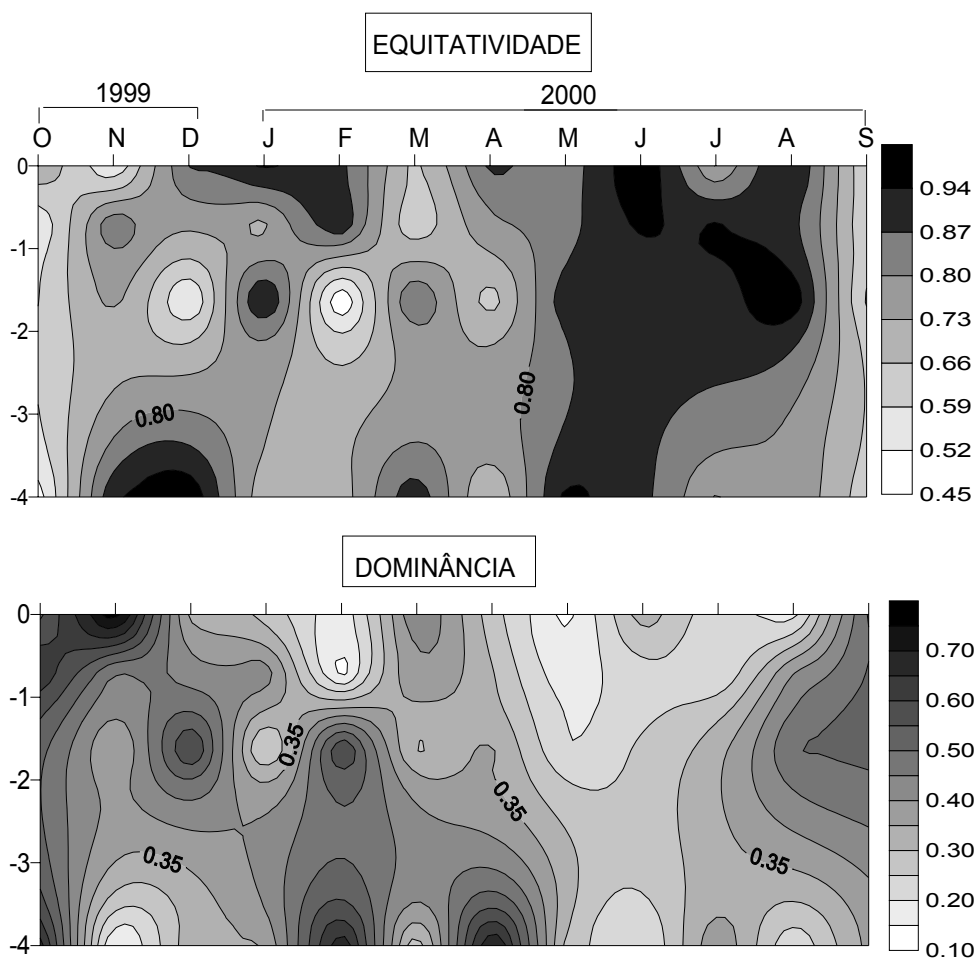


Figura 15. Diagrama de profundidade e tempo da equidade e dominância de espécies no açude Taperoá II - PB, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Trachelomonas volvocina dominou nos meses de estratificação térmica e maior disponibilidade de fósforo no fundo do açude, provocando pequenas diferenças na equidade entre superfície e fundo.

Em razão da maior estabilidade da coluna da água, aumentou da zona eufótica e reduzida ação dos ventos nos dias de coleta, entre os meses de maio e agosto/00, ocorreu uma maior homogeneidade nas densidades dos representantes da comunidade fitoplanctônica, favorecendo reduções na dominância e maiores valores de equitatividade no ciclo sazonal.

4.1.2.5. Clorofila *a* e Feofitina

As concentrações de clorofila *a* e feofitina no açude Taperoá II evidenciaram um padrão de variação interanual evidente durante os dois anos de estudo, especialmente na sua região marginal (Figs.16 e 18). A sazonalidade foi associada ao volume de água no açude ($r = -0.78$ $p = 0.0001$; $r = -0.76$ $p = 0.0001$) e comprovada através dos coeficientes de variação (325% e 312%).

Tabela VII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da clorofila *a* no açude Taperoá II - PB, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estadística	Meses	Estações	Profundidades
F	65.822	0.0439	0.183
p	< 0.0001	0.950	0.901

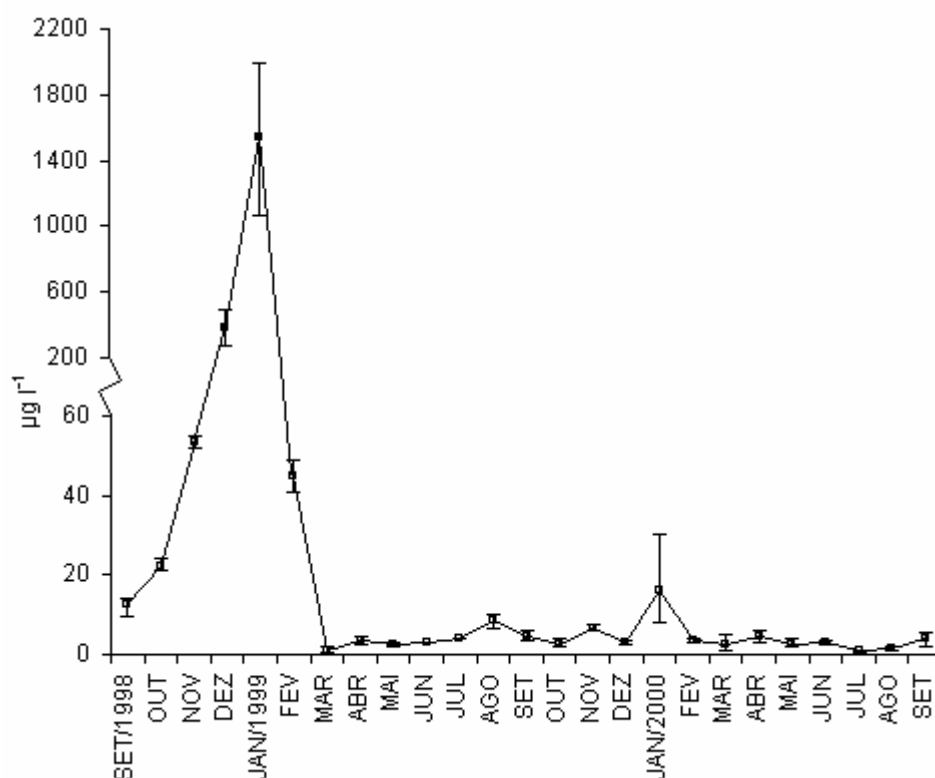


Figura 16. Valores mensais máximos, mínimos e médios da clorofila *a* de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

No caso da clorofila *a*, houve extrema correspondência com as densidades do fitoplâncton total no período mais seco do açude, época que seus teores foram bastante

elevados ($r = 0,84$ $p = 0,0001$), e mais fracas no período após as primeiras chuvas ($r = 0,39$ $p = 0,05$). As ótimas condições nutricionais e existência de condições favoráveis de luz e temperatura entre os meses de setembro/98 e janeiro/99, certamente foram condicionantes ambientais que tornaram a composição algal altamente eficientes na manutenção de alta produtividade no sistema. As classes de algas que mais contribuíram com as variações nos teores de biomassa neste período foram as Euglenophyceae ($r = 0,86$ $p = 0,001$) e Cyanophyceae ($r = 0,69$ $p = 0,01$).

Boury *et al.* (1999) estudando 39 açudes do semi-árido nordestino durante os meses de setembro e novembro de 1998, constatou uma média de $51,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ de clorofila *a* nestes ambientes, sendo que 25% destes continham acima de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ e 64% dominados por cyanofíceas. A principal causa apontada foram as reduções nos níveis dos açudes em decorrência das alterações climáticas do *El Niño* sobre a região, ocasionando alta concentrações de sais nos ambientes.

No Taperoá II após as chuvas de março/99, as concentrações de clorofila *a* despencaram de um patamar médio de $343 \mu\text{g.l}^{-1}$ (CV = 196% entre set/98 e fev/99) para $4,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ (CV = 101% entre mar/99 a set/00). As diluições provocadas pelas chuvas, a turbidez, o estresse mecânico dos sedimentos e a limitação pelo fósforo são fatores apontados como responsáveis por estas reduções. Neste período a clorofila *a* manteve correlações com as densidades das classes Chlorophyceae e Bacillariophyceae, sendo menos significativas com as dominantes no período seco anterior ($r = 0,45$ $p = 0,01$ e $r = 0,39$ $p = 0,05$, respectivamente). Estes dados salientam a forte influência que as chuvas tem na composição das espécies fitoplanctônicas e na biomassa total. A chuva atua como um fator diluidor e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação das comunidades aquáticas.

Com relação a sua distribuição na coluna d'água, a clorofila apenas mostra evidências com os padrões de mistura a que estão submetidas às águas do açude por efeito da ação dos ventos, principalmente nos meses finais e iniciais do ciclo de estudo (Fig.17). Há certa relação dos seus maiores valores com as concentrações do fósforo no mês de fevereiro/00, bem como com as maiores densidades de *Chorella vulgaris* na camada superficial no mês de maio/00 e sua completa mistura no perfil vertical do mês de setembro/00. No entanto, nenhuma estas relações foram comprovadas estatisticamente.

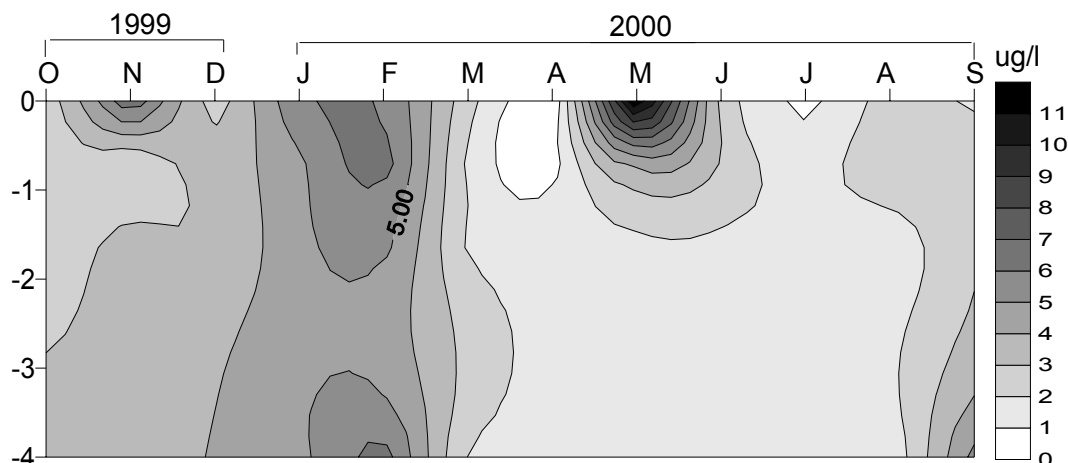


Figura 17. Diagrama de profundidade e tempo da clorofila *a* no açude Taperoá II - PB, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Para a feofitina não foi diferente. A sazonalidade foi o fator de mais forte variabilidade no açude em detrimento das escalas espaciais horizontal vertical de reduzida significância (Tab.VIII). As mesmas correspondências encontradas para a clorofila *a* e a densidade do fitoplâncton foram também confirmadas para a feofitina. Entretanto, as relações mantidas com a própria clorofila foram mais fracas na zona pelágica do açude ($r = 0,66$ $p = 0,018$) que na região marginal ($r = 0,94$ $p = 0,0001$). Isto pode, talvez, constituir uma evidência de que o aumento da concentração de feofitina pode não estar relacionado, na sua totalidade, com a clorofila *a* do fitoplâncton, mas pode relacionar-se também com a entrada de material alóctone no lago.

Tabela VIII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações espaço-temporal da feofitina no açude Taperoá II - PB, no período de setembro de 1998 a setembro de 2000.

Estatística	Meses	Estações	Profundidades
F	43.136	0.0822	0.211
p	0.0001	0.910	0.901

Esta informação tem respaldo quando são analisados os valores da razão clorofila *a* com a feofitina (C:F) obtidos na margem (Fig.20) e na região limnética do açude (Fig.21). Esta medida nos fornece uma aproximação dos estados fisiológico e sucessional da comunidade (RAMIREZ, 1996).

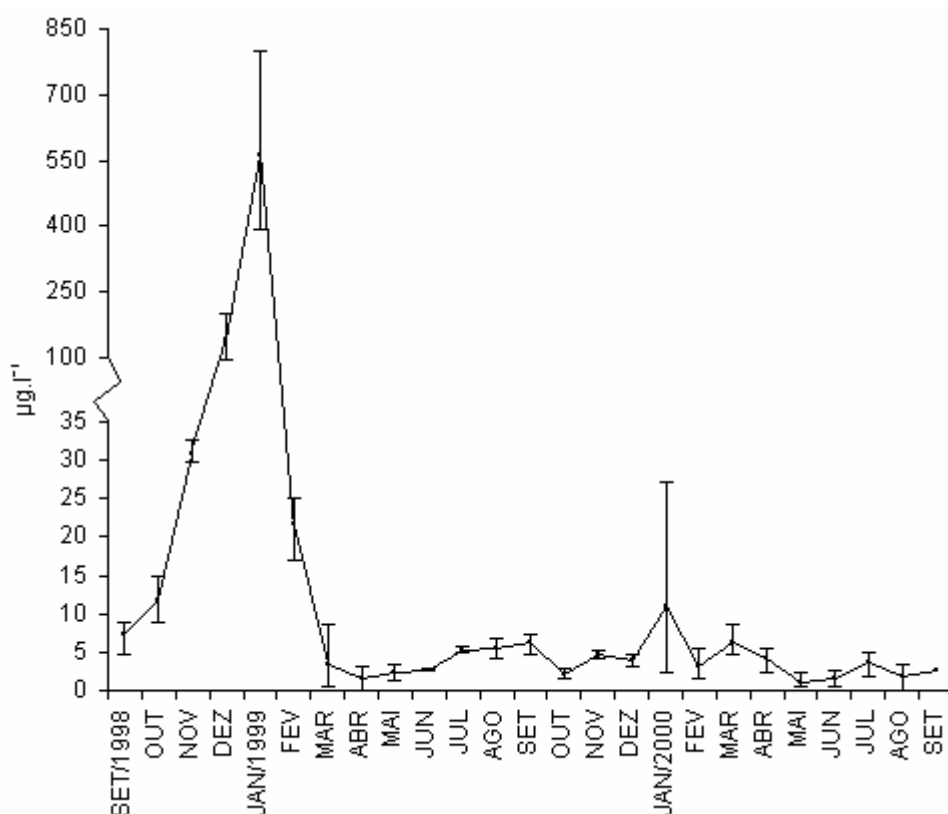


Figura 18. Valores mensais máximos, mínimos e médios da feofitina de três estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

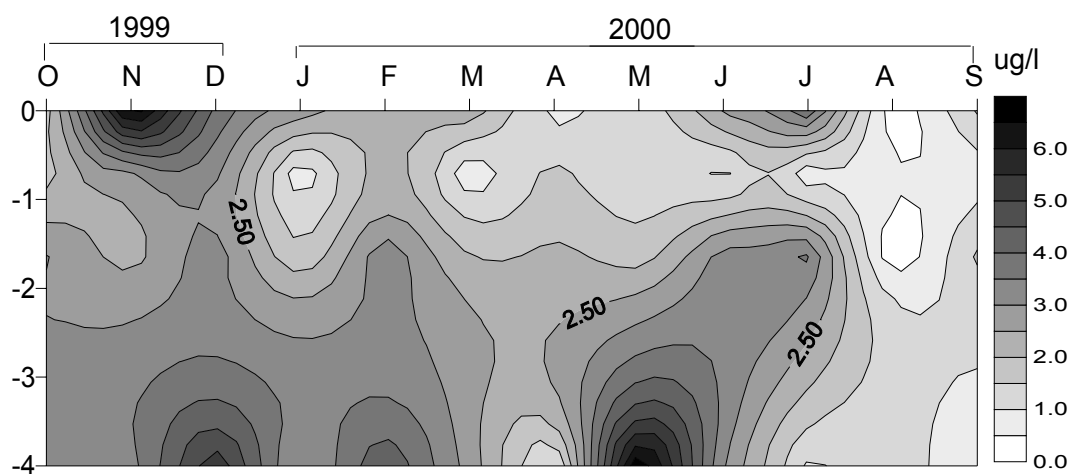


Figura 19. Diagrama de profundidade e tempo da feofitina no açude Taperoá II - PB, de outubro de 1999 a setembro de 2000.

Na zona marginal pode-se observar que no período de seca extrema do açude, mesmo com altas taxas de pigmentos degradados, provavelmente pelo aumento da mortalidade e da

respiração da comunidade, o estado fisiológico das algas é de superávit de modo a elevar a comunidade a estádios avançados de sucessão, fatos corroborados com a dominância alternada de *Anabaena proxima*, *Euglena próxima* e *Microcystis aeruginosa*, altas concentrações de fósforo e redução de diversidade.

Com as precipitações de março de 1999, a carga de sedimentos e o efeito diluidor das águas provocam as maiores taxas de perda de biomassa fotossintética biologicamente ativa da comunidade. Neste momento ocorreram reduções de informação, com perda qualitativa e quantitativa da comunidade. Com o final das chuvas e após a diluição causada pela cheia, ocorrem condições para o início de recuperação da biomassa fitoplanctônica. Com a atenuação na oscilação do volume do açude, favoreceu os maiores valores médios de organização da comunidade, dada pela equitatividade e valores estáveis de diversidade, estabilizando a relação C:F. No entanto, as limitações por fósforo, processos de mistura e alternância de dominância de algumas espécies, mantêm a relação C:F em níveis relativamente baixos.

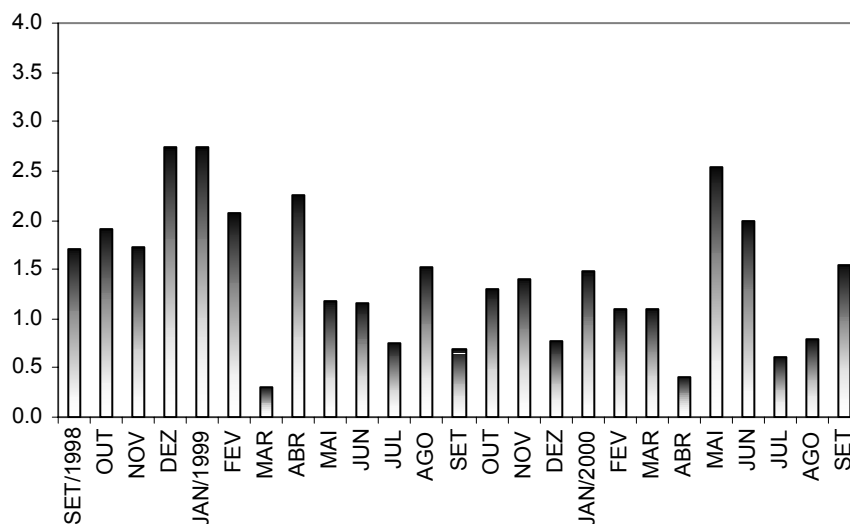


Figura 20. Valores médios da razão clorofila *a*:feotina de estações de coleta localizadas na região marginal do açude Taperoá II entre os meses de setembro de 1998 e setembro de 2000.

Com as chuvas de março e abril/00, a comunidade é imposta a um outro momento de estresse fisiológico causado novamente pela diluição, fato que limita crescimento algal. A recuperação entretanto, é sutilmente maior que a do período de chuvas anterior e mais duradouro. A partir de julho/00 as densidades *Chlorella vulgaris*, dita novos rumos da

comunidade de forma a aumentar dos índices de dominância, reduzindo por sua vez a diversidade e a equitatividade.

Na coluna d'água observa-se que a relação C:F estabelece uma redução em seus valores a medida do aumento da profundidade, o que não aconteceu com as concentrações de clorofila *a* (Fig.21). Processos de sedimentação de algas velhas ou danificadas por turbulência e estresses mecânico das partículas de sedimento dissolvidas na coluna d'água, estão entre as causas prováveis. As homogeneidades dos diversos fatores químicos e biológicos no perfil vertical e a tendência de maior concentração de feopigmentos nas camadas inferiores do sistema, ratificam esta idéia.

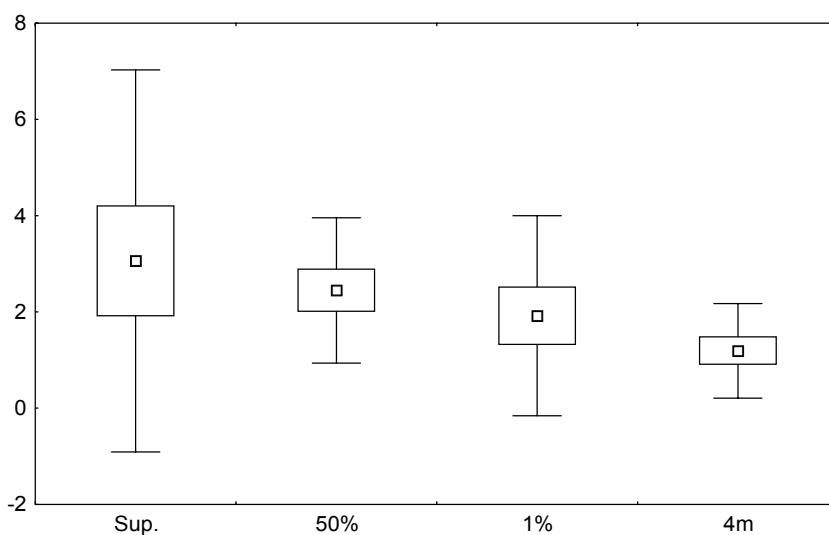


Figura 21. Variação da relação clorofila *a*:feofitina entre as profundidades durante os meses de outubro de 1999 a setembro de 2000 na região limnética do açude Taperoá II - PB.

4.2. Tendências Sucessionais

O tempo de geração das algas pode ser de algumas horas até alguns dias (Harris, 1986). Esta escala de tempo e a frequência das perturbações ambientais previsíveis, permitem a investigação de hipóteses ecológicas que consideram interações entre a comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais.

A escala mensal de amostragem aplicada ao açude Taperoá II, no entanto, não permitiu extrapolações tão refinadas sobre importantes estádios sucessionais da comunidade fitoplanctônica ao longo do seu tempo de geração. Os resultados ora em análise são discutidos à luz de que representam amostragens mensais que nada mais são que “flashes” pontuais de um cenário complexo, muitas vezes caótico por princípio que tentamos forçosamente dar um sentido, um padrão. Assume-se, no entanto, que o comportamento apresentado pelos aspectos qualitativos e quantitativos do fitoplâncton, entre as épocas de amostragem permitem esboçar a tendência das mudanças sucessionais desta comunidade no ambiente em estudo. Embora as amostragens tenham sido realizadas num único dia por mês, elas foram providenciadas com intensidade suficiente para tirar conclusões relativamente válidas.

A estratégia de desenvolvimento de um ecossistema, ou seja, sua sucessão ecológica pode ser definida como um processo ordenado de desenvolvimento das comunidades, envolvendo alterações na estrutura e nos processos ao longo o tempo, sendo direcional e, portanto previsível (ODUM, 1971). Este modelo sucessional (ODUM, 1969), largamente aceito entre os ecologistas, tem sobrevivido intacto por um quarto de século (REYNOLDS, 1997). Nesse modelo, a sucessão da comunidade começa com a instalação de uma população pioneira (diversidade mínima), seguida pelo desenvolvimento de mais indivíduos da mesma espécie ou de outras (aumento de diversidade) e, finalmente, de mais indivíduos de espécies secundárias que assim, estabelecerão novos microhábitats (diversidade e equitatividade altas). A sucessão assim resulta na modificação do ambiente pela comunidade e embora as alterações físicas do ambiente determinem o padrão e o ritmo das alterações, impondo com frequência limites à possibilidade de desenvolvimento biológico, este processo culmina num ecossistema estabilizado, capaz de manter por unidade de energia disponível, a máxima biomassa, o máximo conteúdo de informação (diversidade) e a função simbiótica entre organismos.

Na concepção de Reynolds (1980, 1988, 1993), as mudanças temporais na composição das associações fitoplanctônicas não são exclusivamente, nem mesmo frequentemente, determinadas pela sucessão, culminando em clímax ecológico. Efetivamente, resultam da interação entre processos autogênicos (sucessão) e alogênicos (reversões e mudanças) da

comunidade, sendo o termo sucessão reservado apenas para o desenvolvimento autogênico da comunidade.

Num ambiente tão sujeito a alterações alogênicas como o açude Taperoá II, dificilmente a comunidade fitoplanctônica teria condições de apresentar processos autogênicos efetivos de sucessão. Sendo as principais perturbações ambientais esperadas neste sistema geradas pelos efeitos das alterações climáticas, aportes de nutrientes e processos de mistura da água, é de se esperar que distúrbios ambientais expliquem de forma mais adequada as alterações da comunidade fitoplanctônica. Partindo-se desta premissa, concordamos com Huszar & Reynolds (1997), que atribuíram as mudanças da comunidade fitoplanctônica do lago Batata, estado do Pará, à seleção similar de espécies ocasionada, principalmente, pelos processos hidroclimáticos e não como consequência de processos dirigidos internamente.

Nos trópicos a ausência de grandes variações de temperatura da água e na radiação solar nos sistemas, poderia levar a conclusão que a sazonalidade na comunidade fitoplanctônica nos trópicos deve ser insignificante. Diversos estudos porém mostram que isto não corresponde a realidade (LEWIS, 1978; POLLINGHER, 1986; GIANI, 1994; HUSZAR, 1994). Uma variável climática importante nas regiões tropicais é a precipitação que se concentram normalmente em poucos meses por ano, totalizando valores bastante elevados em curtos períodos de tempo. Por esta razão, no presente estudo, preferimos definir as estações, para a região da bacia do rio Taperoá, como estação seca e chuvosa, em vez de respectivamente inverno e verão, como conhecido na literatura. Os resultados mostram que a chuva tem uma forte influência na composição das espécies fitoplanctônicas e na biomassa algal. A chuva é um fator diluidor e, ao mesmo tempo, um fator de perturbação das comunidades aquáticas atuando como a principal fonte reguladora dos processos ecológicos. Este fator está atrelado à manifestação dos condicionantes climáticos regionais e a variabilidade e mudanças climáticas globais recorrentes, tais como o *El Niño* em anos secos.

Na observância dos eventos climáticos da bacia do rio Taperoá e do funcionamento hidrodinâmico do açude Taperoá II, ao longo de 25 meses de esforço amostral, detectou-se a ocorrência de dois períodos secos e dois chuvosos de intensidades e propriedades distintas entre si (seca-seca, chuva-chuva) e entre eles (seca-chuva). A variabilidade das características limnológicas e dos aspectos hidrodinâmicos do açude, ditados pela magnitude dos eventos climáticos, foram os aspectos ambientais fundamentais no direcionamento das mudanças da comunidade fitoplanctônica.

As características do fitoplâncton no primeiro período seco, registrado no início do estudo interanual foram de uma comunidade de variada composição de espécies (Fig.2) e alta riqueza

específica (Fig.3), acompanhada por concentrações altas e crescentes de biomassa (Fig.5 e 16), no entanto, mantendo regulares níveis de diversidade e equidade (Fig.11 e 14). A dominância partilhada entre *Anabaena spiroides*, *Euglena proxima* e *Microcystis aeruginosa* e uma relativa composição de espécies abundantes mantêm níveis de dominância de espécie abaixo do que poderia ser esperado. Os condicionantes físicos eram críticos e ocorreu estresse químico pela alta e progressiva salinização da água, confirmado por crescentes níveis de condutividade elétrica. Considerando a notável presença de espécies S (K-estrategistas) características de estágios finais de sucessão, a comunidade fitoplanctônica apresentou-se em níveis sucessionais estáveis e avançados.

Segundo Hardin (1960), a diversidade de espécies diminui à medida que se aproxima o equilíbrio ecológico. Barnes & Mann (1994) por sua vez, expõem que a maioria das comunidades está organizada por uma série de forçantes (competição, estresse, perturbação), cuja importância relativa depende de uma combinação de circunstâncias que podem colocar o sistema alternadamente perto ou longe do equilíbrio. Disto exposto, por que não se considerar o final da fase de seca como um momento de equilíbrio da comunidade?

Em verdade, nas comunidades naturais do fitoplâncton é difícil determinar se uma fase de desenvolvimento pode ser considerada em estado de equilíbrio ou não, tanto pela restrita quantificação das variáveis estado, como pela frequência insuficiente de amostragens (PADISÁK, REYNOLDS & SOMMER, 1993). Para propósitos práticos e sendo comprovada aspectos tais como: a) uma a três espécies apenas contribuindo com mais de 80% da biomassa total da comunidade; b) coexistência dessas espécies persistindo por tempo superior a uma ou duas semanas; e c) a biomassa total da comunidade não aumentando significativamente durante o período, então se pode dizer que essa etapa sucessional está em equilíbrio. Assim, no açude Taperoá II, considerando alguns aspectos tais como: insuficiência na frequência intensiva amostral, não quantificação das taxas de mudança e permanência da comunidade e profundidades da zona de mistura do lago e finalmente, considerando os crescentes teores de biomassa e a continua alteração nas proporções das diferentes espécies que formam a comunidade durante o período, torna-se difícil uma classificação da fase sucessional da comunidade fitoplanctônica.

O processo sucessional até então mantido no ambiente é profundamente alterado pelo distúrbio das chuvas que se seguiram, provocando profundas mudanças na estrutura física, química e biológica do açude, sendo considerado de proporções catastróficas para a comunidade fitoplanctônica. Toda a informação aportada pelos descritores ecológicos da comunidade anteriormente (densidade, diversidade, equitatividade e dominância), foi carreada

sendo apenas registrado em níveis mínimos de biomassa (Fig.16). O efeito perturbatório foi severo o suficiente para uma perda pronunciada de diversidade e um direcionamento a um novo processo sucessional.

Como já mencionado, sistemas compostos por comunidades em que somente uma ou duas espécies apresentem altas densidades, sua capacidade de regulação predomina, enquanto que a informação aportada pelas espécies dominadas pouco ou nada contribui, tornando-o mais vulnerável a perturbações externas do que outro com estruturação diferenciada de abundância (Schäfer, 1984). Do ponto de vista da diversidade do fitoplâncton no açude Taperoá, as algas dominantes durante o período seco influenciaram negativamente sobre a estrutura da comunidade, uma vez que sua ação diminuiu os valores dos demais membros da comunidade. Apesar de desenvolverem estratégias adaptativas as condições de estresse ambiental (eutróficos, alta temperatura, alto tempo de retenção), são organismos limitados por alta turbulência, principalmente *Microcystis aeruginosa*. Nesta situação sua capacidade de flutuar e regular seu lastro celular torna-se sem efeito, de modo a se expor e competir mais diretamente por melhores condições ambientais com outros grupos de algas fitoplanctônicas melhor adaptados às novas condições (Nogueira, 1996).

Considerando o triângulo CSR proposto por Reynolds (1988b), as espécies do grupo S dominantes do fitoplâncton no açude Taperoá II durante o período seco caracterizadas por crescimento lento, biovolume elevado e baixo aproveitamento de recursos, foram substituídas no período após as chuvas por espécies do nanoplâncton colonizadoras de estágios iniciais de sucessão (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus ecornis*, *Cyclotella steligera*, *Cyclotella meneghiniana*), excelentes aproveitadoras de recursos e de rápido crescimento (grupo C e R). Cabe mencionar que Huszar (1994) encontrou para o Lago Batata a maior contribuição de espécies pequenas e robustas do nanoplâncton no período de águas altas e a ocorrência de espécies maiores do micropoplâncton, no período de águas baixas, quando se configuraram etapas avançadas de sucessão.

O estudo das estratégias adaptativas relaciona-se ao da seqüência das espécies, pois as alterações ambientais ou o próprio desenvolvimento da comunidade são determinantes na definição das estratégias favorecidas pelas novas condições, imediatas as alterações ambientais (alogênicas), ou geradas pelo desenvolvimento da própria comunidade (autogênica). Estratégias adaptativas são, conforme Reynolds (1988b), características morfológicas, fisiológicas e comportamentais que evoluíram entre espécies e populações e foram melhor sucedidas em determinadas condições ambientais do que outras, que Pianka (1970) denominou de estratégias de sobrevivência.

Com as novas condições expostas após as chuvas no açude, ou seja, turbulência, turbidez e limitação do fósforo o tamanho reduzido dos organismos é vantajoso por permitir suspensões prolongadas sendo uma estratégia para otimizar a absorção de nutrientes escassos. O surgimento de diatomáceas relativamente grandes e pesadas nesta perspectiva não é necessariamente contraproducente. Apesar do aparente custo que a frústula acarreta para o crescimento e sobrevivência das diatomáceas, eles são balanceados pelo fato de que o afundamento desempenha tanto uma considerável importância evolutiva nestas algas, já que facilita a incorporação de nutrientes quando eles se reduzem as microzonas que demonstrem esgotamento dos mesmos, como mecanismo de escape, quando a deficiência de sílica na zona eufótica (RAMIREZ, 1996). A persistência de *Trachelomonas volvocina* e sua dominância esporádica talvez se constitua também em uma vitória das formas flagelas diminutas sobre as do microplâncton (*Euglena próxima*).

No período seco que se configurou após as chuvas de março, a comunidade fitoplanctônica apresentou uma lenta recuperação, vindo a restabelecer um número mínimo de táxons próximo à média apenas três meses após a perturbação ocorrida em março/99. A partir de então, mesmo com a baixa biomassa algal mantida por reduzidas densidades em relação ao período seco anterior, a diversidade e a organização da comunidade (equitatividade) foram equilibradas pela ampliação na ocorrência de táxons das classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae. Os ciclos de vida curtos, a turbulência da água e dominância esporádica de alguns organismos ao longo das mudanças do segundo período seco, fizeram com que muitos táxons característicos aparecessem apenas em um dos dias de amostragem ou aumentassem repentinamente de um período para outro, desaparecendo logo depois. Isto mostra claramente que ao longo do processo sucessional, a disposição dos organismos variou com o estágio do mesmo e foi dependente das características ecofisiológicas individuais. Por isso, é de se esperar que a representação gráfica da densidade populacional ao longo do tempo apresentasse uma imagem que lembra um sistema de montanhas (MARGALEF, 1983; RAMIREZ, 1996), com picos e vales que variam de acordo com o grau de agrupamento. Obviamente, esta imagem se relaciona com a velocidade de multiplicação dos indivíduos que, por sua vez varia ao longo da sucessão.

O segundo ciclo de chuvas iniciado precocemente em dezembro não veio a apresentar distúrbios negativos visíveis nos descritores biológicos da comunidade tanto na região marginal do açude quanto na região pelágica. Ao contrário, entre dezembro/99 e fevereiro/00 ocorreram ampliações da diversidade na zona marginal concomitante ao continuo aumento de táxons das classes Bacillariophyceae e Euglenophyceae, e estabilização das Chlorophyceae.

A maior intensidade das chuvas em abril/99, no entanto, provoca um novo choque ambiental, sobretudo na região marginal do açude, local que melhor registrou este evento. Entretanto, a repercussão não chegou a ser tão incisiva quanto às chuvas do período anterior, tanto na estrutura física e química como biológica do açude. A coluna d'água apresentou mais ligada aos eventos de turbulência de modo a não demonstrar alterações perceptíveis na comunidade.

A maior sensibilidade da zona marginal do açude às variações das chuvas pode estar ligada ao fato de que este compartimento é o que melhor representa as interferências que ocorrem entre as interfaces água-sedimento e ambiente aquático-terrestre. A reduzida profundidade e a proximidade ao ecossistema terrestre, se constituindo na porta de entrada de grande parte dos materiais carreado durante as enxurradas que o enriquece ou provoca diluições. No caso das chuvas de abril/99 as alterações foram percebíveis na estrutura química através do aumento dos teores de sílica e reduções nas concentrações de nitrato, fósforo total e ortofosfato, e queda nos valores de condutividade elétrica. A comunidade fitoplanctônica neste período foi marcada por depressões nos valores de densidade, diversidade, número de táxon e na relação clorofila:feofitina.

Pode-se pensar que o menor impacto destas precipitações na desestruturação do sistema está ligado ao fato de que as chuvas de abril/00 foram 36,2% menores que as de março/99 e representou num volume de 8,5 milhões de m³ em abril com um poder de diluição muitas vezes menor que as chuvas de março/99, principalmente porque o açude encontrava-se praticamente seco. Há de se considerar, todavia, que as concentrações dos nutrientes e da densidade algal diluídas em março/99 representaram também magnitudes muitas vezes menores que os valores registrados em abril/00. Se não há uma equivalência nas proporções de diluições entre os dois períodos, também não se pode subestimar o grau de intensidade da perturbação ocorrida em abril/99 sobre o sistema.

No caso da comunidade fitoplanctônica a grau de intensidade da perturbação entre as duas épocas de chuva se verifica não só pelas possíveis diferenças entre as magnitudes de precipitação ou de aumento de volume, mas, sobretudo pelas diferentes resposta na organização de sua comunidade a intensidade dos distúrbios.

Payne (1986) utilizando conceitos de Pimm (1984), coloca que dois aspectos importantes da perturbação a serem considerados são a resiliência e a persistência do sistema. Resiliência pode ser definida como a taxa com que as alterações ambientais são absorvidas pela comunidade e o equilíbrio original é recuperado. A persistência é o tempo em que uma variável permanece, antes que seja alterada para um novo valor. Quanto aos efeitos das

alterações promovidas por distúrbios ambientais não catastróficos, Reynolds (1993) considera duas possibilidades relacionadas à frequência e intensidade dos distúrbios: 1) ocorre **mudança** quando um distúrbio severo ou prolongado ocorre num estágio sucessional inicial podendo levar ao início de um novo processo de sucessão; 2) ocorre **reversão** quando um distúrbio leve ou breve ocorre em estágios sucessionais tardios e apenas suspende temporariamente o andamento do processo, de forma que muito da informação remanescente será utilizada para retornar a uma sucessão similar.

Talvez sinônimas ou complementares as definições acima descritas, estabilidade e elasticidade são conceitos estreitamente ligados entre si e bastante relacionados com o conceito de perturbação. Krebs (1985) apud Ramirez (1996), estabelece que o termo estabilidade refere-se à habilidade de um sistema recuperar-se das perturbações e está relacionada com a quantidade de perturbação que a comunidade pode absorver antes que mude sua estrutura e a elasticidade é alcançada por uma comunidade representada por uma depressão profunda em relação a um determinado tipo de perturbação.

A partir das definições acima citadas, pode-se considerar que a região marginal do açude Taperoá II no mês de abril/00 apresentou um grau de resiliência alta de modo que a perturbação provocada pelas chuvas não conseguiu empurrar a comunidade fitoplanctônica para longe de suas fronteiras de resistência à mudança. A ampliação da diversidade e estabilidade na organização da comunidade (equidade) na região marginal do açude as custas do aumento da riqueza específica, foram atributos fundamentais do fitoplâncton na elasticidade do sistema ao choque ambiental provocado pelas chuvas mais intensas em abril/00.

O resultado é o restabelecido nas coletas seguintes da riqueza numérica de táxons, aumento da densidade algal e aporte do maior grau de informação possibilitando uma organização estável da comunidade. A partir de julho/00, a dominância progressiva de *Chlorella vulgaris* acarreta sucessivas quedas na diversidade e equitatividade do fitoplâncton, que demonstra um ambiente freqüentemente perturbado em menor ou maior grau, dependendo da época de amostragem. A diversidade da comunidade assim, provavelmente, é mantida por contínuas mudanças temporais, que parecem sustentar o fitoplâncton em contínuo processo de sucessão.

O aumento da diversidade e equitatividade da comunidade em períodos posteriores as chuvas, salienta o valor do impacto do clima sobre a diversidade do fitoplâncton. Os baixos índices de diversidade durante períodos de eutrofização e maior estresse ambiental, bem como suas ampliações nos períodos de limitação de fósforo e regularidade dos fatores climáticos no

sistema, podem estar relacionados com as variações nas concentrações de nutrientes detectados no sistema, que podem aumentar a diversidade e equitatividade em períodos oligotróficos (ELBER & SCHANZ, 1996).

Com relação à seqüência anual de estratégias adaptativas do fitoplâncton podemos considerar que o não estabelecimento de espécies do grupo **S** (K-estrategistas) durante os períodos de ciclo climático normal pressupõem que a clássica seqüência de estratégias de grupos **C** → **R** → **S** apenas se estabelece com momentos de estresse hídrico do açude, acarretando aumento na concentração de sais e conseqüente eutrofização de sua águas. A manutenção de condições oligotróficas e de perturbações freqüentes favorecem o permanente desenvolvimento de organismos de tamanho reduzido e uma seqüência de estratégias adaptativas do fitoplâncton no sentido dos grupos **C** → **R** + **C** → **C**.

5. CONCLUSÕES

10. A comunidade fitoplanctônica do açude Taperoá II totalizou 125 táxons distribuídos em 58 gêneros, pertencentes a 7 classes taxonômicas, da seguinte forma: Chlorophyceae 48 táxons (38,4%), Bacillariophyceae 43 (34,4 %), Cyanophyceae 15 (12%), Euglenophyceae 10 (8%), Xanthophyceae 4 (3,2%), Cryptophyceae 4 (3,2%) e Crysophyceae 1 (0,8%)
11. Dentre os táxons identificados, 71 (60% do total de táxons identificados) foram formas de hábito solitário, não flageladas e nanoplanctônicos. Entretanto, durante os 2 anos de amostragens, dependendo do período climático (seco ou chuvoso), ocorreram modificações temporais particularmente distintas na composição e distribuição dos táxons.
12. No açude Taperoá II os valores dos descritores da estrutura da comunidade fitoplanctônica (densidade, diversidade, equitatividade, dominância e biomassa) não demonstraram diferenças espaciais, tanto no eixo vertical quanto no horizontal, ficando as oscilações significativas restritas à escala temporal.
13. A densidade da comunidade fitoplanctônica no açude Taperoá II bem como a clorofila *a* e feofitina durante os dois anos de estudos apresentaram duas magnitudes de valores: expressivamente maiores no período de seca extrema do açude e menores com nível da água estabilizado.
14. A variabilidade climática interanual na bacia do rio Taperoá durante o período de estudo foi amplamente afetada por valores climáticos extremos registrados durante o ano de 1998, em decorrência da manifestação do *El Niño*;
15. O açude Taperoá II caracterizou-se por apresentar um padrão de variação interanual da distribuição das variáveis limnológicas governado pela variação anual da magnitude dos períodos de chuvas e intensidade dos períodos secos.
16. O índice de diversidade mostrou-se mais associado à riqueza numérica do que à equitatividade que apresentou mesmo padrão de distribuição.
17. As mudanças na taxas dos descritores biológicos refletiram substituições de uma população por outra, embora tenha-se observado que essas substituições ocorreram por estrategistas de um mesmo grupo associada a outros apresentando uma seqüência de $C \rightarrow R + C \rightarrow C$ -estrategistas.

18. No açude Taperoá a clássica seqüência de estratégias de grupos $C \rightarrow R \rightarrow S$ apenas se estabelece com momentos de estresse hídrico do açude acarretando concentração de sais e conseqüente eutrofização de sua águas

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES-DA-SILVA, S. M. & LAITANO, C.S. Euglenacece pigmentadas do Banhado do Jacaré, em parque de proteção ambiental, Triunfo, RGS, Brasil, Iheringa. V. 45, p.89-116. 1994.
- ARCIFA, M. S. Lago Monte Alegre: Uma visão sobre a estrutura e hipóteses de funcionamento. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FUNDIBIO/FAPESP, 1999, cap. 3, p. 55-76.
- BARBOSA, F.R.; BICUDO, C.E.M. & HUSZAR, V.LM.M. *Phytoplankton studies in Brasil: community struture variation and diversity*. In T520/TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E. M. & TUNDISI, T. M. ed. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 1995, p. 19-36.
- BARBOSA, J.E.L. & WATANABE, T. O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*, Pul. ACIESP, v.109, n. II, p. 449-456, 2000.
- BARBOSA, J.E.L., 1996, *Dinâmica nictemeral da comunidade fitoplanctônica e de variáveis limnológicas na represa de Gramame, Alhandra, Paraíba*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 198p.
- BARNES, R.S.K. & MANN, K.H. *Fundamentals of aquatic ecology*. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1994. p.134-142.
- BARNES, R.S.K. & MANN, K.H.. *Fundamentals of Aquatic Ecology*. Orxford, : Blackweii Scintific Publications, 1991. 270p.
- BEYRUTH, Z. *Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. 1996. 191f. Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BICUDO, D.C.; TUCCI, A.; RAMÍREZ R., J.J.; CARMO, C.F.; NOGUEIRA, N.M.C.; BICUDO, C.E.M. *Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado*. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FUNDIBIO/FAPESP, 1999, 800p.

BOURY, M.; ARFI, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.* v. 20, p. 285-297, 1999.

BRENDOCK, L. & WILLIAMS, W.D. Biodiversity in wetlands of dry regions (drylands). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*, Vol, I, pp. 181-194, 2000.

CALIJURI, M.C. 1999. *A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)*. Tese de Livre Docência. São Carlos: Universidade de São Paulo. 211p.

COMÍN, F.A. & WILLIAMS, W.D. Patched continents: our common future? *Limnology Now: a paradigm of planetary problems*, Elsevier Science, Ed. Margalef, R., p. 473-527, 1994.

CONNELL, J. Diversity in tropical rain Forest and coral reefs. *Science*, v.199, p. 1304-1310, 1978.

COSTA, I.A.S. , ARAÚJO, F.F.** & CHLLAPA, N,T, ***. Estudo do fitoplankton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10 n. 1 , p. 67-80. 1998

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. Heterogeneidade no ecossistema lacustre, baseado na comunidade zooplanctônica. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*, v. 3, p. 431-441, 2000c.

CRISPIM, M.C.; LEITE, R.L. & WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*, v. 3, p. 422-430, 2000.

ELBER, F. & SCHANZ, F. 1989. The causes of change in the diversity and stability of phytoplankton communities in small lakes. *Freshw. Biology*, v.21, p. 237-251.

FOGG, G.E, SEWATER, W.D.P., FAY,, P & WALSBY, A.E. *The blue- green algae*. London, Academic Press. 1973, 459p.

GANF, G.G. & HORNE, J. Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen-fixation in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Freshwat. Biol.*, v.5,p.13-19, 1975.

GAVILÁN- DIAZ, R. Flutuações nictemerais dos fatores ecológicos na Represa de Barra Bonita, Médio – Tietê, SP.1990.157f. Dissertação de Mestrado – UFScar, São Carlos São Paulo.

GIANI, A. Limnology in Pampulha reservoir: some general observations with emphasis on the phytoplankton community. In: PINTO-COELHO, R. M; GIANI, A. & von SPERLING, E. (eds.). *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais*. Belo Horizonte, Segrac. P. 151-64, 1994.

GIANI, A., FIGUEREDO, C.C. & ETEROVICK, P.C. Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, SP, v.22, n.2, p.107-116, ago.1999.

GRIME, J.P. *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, Wiley- Interscience. 1979, 351p.

HARDIN, G. The competitive exclusion principle. *Science*, v.131, p. 1292-1297. 1960

HARRIS, G. *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. London: Chapman & Hall. 1986.

HARTLAND-ROWE, R.J. The limnology of temporary waters and the ecology of Euphyloopoda. – In: Clark r.b. & wootton, r.j. (eds): *Essay in Hidrobiologia*: 15-31.1972

HUSZAR, V.L. & REYNOLDS, C.S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amzonian flood-plain lake (Lago Batata, Para',Brasil):responses to gradual environmental change. *Hidrobiologia*, v. 46, p. 346-169. 1997.

HUSZAR, Vera Lúcia de Moraes & SILVA, Lúcia Helena Sampaio. A Estrutura da comunidade Fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. Sociedade Brasileira de Liminologia- julho de 1999, *Limnotemas* n^o 2.

HUSZAR, Vera Lúcia de Moraes. *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais*. 1994. 328f. Tese de Doutorado - , UFSCar, São Carlos, São Paulo.

KALFF, J. & WATSON, S. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia*, v. 138, p. 161-176. 1986.

KREBS, C.H. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. New York: Harper & Row, Publishers. 3rd ed. 1985.

- LEWIS Jr., W.M. A compositional, phytogeographical and elementary structural analysis of the phytoplankton in a tropical lake; lake Lanao, Philipinnes. *Jour. Ecol.*, v. 66, p. 213-226. 1978a.
- LEWIS Jr., W.M. *Analysis of sucession in a tropical plankton community and a new measure of sucession rate. Am. Nat.*, v. 112, p. 401-414, 1978.
- LOBO, E. & LEIGTON, G. Estruturas de las fitocenoses planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Marinha.* v. 22, p. 143-170. 1986.
- LOPES, M.R.M. *Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico), São Paulo, SP.* 1999. 213p. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- LUND, J.W.G., KPLING, C. & LECREN, E.D. The inverted microscope method of stimating algal number and the statistical bases of stimating by couting. *Hydrobiologia*, v.11, p. 143-170, 1958.
- MACAN, T. T., *Freshwater Ecology.* Logmans, London, 1963. 137p.
- MALTTBY, E. Wetlands and their values. In: FINLAYSON, c. M. & MOSER, M. Oxford: Wetlands, 1991. p. 8-26.
- MARGALEF, R. *Ecologia.* Barcelona, Ediciones Omega, SA. 1978.
- MARGALEF, R. *Limnologia.* Ed. Omega, SA. Barcelona. 1983
- MATSUMURA-Tundisi, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.* Botucatu, FUNDIBIO/FAPESP, 1999, cap. 2uyjhmn67, p. 39-54.
- MEDEIROS, E.S.F. & MALTCHIK, L. The effects of hydrological disturbance on the intensity of infestation of *Lernaea cyprinacea* in na intermitent stream fish community. *Journal of Arid Environments*, v. 43, p. 1-6, 1999.
- NOGUEIRA, N.M.C. *Dinâmica populacional de Microcystis aeruginosa Kützing (Cyanophyta/ Cyanobactéria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil.* 1983. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, SP

NUSH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Ergbn. Limnol.*, v.14, p.14-36, 1980.

ODUM, E.P. *Ecologia*. México: Interamericana. 3^a ed. 1972

ODUM, E.P. *Fundamentos de Ecologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1971:

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*, v.164, p. 262-270. 1969.

PADISÁK, J. Identification of relevant time-scales in non-equilibrium community dynamics: conclusions from phytoplankton surveys. *N. Zeal. J. Ecol.*, v. 18, p. 169-176, 1994

PADISÁK, J. The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 249, p. 135-156. 1993.

PADISÁK, J., REYNOLDS, C.S. & SOMMER, U. Intermediate Disturbance Hypothesis in phytoplankton ecology. *Hydrobiologia*, v. 249, p. 1-199, 1993.

PAERL, H.W. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton* (Sandgreen, C.D. ed.) Cambridge: Cambridge University Press. p. 261-305. 1988.

PARAÍBA, Secretaria de Planejamento. *Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba*. João Pessoa, SEPLAN, 1997b, 144 p.

PARRA, Oscar O. & BICUDO, Carlos E.M. Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales. Santiago, Chile, 1995.

PAYNE, A.I., *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York: John Wiley & Sons. 1995. 301p.

PIANKA, E.R. 1970. On r – and K – selection. *Am. Nat.* 104: 592-597.

PICKETT, S.T.A., KOLASA, I., ARMESTO, I.I. & COLLINS, S.L. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, v. 54, p. 129-136, 1989.

PIELOU, E.C. *Ecological diversity*. New York, J. Wiley & Sons, 1975, 165p.

POLLINGHER, U. & BERMAN, T. Phytoplankton composition and activity in lakes of warm belt. *Verh. Int. Verein. Theor. angew. limnol.*, v.24, n. 2, p. 1230-1234. 1991.

POLLINGHER, U. Phytoplankton periodicity in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Hydrobiologia*. V.138, p. 127-1138. 1986.

RAMÍREZ R., J.J., *Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no lago das Garças, São Paulo*. 1996. 283f. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo.

REYNOLDS, C.S. & WALSBY, A.E. Water blooms. *Biol. Rev.*, v. 50, p. 437-481. 1975

REYNOLDS, C.S. 1997. Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory. *In*: Kinne, O. (ed.) Excellence in ecology. Germany, Ecology Institute, v. 9, 371p.

REYNOLDS, C.S. Experimental manipulations of the phytoplankton periodicity in large limnetic enclosures in Bleham Tam, English Lake District. *Hydrobiologia*, v.138, p. 43-64. 1986.

REYNOLDS, C.S. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. (Sandgren, C.D. ed.). Cambridge University Press. Chap. V. 10, p. 388-433. 1988b.

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshw. Biology*, v.14, p. 11-142, 1984b.

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.*, v 3, p. 141-159, 1980.

REYNOLDS, C.S. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*, v. 249, p. 157-171. 1993.

REYNOLDS, C.S. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 23, p. 683-691. 1988.

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

REYNOLDS, C.S. The plant life of the pelagic. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.26, p. 97, 1996.

ROJO, C. & ALVAREZ- COBELAS, M. Taxonomy and ecology of phytoplankton in a hypertrophic, gravel-pit lake, 2: Cryptophyceae, Dinophyceae. *Nova Hedwigia*, v. 57, p. 47-63. 1993.

- ROSS, J. *Práticas de Ecologia*. Barcelona: Ediciones Omega, 1979. 181p.
- RZOSKA, J., Observations on tropical raipools and general remarks on temporary waters. *Hydrobiologia*, v.17, n. 4, p.265-286, 1961.
- SCHÄFER, L. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1984.
- SHANNON, C.E.& WEAVER, W. *The mathematical theory of communicatio*. Urbana: Illinois University Press, 1963. 177p.
- SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue-green: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, v.24, p. 38-54, 1990.
- SIEBURTH, J.McN., SMETACEK, V. & LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* v. 23, p.1256-1263. 1978.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. *Nature*, v.163, p.688. 1949.
- SOMER, U. Growth and survival strategies of plankton diatoms. In : SANDGREN, C.D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton* . Cambridge: Cambridge University Press. P. 227-260. 1988
- SOMER, U., PADISÁK, J., REYNOLDS, C.S. & JUHÁS-NAGY, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, v. 249, 1-7. 1993.
- STEIMBERG, C.E.W. & HARTMANH, H.M.. Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and eutrophication of lakes and rivers. *Freshw. Biol.*, v. 20, p 279-287. 1988.
- UTERMÖHL, H.. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodic. *Mitt. Int. Verein Theor. Ange. Limnol.* v. 9, p.: 1-38, 1958.
- VIEIRA, D.M., CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. Impacto da cheia e da seca sobre a comunidade zooplancônica do açude São José dos Cordeiros no semi-árido paraibano. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*, Publ. ACIESP, 109 (III): 401-407, 2000.
- WETZEL, R.G. & LINKENS, G.E. *Limnological analysis*. 2 ed. New York, Springer Verlag. 391p. 1991.
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. Lisboa; Fundação Calouste Gulbenkian, 1993, 919p.

WILLIAMS, W.D. Biodiversity in temporary wetlands of dryland regions. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27: 141-144, 2000a.

WILLIAMS, W.D. Biodiversity in temporary wetlands of dryland regions. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27: 141-144, 2000a.

WILLIAMS, W.D. Biodiversity in temporary wetlands of dryland regions. *Verh. Internat. Verein Limnol.* Stuttgart, v. 27, p. 141-144, April. 2000.

XAVIER, M. B. Variação sazonal das euglenaceae pigmentadas de lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Rev. Brasil. Biol.*; v. 51, n.3, p.663-674, mai. 1991.

DINÂMICA VERTICAL E NICTEMERAL DA COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA E VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS
NO PERÍODO SECO E CHUVOSO NO
AÇUDE TAPEROÁ II, TRÓPICO
SEMI-ÁRIDO NORDESTINO

RESUMO

Com a finalidade de detectar padrões na dinâmica vertical e nictemeral da comunidade fitoplanctônica e de variáveis limnológicas, foram efetuadas no açude Taperoá II – Paraíba (07°11'44" - 07°13'44"S e 36°52'03" - 36°50'09"W) amostragens em duas épocas que caracterizam o clima na região semi-árida: período seco (07 e 08/10/99) e chuvoso (28 e 29/04/00). As coletas se realizaram na parte mais profunda do lago (5,0 metros) em quatro profundidades a intervalos de duas horas de modo a contemplar um ciclo de 24 horas em cada período. A estrutura da comunidade fitoplanctônica (composição, riqueza específica, densidade, diversidade, equitatividade e dominância) foi discutida à luz das variações ambientais (perfis de temperatura, Oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, turbidez, transparência da água, alcalinidade total, carbono inorgânico dissolvido, amônio, nitrito,

nitrate, total phosphorus, orthophosphate and silica). The phytoplanktonic community presented itself with a composition of taxon major in the rainy period (49 taxa) than in the dry (34 taxa) although, the differences between the two periods for the indices of diversity, equitability and dominance were of low significance and nonexistent between hours and depths in both periods. The algal density per turn, presented high variability between rainy and dry, which was reduced between hours and depths. The community presented dominance of the class Bacillariophyceae followed by the abundance of Chlorophyceae in the dry period and the inverse in the rainy period in occurrence, mainly due to the limitation of nitrogen in the dry period and phosphorus in the rainy period. The relative reduction of water transparency, increase in turbidity and electrical conductivity in the dry period is related to the higher nutrient concentrations in this period. The microstratifications of temperature, dissolved oxygen and conductivity during diurnal hours and nocturnal homogenizations were in function of the action of wind and of the patterns of heating during the day and cooling at night, which provoke processes of circulation and thermal stratifications along 24 hours. The reduced depth of the environment, the action of winds and the turbulent character of the pond, highlight the differences between periods in detriment of the reduced significance between hours and depths in each period. The characteristics morphometric, physical, chemical and biological of the environment in the study point to a system of the kinetic type, polymictic warm, of low productivity and quite influenced by the action of wind.

Palavra-chave: fitoplâncton, açude Taperoá, região semi-árida, variação nictemeral, variáveis limnológicas.

ABSTRACT

It was aimed in the present work to study the vertical and nychthemeral dynamics pattern of the phytoplanktonic and limnological variables in the pond Taperoá II, Paraíba State, North-east Brazil (07°11'44" S and 07°13'44" S, 36°52'03" W and 36°50'09" W). Sampling was carried out in two typical periods of that region: dry period (07 and 08/10/99) and rainy period (28 and 29/04/00). They were collected from the deepest part of the pond (5.0m) at four different depths, every two hours, completing a 24 h cycle, in each period. The phytoplanktonic community structure (composition, specific richness, density, diversity, equitability, and dominance) is discussed here in the light of environmental variations (temperature profiles, dissolved oxygen, electric conductivity, pH, turbidity, water

transparency, total alkalinity, dissolved inorganic carbon, ammonia, nitrite, nitrate, total phosphorus, orthophosphate, and silicate). The phytoplanktonic community presented a higher taxon composition during the rainy period (49 taxa) than during the dry period (34 taxa), although the differences of diversity, equitability and dominance indices were significantly low and non-existent between the every two hours of sampling and the depths investigated, in both periods. Alga density in turn, presented high variability between the rainy and dry period, which was reduced between the every two hours of sampling and depths. The class of Bacillariophyceae was dominant in the community, followed by the Chlorophyceae during the dry period, and vice-versa during the rainy period due mainly to the limiting resources of nitrogen in the dry period and phosphorus in the rainy period. The relative reduction of water transparency, the increase in turbidity and electric conductivity in the dry period were due to a larger external loading of additional nutrients. The microstratification of temperature, dissolved oxygen, and electric conductivity during daytime and the nocturnal homogenizations were due to winds and the typical warming and cooling of daytime and night-time cycle, affecting circulation and thermal stratifications over 24h period. The shallow depth of the pond, the winds action, and the water turbulence, heightened the differences between the two periods, being more important than the differences between the every two hours of sampling and depths investigated, in each period. The morphometric, physical, chemical, and biological characteristics of the studied pond indicate a typical kinetic system, warm polymictic, of low productivity and strongly affected by the winds.

Key words: phytoplankton, dam, North-east Brazil, semi-arid region, nycthemeral variation, limnological variables

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento da coexistência de um diverso número de espécies de algas em ecossistemas aquáticos e dos fatores ambientais que produzem mecanismos que interferem na distribuição espacial (horizontal e vertical) destes organismos e nas suas escalas de tempo (ciclos diários e sazonais), reveste-se de significativa importância para que se tenha uma compreensão adequada da estrutura desta comunidade, bem como de sua dinâmica. Os processos que operam nestas comunidades são influenciados diretamente pelos fatores ambientais, e estes estão mudando não somente diurna e sazonalmente, mas também climática e espacialmente (TUNDISI, 1990). Deve-se salientar, portanto, que sob condições naturais, diferentes fatores podem limitar a dinâmica do fitoplâncton em espaços e tempos diferentes (TAKAHASHI & NASH, 1973).

O comportamento desta comunidade quando considerado os ciclos de 24 horas como escala de tempo e o eixo vertical como espaço de distribuição, acoplados as múltiplas variáveis bióticas e abióticas que interagem no sistema, produzem específicos padrões de funcionamento em termos fisiológicos e ecológicos, capazes de exercer seletividade ambiental muito particular sobre as estratégias de sobrevivência e crescimento das espécies. estudo das variações nictemerais de parâmetros hidrológicos analisados conjuntamente com medidas climatológicas tais como vento, radiação solar e precipitação, tem grande importância para indicar os principais mecanismos de funcionamento e as interações que ocorrem em curtos períodos de tempo (ciclos horários e de um dia/noite) nos sistemas aquáticos, e estabelecem padrões característicos ao nível de funcionamento das comunidades que ocorrem em qualquer ecossistema. As oscilações periódicas são devidas não só aos ciclos de luz/escuro, que afetam as atividades dos organismos, mas à ação dos fatores climatológicos sobre a estrutura vertical do sistema. Essa estrutura vertical sofre periódicas reorganizações e é, conseqüentemente, fundamental que se conheçam os ciclos destas reorganizações e seus principais efeitos.

A importância das variações nictemerais na dinâmica dos sistemas aquáticos tropicais brasileiros tem sido sustentada por relevantes pesquisas (BARBOSA, 1981; MELACK E FISHER, 1983; SIMONATO, 1986; ESTEVES *et al.*, 1988; ALVES *et al.*, 1988; TOLEDO *et al.*, 1988; BARBOSA & TUNDISI, 1989; GAVILÁN, 1990; BOZELLI *et al.*, 1990; BOZELLI *et al.*, 1992; HUSZAR *et al.*, 1994; RAMIREZ, 1996). Todas salientam a necessidade destes estudos justificando, principalmente, que as elevadas temperaturas e alta intensidade luminosa, relativamente constantes durante todo o ano, ratificam a hipótese de

que os ecossistemas aquáticos nesta zona se consideram dominados mais por um ciclo de 24 horas do que por um anual.

A grande maioria destes estudos, no entanto, está restrito a ambientes de represa ou lagoas costeiras da região sudeste do Brasil. Para o nordeste do Brasil cita-se apenas o trabalho de Barbosa (1996) que estudou o fitoplâncton e variáveis limnológicas de um reservatório do litoral paraibano, inexistindo na literatura estudos com esta abordagem no trópico semi-árido do nordeste.

Nesta particular região fisiográfica do Brasil a açudagem se constitui na principal estratégia de armazenamento de água, tendo sido catalogados apenas no estado da Paraíba 4.890 açudes com mais de 1×10^6 m³. Soma-se a estes a ocorrência de mais de 15.000 lagoas intermitentes para o nordeste (MALTICK *et al.* 1999). Estes sistemas são influenciados por um conjunto de fatores físicos e climáticos tais como: prolongados períodos de seca, salinização dos solos e das águas aliados a processos de intensa evaporação que em conjunto, impõem intermitência aos rios e temporalidade do nível dos açudes.

Existem hoje, diversas razões para se estudar sistemas aquáticos destas regiões secas uma vez que o funcionamento destes ambientes está diretamente relacionado, tanto com as questões ambientais globais quanto seus processos, atuando como amplificadores do desequilíbrio climático regional. Assim, estes sistemas oferecem um primeiro reflexo daquilo que os ecossistemas aquáticos de regiões úmidas podem se tornar com a expansão das zonas áridas (BARRETO, 2001).

Devido às diferenças em seus ciclos temporais resultarem dos períodos de chuva e seca, o qual tem considerável significado hidrológico na região semi-árida, os ciclos nictemerais nestas regiões se inserem como estudos estratégicos importantes, visto que, os ritmos diários ou nictemerais, afetam principalmente a temperatura e com ela os demais componentes do sistema. Desta forma, padrões diários de temperatura podem ter um rápido e marcado efeito na química e na produtividade de um ambiente aquático, tanto no espaço como no tempo.

O presente estudo teve por objetivo identificar e discutir a dinâmica vertical e nictemeral de variáveis limnológicas em dois períodos hidrológicos distintos, contribuindo para o desenvolvimento de uma abordagem limnológica que tenha instrumentos de análise adaptados às regiões semi-áridas.

2. ÁREA DE ESTUDO

O açude Taperoá II está situado na região central do Estado da Paraíba, entre as latitudes $07^{\circ}11'44''\text{S}$ e $07^{\circ}13'44''\text{S}$ e as longitudes $36^{\circ}52'03''\text{W}$ e $36^{\circ}50'09''\text{W}$ (Fig. 1). Incluso na bacia hidrográfica do Rio Taperoá, o açude está a uma altitude de 578 m, possui uma capacidade de $15.148.900\text{ m}^3$ de acumulação, profundidade máxima de 5,7 metros e média de 1,4 metro. A superfície do açude é de $4,6\text{ km}^2$ e $575,50\text{ km}^2$ de área de bacia hidrográfica, sendo utilizado, principalmente, para abastecimento humano (PARAÍBA, 1997b). O clima da região é do tipo BSwh', o que indica um clima quente e seco com estação chuvosa no verão-outono. Na bacia predominam solos rasos, pedregosos, altamente suscetíveis à erosão e de alto risco de salinização. A vegetação dominante é a caatinga arbustiva arbórea aberta já quase que totalmente antropizada.

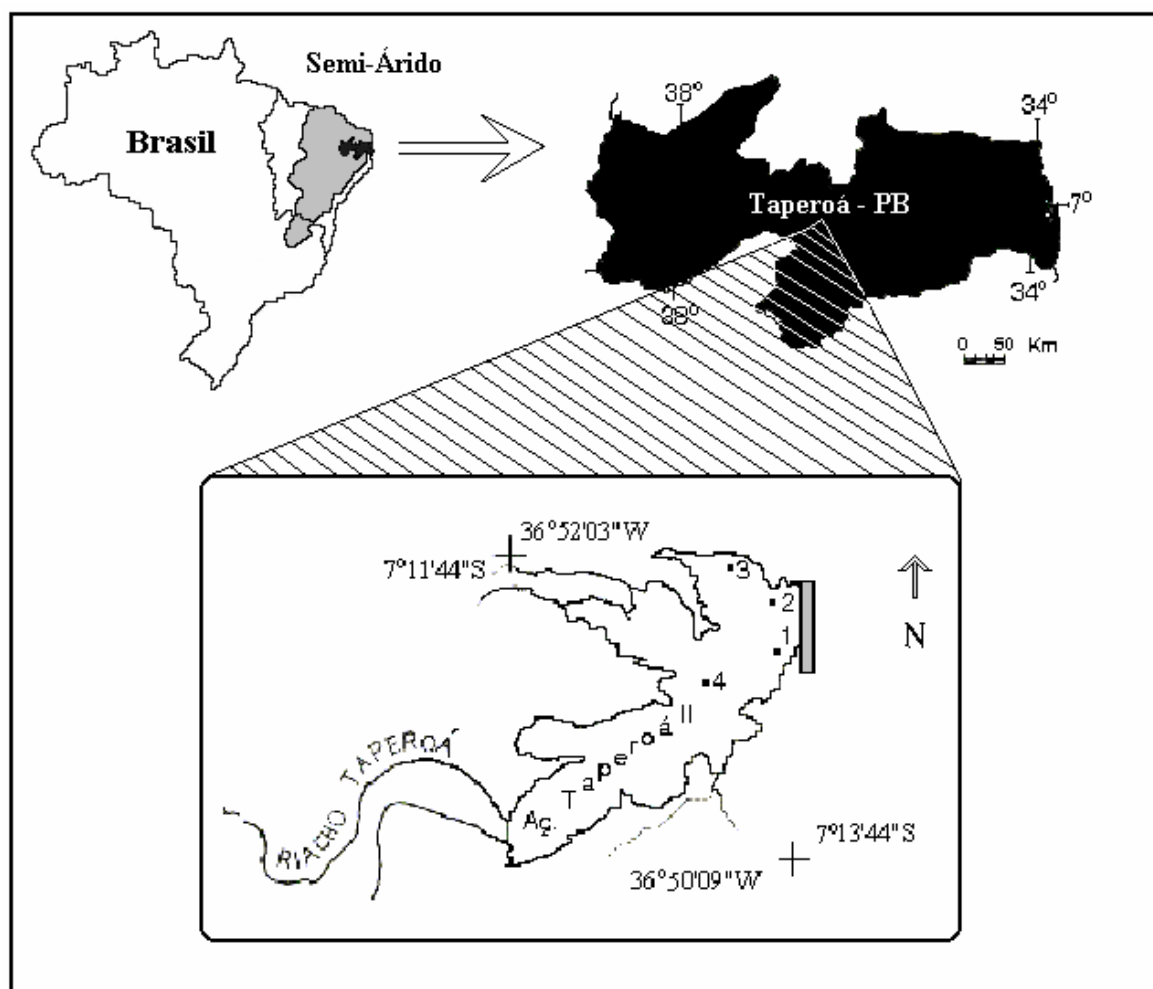


Figura 1. Mapa de localização do açude Taperoá II e sua inserção na geografia regional.

3. MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas em uma estação de coleta na região mais profunda do lago ($Z_{\text{máx}} = 5,0\text{m}$), nos períodos climáticos seco (08 e 09/10/1999) e chuvoso (28 e 29/04/2000). As coletas foram feitas a intervalos de duas horas por um período total de 24 horas, nas profundidades sub-superfície, 50%, 1% de extinção da luz e 4m de profundidade. As profundidades correspondentes a 50% e 1% de absorção vertical de luz foram estimadas a partir da seguinte equação:

$$\boxed{Z = (-\log_e f)(k)^{-1}}$$

onde:

- Z = profundidade (m).
- \log_e = logaritmo natural
- $f = (I_z)(I_0)^{-1}$ = fator ente 0 e 1.
- $k = (1,7)(Z_{sd})^{-1}$
- Z_{sd} = transparência do disco de Secchi (m).

Dos valores de k foi calculado o coeficiente de atenuação vertical da luz e do fator 2,7 (Esteves, 1998), estimou-se a extensão da zona eufótica. Os dados de temperatura do ar, velocidade do vento e precipitação foram obtidos através da Estação Climatológica da Bacia Escola no município de São João do Cariri e pelo LMRS (Laboratório de Meteorologia Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto) da Universidade Federal da Paraíba e Governo do Estado.

As medidas de temperatura da água foram feitas através de um termômetro de reversão (0,01°C de resolução) e a transparência da água através de um disco de Secchi. As amostras d'água foram coletadas em cada profundidade com um amostrador do tipo Van Dorn de 3,5 litros de capacidade. Medidas de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH foram determinadas no campo através do método de Winkler, condutivímetro digital Cole-Parmer modelo 650 e pHmetro digital Hanna modelo HI 9224, respectivamente. A turbidez foi determinada por um turbidímetro Micronal. Para determinação da alcalinidade total seguiu-se o método descrito em Golterman *et al.* (1978) e as concentrações de carbono inorgânico total calculadas pelo método numérico descrito em Mackereth *et al.* (1978). Os nutrientes estudados e seus respectivos métodos analíticos foram os seguintes: amônio, nitrito e fosfato inorgânico dissolvido (MACKERETH *et al.*, 1978), nitrato (RODIER 1975), sílica (GOLTERMAN *et al.*, 1978), fósforo total (EATON *et al.*, 1995).

Para extração de pigmentos seguiu-se o procedimento proposto por Wetzel & Linkens (1991) sendo a concentração de clorofila *a* e feofitina calculados de acordo com as fórmulas a seguir proposta por Nush (1980).

$$\text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g.l}^{-1}) = 29,6 \cdot (A_b^{665} - A_a^{665}) \cdot (v/(V \cdot l))$$

$$\text{Feofitina } (\mu\text{g.l}^{-1}) = 20,8 \cdot (A_a^{665}) \cdot (v/(V \cdot l)) - \text{Clor. } a$$

Onde:
 $A_b = A_b^{665} - A_b^{750}$ = Absorbância antes da acidificação
 $A_a = A_a^{665} - A_a^{750}$ = Absorbância após a acidificação
 v = volume do extrato (ml)
 V = Volume filtrado (L)
 l = comprimento da cubeta (cm)

As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram acondicionadas em frascos de vidro de 200ml de capacidade, fixadas e preservadas em formol a 3% neutralizado com bórax. Para auxiliar a identificação taxonômica do fitoplâncton, foram coletadas amostras concentradas com rede de plâncton com abertura de 20 μ m, em cada estação de coleta, fixadas e preservadas como acima citado. O exame do material foi realizado em microscópio óptico binocular marca Olympus modelo CBA, com câmara clara e ocular de medição acoplados ao sistema óptico de microscópio. A identificação dos táxons encontrados foi feita até o nível taxonômico mais íntimo permitido. Para tanto utilizou-se bibliografia variada representada por floras, monografias, e revisões, conforme cada caso. O sistema de classificação para cada classe seguiu as indicações de Parra & Bicudo (1995).

As análises quantitativas foram realizadas com auxílio de um microscópio invertido Carl Zeiss, em aumento de 40x, através do método de sedimentação de Utermöhl (1958), seguindo as recomendações de Lund *et al.* (1958). Cada célula, cenóbio, colônia ou filamento foi considerado como um indivíduo. Em todas as amostras a contagem dos indivíduos foi realizada em transectos horizontais e verticais, tantos quantos fossem necessários para atingir, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais freqüente e estabelecimento da curva de contagem, ou seja, 10 campos consecutivos sem o aparecimento de novos indivíduos. Assim procedendo o erro é inferior a 20% com coeficiente de confiança de 95%.

O número de indivíduos por unidade de volume foi calculado segundo Ross (1979), como segue:

$$\text{ind.ml}^{-1} = [n/(s \cdot c)] \cdot [1/h] \cdot F$$

onde: n = número de indivíduos contados
 s = superfície do campo (mm^2)
 c = número de campos contados
 h = altura da câmara de sedimentação (mm)
 F = fator de correção para mililitro ($10^3 \text{mm}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$)

Para definir as espécies abundantes e/ou dominantes, adotou-se os critérios propostos em Lobo & Leighton (1986), quais sejam, espécies cujas densidades relativas superam 50% da densidade total da amostra são dominantes e aquelas cujas densidades relativas superam a densidade média da amostra são abundantes. Espécies raras foram aquelas que foram registradas em uma única amostra, quando considerado cada período do ciclo hidrológico estudado.

A partir da densidade obtida com dados da análise quantitativa das amostras, foram calculados índices estatísticos referentes à estrutura da comunidade:

Índice de Diversidade (Shannon & Weaver, 1963) (bits.ind^{-1}):

$$H' = \frac{-\sum (ni/N)}{\log_2 (ni/N)} \quad \text{onde: } ni: \text{ número de indivíduos de cada espécie} \\ N: \text{ número total de indivíduos na amostra}$$

Índice de Uniformidade ou Equitabilidade (Pielou, 1975):

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad \text{onde: } H': \text{ índice de diversidade} \\ S: \text{ número de espécies}$$

Índice de Dominância (Simpson, 1949):

$$D = \frac{\sum [ni(ni-1)]}{[N(N-1)]} \quad \text{onde: } ni: \text{ número de indivíduos de cada espécie} \\ N: \text{ número total de indivíduos na amostra}$$

O tratamento estatístico dos dados foi feito a partir de análise descritiva através dos cálculos da média aritmética como medida de tendência central. O grau de dispersão absoluta dos dados foi medido através do desvio padrão e como medida de dispersão relativa foi usado coeficiente de variação de Pearson (CV). Com a finalidade de estabelecer o nível de significância dos valores obtidos para as diferentes estações de coleta, profundidades e épocas de amostragem, foram utilizadas técnicas de análises de variância de uma via (ANOVA) com nível de significância de 5% usando o programa estatístico Istat para Windows, versão 3.0.

Análise multivariada de agrupamento foi aplicada com a finalidade de identificar as possíveis associações de coleta, considerando as suas características físicas e químicas. Para tanto foi utilizado o método de agrupamento com distância Euclidiano como coeficiente de associação, sendo o agrupamento realizado por ligações simples e visualizado sob a forma de dendrograma.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Condicionantes Climatológicos

Caracterizada como semi-árido quente, a bacia do rio Taperoá apresenta temperaturas anuais mínimas entre 18-22°C e máximas entre 28 e 31°C com um coeficiente de variação médio anual de 5,5% (Capítulo 1). A umidade relativa do ar varia de 60% a 75% (CV = 6,3%), apresentado um processo fortíssimo de evaporação com valores entre 2.000 a 2.500 a 3.000 mm.ano⁻¹. Os ventos oscilam entre 2 a 4 m.s⁻¹ (Paraíba, 1997b).

Durante os dias de coleta no período seco (07 e 08/10/99) a temperatura média horária do ar foi de 24,9°C, tendo variado entre 21,6 e 30,0°C com um CV = 11,7% (Tab.I), muito próximo aos valores referentes aos dias de coleta no período chuvoso (28 e 29/04/00), onde a temperatura média horária do ar foi de 25,8 °C, tendo variado entre 23,2 e 28,2°C (CV = 10,5%). Pode-se observar através destes resultados, que as oscilações nos ciclos diários de temperatura apresentaram uma amplitude maior de variação, em relação ao ciclo sazonal, fato que, como veremos a seguir, interfere expressivamente nos padrões de estratificação e mistura da água do açude, intensificando os processos dinâmicos em curtos intervalos de tempo, em detrimento dos padrões sazonais. Estes resultados corroboram com o fato de que nos trópicos as variações sazonais de temperatura são relativamente constantes e pequenas, e que suas variações diárias são maiores e significativas (GANF E HORNE, 1975; PAYNE, 1986; RAMIREZ, 1996; ESTEVES, 1998).

Os resultados pluviométricos apresentaram que não houve registro de chuvas nos últimos trintas dias a contar do dia da coleta de outubro/99, e uma precipitação acumulada de 104mm em abril/00 para a mesma quantidade de dias. Nas duas épocas o açude apresentou um volume acumulado de 5,8 milhões de m³ e 9,2 milhões de m³, respectivamente (Fig.4, Capítulo 1).

Os ventos na região manifestaram-se mais intensos durante os dias 07 e 08/10/99, com médias de 3,71 m.s⁻¹ e oscilações da ordem de 26,7% do que nos dias 28 e 29/04/00. O padrão de direção observado no período seco foi predominantemente para o noroeste com mudanças para oeste durante a noite, com intensidades maiores entre às 21h do 07/10 e 9h do 08/10 (Tab.1). No período chuvoso (28 e 29/04/00) apesar da ocorrência de ventos médios menos intensos que no período seco, o padrão de direção e intensidade se mantiveram semelhantes, com direção noroeste mudando para norte à noite e intensidades maiores entre

às 21h e 9h do dia seguinte. Segundo a escala anemométrica de Beaufort os ventos da região são classificados como brisas leves a moderadas (WATANABE, 1987). No entanto, Reynolds (1984) coloca que ventos de magnitude superiores a 3 m.s^{-1} são capazes de movimentar massas de água. O padrão observado com ventos mais intensos nos horários noturnos em ambos períodos amostrados tem implicações bastante fortes no padrão de distribuição de codeterminantes físicos e químicos da água, favorecendo períodos de estabilidade e circulação dependendo do seu grau de intensidade.

Tabela I. Variações da temperatura do ar, vento e precipitação pluviométrica para o açude Taperoá II, no período seco e chuvoso.

Período	Hora/Dia	T. Ar (°C)	Vento (dir./vel. – m.s^{-1})	Precipitação (mm)
Seco	09h – 07/10	24,0	NO– 3,04	0,0
	15h – 07/10	30,0	NO–2,32	0,0
	21h – 07/10	25,6	O–4,17	0,0
	09h – 08/10	21,6	NO–5,32	0,0
	15h – 08/10	26,5	NO–3,54	0,0
	21h – 08/10	22,0	O–3,36	0,0
	Média	24,9	3,71	0,0
	DP	3,11	0,99	0,0
	CV (%)	11,7	26,7	0,0
Chuvoso	09h – 28/04	25,2	NO–1,07	0,0
	15h - 28/04	28,2	NO– 0,96	0,0
	21h - 28/04	24,0	N–3,52	0,0
	09h – 29/04	24,0	NO–2,62	0,0
	15h – 29/04	28,0	NO–1,39	0,0
	21h - 29/04	23,2	N–0,62	0,0
	Média	25,8	1,70	0,0
	DP	2,57	1,13	0,0
	CV (%)	10,5	66,44	0,0

4.2. Condicionantes Físicos e Químicos

Com relação aos dados de temperatura da água, o período chuvoso apresentou águas mais quentes que o período seco (Tab.II), seguindo o padrão da temperatura do ar. A amplitude de $4,2^\circ\text{C}$ estabelecida entre os dois conjuntos de dados é suficiente para determinar diferenças extremamente significativas entre as duas épocas amostradas ($F = 3.778$; $p = 0.0001$). Em cada um dos períodos, observou-se pequenas variações entre as diferentes

profundidades e horas, os quais oscilaram entre 0,21% e 2,57%. Isto em função, principalmente, da combinação entre a reduzida profundidade do reservatório ($Z_{\text{máx}} = 5,0$ m) e da intensidade dos ventos na região, em torno de $2,7 \text{ m.s}^{-1}$; forçantes que favorecem misturas periódicas a curtos intervalos de tempo e instabilidades térmicas verticais, fatores que caracterizam o açude Taperoá II como um ambiente turbulento.

Tabela II. Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para temperatura, disco de Secchi, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica do açude Taperoá II, no período seco e chuvoso.

Período	Estatística	T °C	DS (m)	NTU	O ₂ %	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Seco	Média	23,9	0,5	35,5	62,3	428
	V _{máx}	24,7	0,58	100	70,2	460
	V _{mín}	23,1	0,42	24,0	36,9	390
	DP	0,3	0,1	10,8	6,3	14
	CV	1,2	11,9	30,4	10,1	3,3
Chuvoso	Média	26,5	0,7	21,5	85,1	399,7
	V _{máx}	27,3	0,8	35	111,3	430,0
	V _{mín}	25,7	0,6	10	63,3	350,0
	DP	0,3	0,1	6,0	11,0	14,4
	CV	1,2	15,5	28,0	12,9	3,6

Apesar da aparente homogeneidade durante os dias de amostragens, tanto para o período seco quanto para o período chuvoso, constataram-se diferenças de temperatura ($\Delta^{\circ}\text{T}$) capazes de provocar diferenças significativas entre os horários, no período seco e entre profundidades, no período chuvoso (Tab.III). As diferenças foram estabelecidas a partir de gradientes térmicos com valores em torno de $0,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Este valor, segundo Payne (1986) é suficiente para originar estratificações térmicas relativamente estáveis em regiões tropicais, embora diferenças de temperatura da ordem de $0,1\text{-}0,2^{\circ}\text{C}$ possam, em lagos de águas quentes ($\sim 25^{\circ}\text{C}$), gerar gradientes de densidade consideráveis na coluna d'água (LEWIS, 1983a).

Em ambos os períodos observaram-se através dos gráficos de isotermas profundidade-tempo (Fig.2), estratificações bem estabelecidas entre as 14:00 e 18:00 horas, com um $\Delta^{\circ}\text{T}$ entre sub-superfície e os 4m de profundidade de $0,6^{\circ}\text{C}$ e $0,8^{\circ}\text{C}$, respectivamente. A estabilidade térmica nestes horários deve-se à ocorrência de ventos moderados que propiciaram a heterogeneidade térmica da coluna d'água, favorecendo a formação de termoclina aproximadamente a 3m no período seco e 1,5m no chuvoso.

Tabela III. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações vertical e horária da temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, no açude Taperoá II nos períodos seco e chuvoso.

Período	Estatística	T °C		NTU		O ₂ %		μS cm ⁻¹	
		Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora
Seco	F	2.090	2.715	4.010	0.7850	0.4780	2.817	1.446	4.758
	p	0.1152	0.0117	0.0131	0.6528	0.6992	0.0093	0.2423	0.0003
Chuvoso	F	5.355	1.335	4.133	0.9232	5.594	3.845	1.396	1.420
	P	0.0031	0.2461	0.0115	0.5294	0.0024	0.0010	0.2566	0.2064

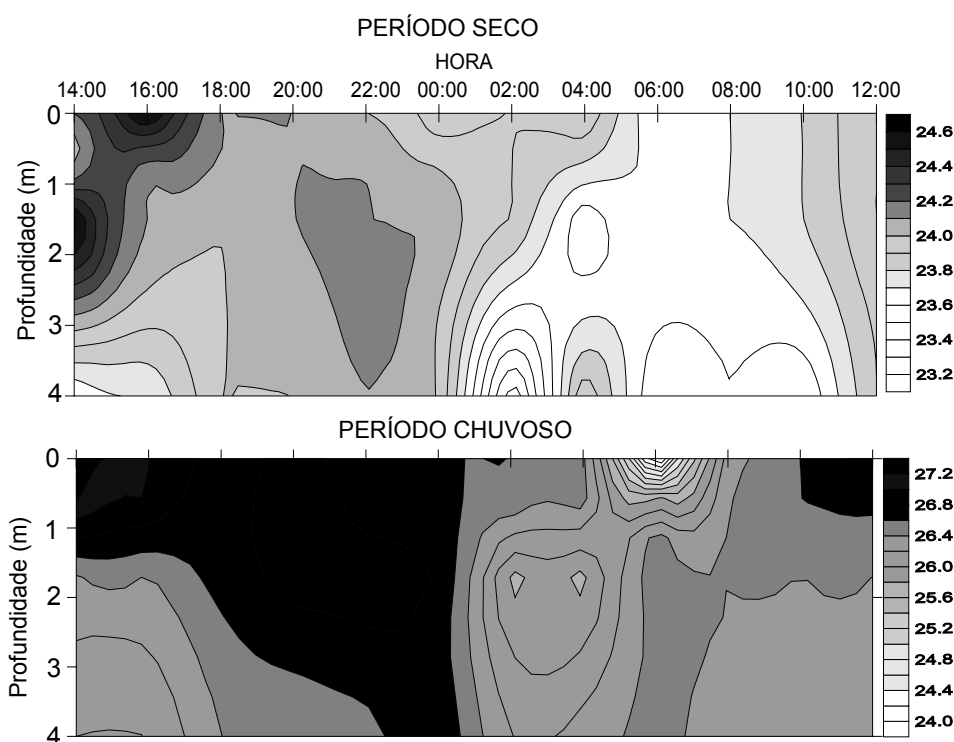


Figura 2. Isolinhas de temperatura da água (°C) no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Entre as 18:00 e 02:00 horas, os ventos se intensificaram e mudaram de direção, quebrando a barreira térmica e de densidade, provocando uma completa circulação da coluna d'água com ΔT não superiores a 0,1°C, entre superfície e fundo. Estas circulações noturnas estão relacionadas com a queda da temperatura do ar nesse horário, que ocasionam perdas de calor da superfície do reservatório para a atmosfera. Essas perdas de calor aumentam a densidade da camada superficial que afunda e desloca para a superfície as camadas mais

profundas, mais quentes e menos densas, desencadeando processo sucessivo de deslocamento de massas d'água com diferentes densidades. À medida que a água da superfície afunda, vai sendo misturada pela combinação de correntes de convecção e circulação epilimnética induzidas pelo vento (WETZEL, 1975). Das 02:00 às 08:00h apresentou-se um fraco gradiente térmico, com ΔT em torno de $0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$, não chegando a gerar diferenças de densidade ($> 0,02\text{Kg.m}^{-3}.\text{m}^{-1}$, segundo Reynolds, 1984) suficientes para serem consideradas termoclina duradouras.

Estes padrões térmicos de estratificação e mistura diária repercutem na estrutura química do açude, a exemplo da saturação do oxigênio dissolvido, cuja distribuição vertical em alguns horários foi caracterizada por estabilidade alternados com horários onde ocorreram misturas, nos dois períodos amostrados.

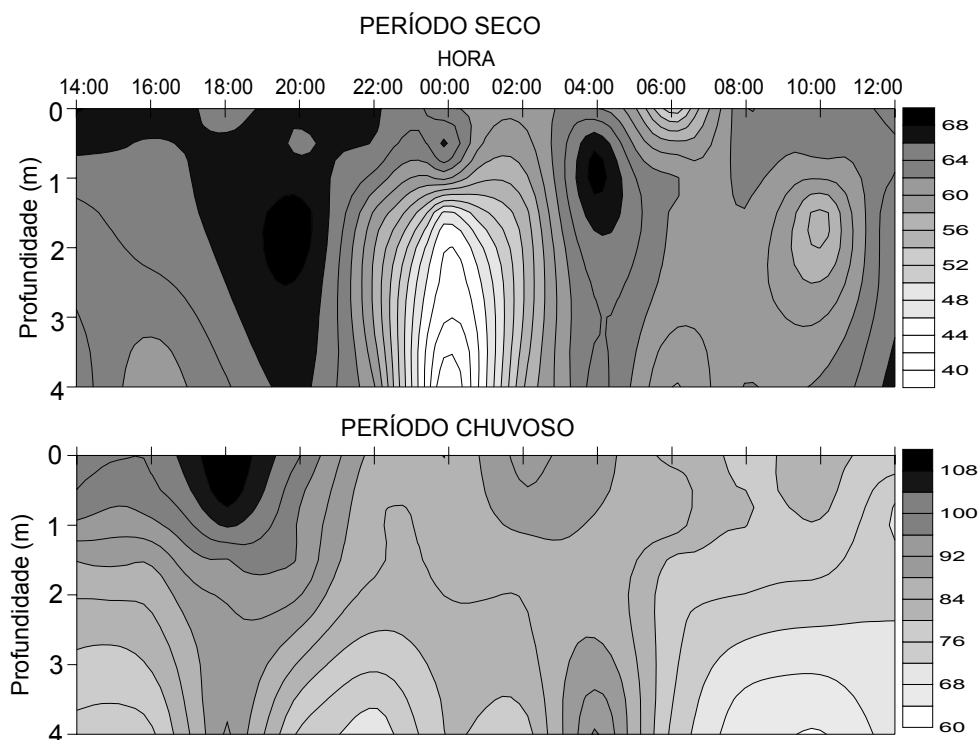


Figura 3. Isolinhas do oxigênio dissolvido (% saturação) no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

A análise do OD no período seco evidenciou os menores teores entre os dois períodos de estudo sendo que, as maiores concentrações distribuíram-se entre os horários iluminados e nas camadas superiores, com reduções noturnas e em direção ao fundo do sistema. À 00:00h ocorreu uma depleção deste gás nas camadas inferiores (36%) em decorrência, certamente, de processos de amonificação, haja vista a ocorrência das maiores concentrações do íon amônio

no fundo do açude próximo ao sedimento, fato que pode ter desencadeado consumo pontual do OD através dos processos já devidamente explicados no Capítulo 1. Entretanto, as concentrações de oxigênio variaram pouco verticalmente quando comparada com as do período chuvoso, ficando as maiores diferenças significativas entre as horas ($F = 2,817$ e $p = 0.0093$). Isto se comprova pelo fato de que, dos 12 horários amostrados no período seco, apenas 4 apresentaram diferenças entre superfície e fundo superiores a $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$.

O comportamento nictemeral nos dias 07 e 08/10/99 foi semelhante ao apresentado pela temperatura, visto que entre as 14:00 e 18:00h, quando a coluna d'água mostrou-se estratificada, o oxigênio apresentou curvas clinogradas que foram debilitando progressivamente das 18:00h às 22:00h. Em seguida ocorre forte estratificação e a partir das 02:00h este perfil dissipa-se através da mistura e volta a manifestar-se às 10:00h, no entanto, de forma instável o bastante para em seguida a coluna d'água misturar-se por completo.

Durante o período chuvoso as concentrações de OD foram maiores do que no período seco, apresentando consideráveis diferenças entre as horas e variação significativa na coluna d'água (Tab.III). A variação entre as profundidades apresentou um padrão definido, com distribuição na coluna d'água, com diminuição das concentrações da superfície ao fundo do reservatório em praticamente todas as horas do período. Foi constatada amplitude média entre as profundidades de $1,2 \text{ mg.l}^{-1}$ e máxima de 2 mg.l^{-1} . Esse padrão de distribuição revelou estreita relação com a estratificação térmica, de modo que os perfis verticais de OD, quando comparados com os perfis de temperatura, mostraram que a estratificação térmica é também acompanhada por estratificação dos valores de OD. Os níveis mais altos de OD medidos na parte superior da coluna d'água e os mais baixos em sua parte inferior estabeleceram, em praticamente todas as horas de amostragem, padrão de distribuição com perfis do tipo clinogrado. De mesma forma que para a temperatura, o OD apresentou diferenças significativas entre a época de seca e a de chuva ($F = 0.0019$; $p = 2.365$).

Um padrão de variação similar foi observado com relação à condutividade elétrica, com diferenças verticais e horárias para os dois períodos de estudo. Pequenos aumentos no fundo, nos horários de luz, em ambos os dias de amostragem (fig.4) corresponderam aos momentos em que a coluna d'água esteve estratificada. Se por um lado estas variações verticais podem ser consideradas fracas (Tab.III), por outro estão claramente relacionadas com o padrão de estratificação térmica. Este fato denota a sensibilidade da condutividade elétrica às mudanças térmicas, embora tais modificações sejam de curta duração.

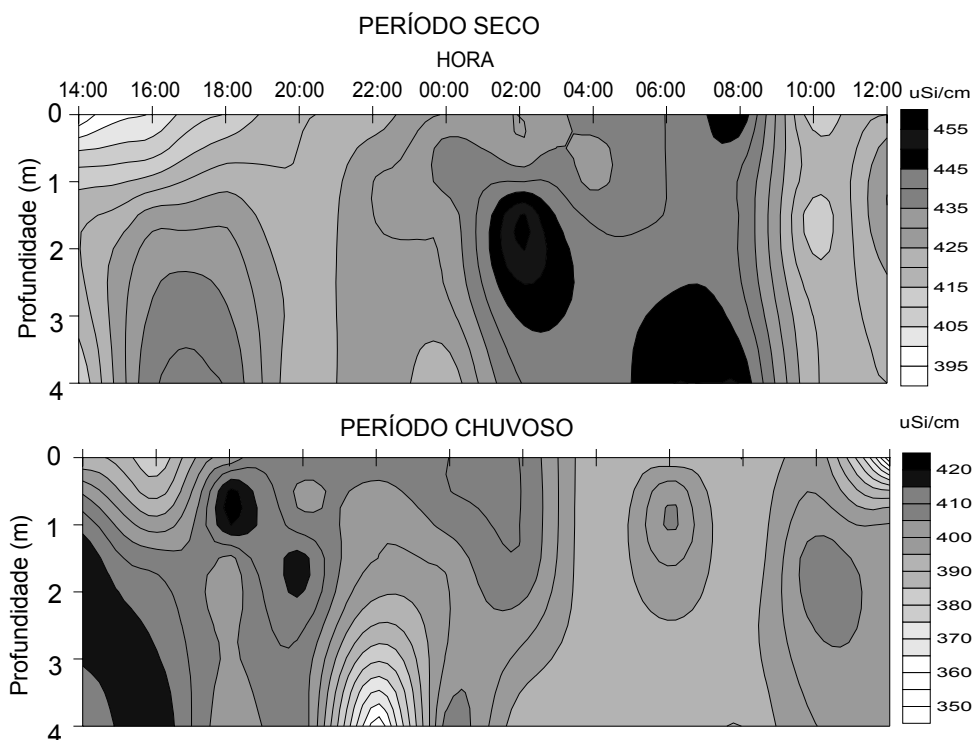


Figura 4. Isolinhas de condutividade elétrica no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Os maiores valores médios de condutividade no período seco apontam para uma relação inversa com a menor transparência e direta com turbidez (Tab.III). O estabelecimento destas relações está em função dos maiores teores de nutrientes encontrados nas águas do açude neste período.

No geral, os valores encontrados para a condutividade elétrica estão bem acima da média normal considerada por Payne (1986) para ambientes tropicais, estabelecida entre 100-200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os valores encontrados caracterizam o ambiente como de águas com altas concentrações iônicas e materiais suspensos.

Regiões com balanço hídrico negativo (precipitação menor que evaporação), caso do semi-árido nordestino e zonas áridas da África e Austrália, especialmente durante o período seco, apresentam valores de pH superiores a 8,0 (TALLING & TALLING, 1965; MOREDJO, 1998; WILLIAMS, 1998; LEITE, 2001). Estes são influenciados pelo fator climático associado aos aspectos geomorfológicos, que disponibilizam quantidades expressivas de ânions e cátions dissolvidos na água que elevam os teores de alcalinidade influenciando no balanço do CO_2 total (Ceballos, 1995).

Tabela IV. Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para pH, alcalinidade total, CO₂ total, HCO₃, CO₂ livre do açude Taperoá II, no período seco e chuvoso.

Período	Estatística	pH	CaCO ₃ .l ⁻¹	CO ₂ total	HCO ₃	CO ₂ livre
Seco	Média	8,0	106,3	215,3	209,8	4,1
	V _{máx}	8,18	114	231,0	225,2	4,7
	V _{mín}	7,96	100	201,1	196,6	2,8
	DP	0,0	3,3	6,7	6,6	0,4
	CV	0,5	3,1	3,1	3,1	9,4
Chuvoso	Média	7,7	68,8	143,4	136,8	6,0
	V _{máx}	8,2	75,0	159,6	149,0	9,6
	V _{mín}	7,2	64,0	130,7	127,5	1,8
	DP	0,2	2,1	5,2	4,2	1,8
	CV	2,2	3,1	3,6	3,1	30

Leprun (1983) em um levantamento da qualidade física e química de 304 açudes nordestinos, localizados na região semi-árida do embasamento cristalino, observou altos teores de alcalinidade com o íon bicarbonato predominando. No açude Taperoá II não foi diferente. Em média cerca de 96% das concentrações de CO₂ total mostrou-se dependente das variações do HCO₃ (Fig.5), sendo que, o período seco apresentou os maiores valores médios em relação ao chuvoso (Tab.IV), mantendo as diferenças significativas do sistema CO₂ livre, HCO₃ e CO₃ restritas à diferenças sazonais (Tab.V). A reduzida variação diurna e vertical deste sistema está em função da carga de CaCO₃ presente nas altas concentrações de alcalinidade (Fig. 6), conferindo à água alta dureza e propriedades tamponantes que elevam o pH a alcalino. Talling (1992) observou em lagos rasos africanos, de instáveis estratificações térmicas e águas tamponadas, que a variação diária do CO₂ é insignificante, estando a distribuição vertical deste ligada a mudanças sazonais, principalmente, quando a zona trofогênica do lago é reduzida pela utilização do CO₂ fotossintético e indução da precipitação do CaCO₃ (Cole, 1983). É certo que a quantidade de CO₂ na água depende principalmente da fotossíntese e da respiração, no entanto, o equilíbrio das reações mantidas entre as frações do CO₂ total, têm como resultado uma ação tamponante das águas alcalinas, as quais contem quantidades apreciáveis de bicarbonato; assim, a água tende a resistir às alterações do pH enquanto estes equilíbrios se mantiverem operacionais (WETZEL, 1975). Este fato é comprovado pela influência do CaCO₃ sobre a disponibilidade do CO₂ total, evidenciada por sua forte correlação com o HCO₃ tanto no período seco quanto no chuvoso ($r = 0,91$ e $p =$

0.0000; $r = 0,89$ e $p = 0.0000$, respectivamente), controlando todo o padrão de distribuição horária e vertical deste composto no açude. Similarmente a alcalinidade e o HCO_3 , o pH não apresentou diferenças nictemerais significativas (Fig.7).

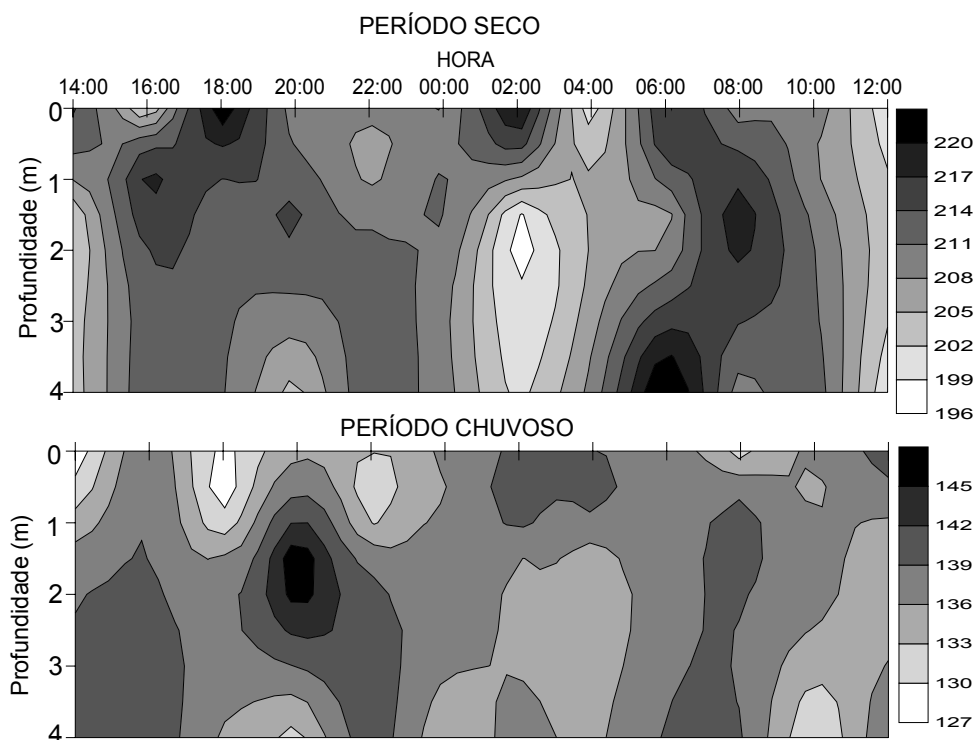


Figura 5. Isolinhas de HCO_3 no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Tabela VI. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações vertical e horária do pH, alcalinidade total, CO_2 total, HCO_3 e CO_2 livre, no açude Taperoá II nos períodos seco e chuvoso.

Período	Estatística	pH		CaCO ₃ .l ⁻¹		CO ₂ total		HCO ₃		CO ₂ livre	
		Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora
Seco	F	0.532	3.069	0.207	1.979	0.334	1.912	0.219	1.946	0.612	1.94
	p	0.662	0.007	0.891	0.061	0.873	0.071	0.883	0.065	0.612	0.661
Chuva	F	0.766	4.880	0.820	0.868	0.8371	1.213	0.851	0.933	0.698	2.062
	p	0.519	0.0001	0.484	0.578	0.4808	0.314	0.473	0.521	0.558	0.051

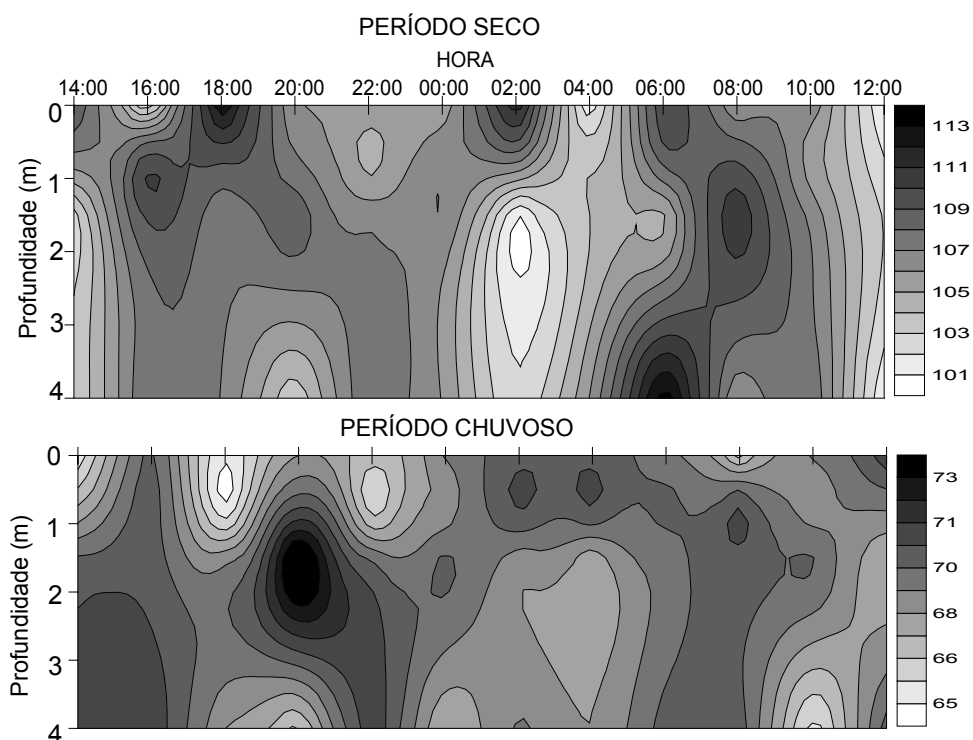


Figura 6. Isolinas de alcalinidade no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

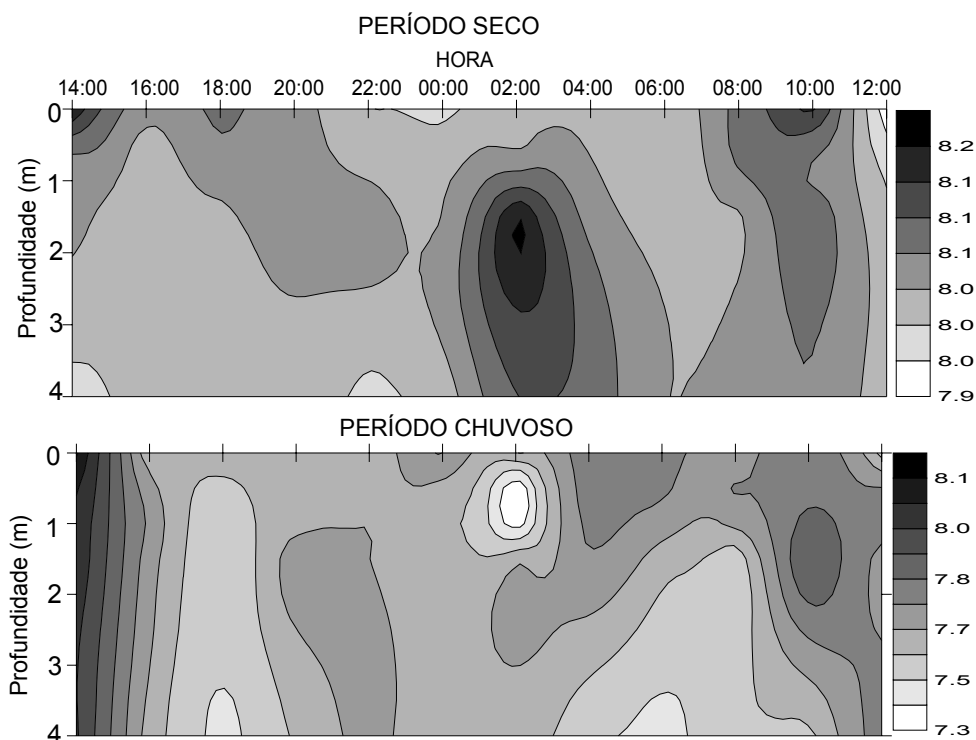


Figura 7. Isolinhas do pH no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

4.2.1. Propriedades Ópticas

O coeficiente de atenuação vertical (k), calculado a partir dos valores de transparência obtido pelo disco de Secchi, é medida indireta da atenuação da radiação solar que penetra na água (HENRY, 1990) e varia em função dos compostos dissolvidos quanto em suspensão na água (ESTEVES, 1998). Analisando-se as propriedades ópticas do açude Taperoá II para os dois períodos de estudo (Fig.8), pode-se observar que a época seca foi a que apresentou as maiores atenuações de luz, com o coeficiente k variando entre 2,13m (período chuvoso) e 4,05m (período seco). Os maiores valores de k no período seco, indicam maior atenuação da radiação solar e elevação da turbidez, por conseguinte, maior presença de compostos na água, e baixa penetração de luz no reservatório que, reduz a profundidade da zona eufótica. Esta hipótese é ratificada tanto pelo fato de ocorrerem neste período os maiores valores médios de condutividade elétrica, quanto os maiores valores de nutrientes dissolvidos.

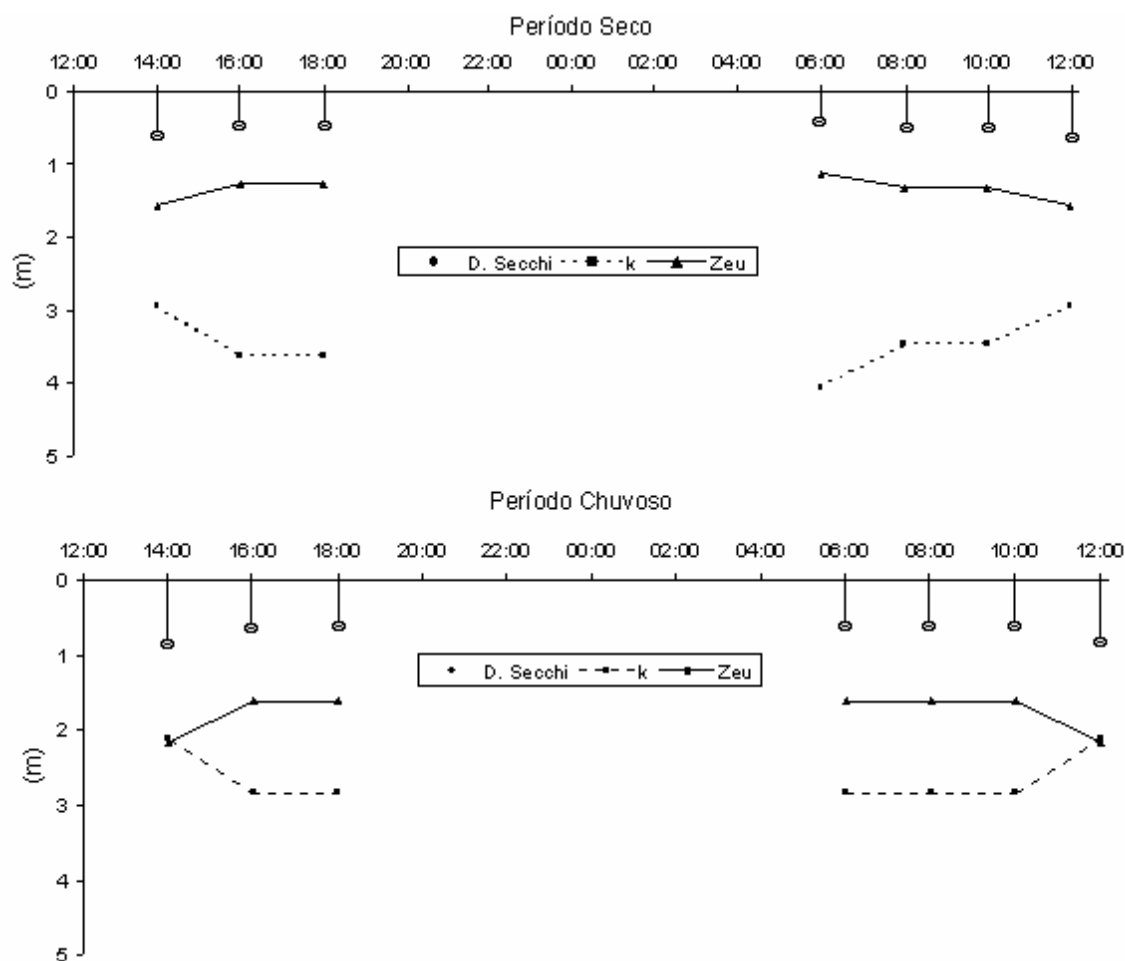


Figura 8. Valores de transparência da água, coeficiente de atenuação vertical, e profundidade da zona eufótica no período seco (07 e 08/10/99) e chuvoso (28 e 29/04/00), no açude Taperoá II.

O disco de Secchi apresentou valores baixos (médias de 0,5 e 0,7) com maior amplitude de variação no período seco ($CV = 15,5\%$). As variações entre épocas, no entanto, são consideradas significativas e as diferenças são devidas, certamente, a intensidade de radiação superficial e às diferentes condições do açude em cada época. Observa-se, por exemplo, que no período seco a menor penetração do disco está ligada a maior disponibilidade de nutrientes nesta época, atuando no aumento da condutividade e turbidez dificultando a penetração de luz e como consequência, redução da zona eufótica.

Para a turbidez observa-se que os valores aumentaram no período seco, apresentando características de águas turvas, segundo a escala de valores proposta por Bruton (1985). A tendência de que neste período a turbidez foi maior nas camadas inferiores do que na superfície é explicada pela significância do teste F entre as diferentes profundidades, mas não

entre as horas de amostragem (Tab.III). A semelhança na disposição das isolinhas dos gráficos de turbidez e amônio (Figs. 9 e 10), principalmente com a maior concentração deste nutriente no fundo do lago concomitante aos maiores valores de turbidez nos horários noturnos, refletem certamente uma maior deposição de detritos orgânicos e inorgânicos próximos ao sedimento que propiciam atuação de processos de decomposição de forma consumir oxigênio e otimizar a amonificação do nitrogênio.

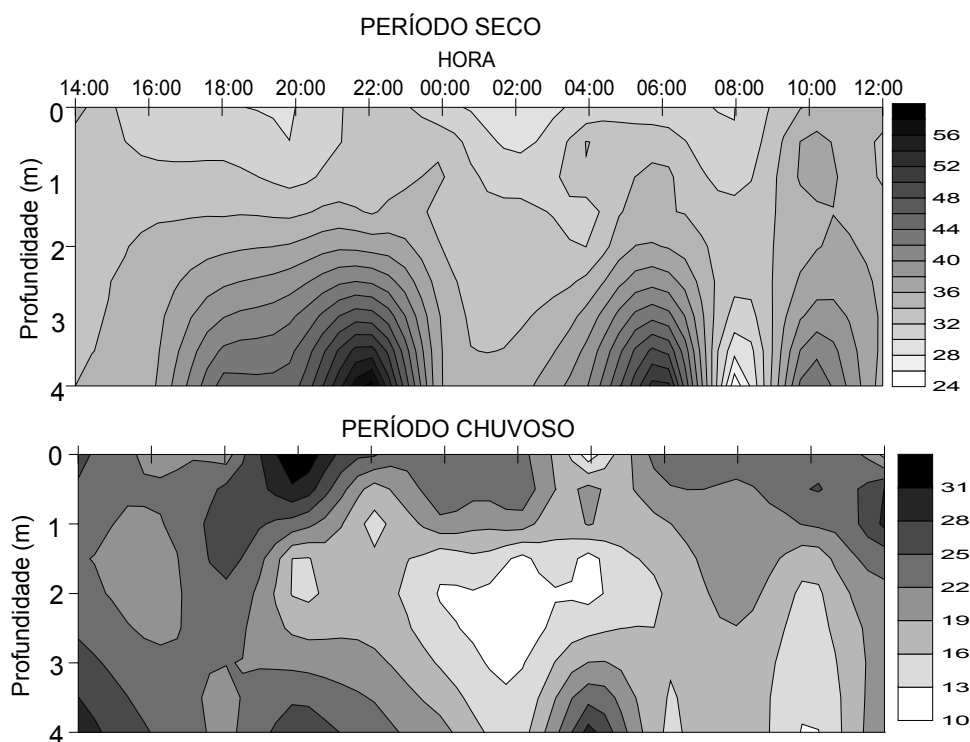


Figura 9. Isolinhas da turbidez no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

4.2.2. Nutrientes

As concentrações do íon amônio para os dois períodos amostrados apresentaram-se significativamente diferentes ($p < 0.0001$ e $F = 13.371$) em decorrência dos contrastes climáticos entre eles, de modo a determinar maiores concentrações no período seco. As menores concentrações deste íon na época de chuva estão ligadas ao já mencionado efeito de diluição que as precipitações pluviométricas provocam nas águas do açude reduzindo suas concentrações dissolvidas. Este efeito foi constatado para todos os nutrientes no mês de abril/00 (Tab.VII).

O comportamento nictemeral deste íon na época seca apresentou-se permanentemente estratificado com maiores concentrações localizadas nas camadas mais profundas do reservatório (Fig.10). O fato de que as maiores diferenças médias entre superfície e fundo se estabeleceram em direção às camadas inferiores, principalmente nos horários noturnos (superfície = $54,9 \mu\text{g.l}^{-1}$ e fundo = $71,1 \mu\text{g.l}^{-1}$), certamente foi devido o aumento da respiração e à decomposição nesta profundidade. Os menores teores de oxigênio nestes horários e sua depleção as 00:00h, são processos que facilitam a amonificação pela decomposição tanto aeróbica quanto anaeróbica da parte nitrogenada das matérias orgânicas dissolvida e particuladas por organismos heterotróficos (ESTEVES, 1998). As diferenças estabelecidas para o perfil foram confirmadas pela significância do teste F, o que não ocorreu entre as diferentes horas amostradas (Tab.VIII).

Tabela VII. Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para o amônio, nitrito, nitrato, ortofosfato, fósforo total e sílica do açude Taperoá II, no período seco e chuvoso.

Período	Estatística	NH ₄ $\mu\text{g.l}^{-1}$	NO ₂ $\mu\text{g.l}^{-1}$	NO ₃ $\mu\text{g.l}^{-1}$	PO ₄ ³⁺ $\mu\text{g.l}^{-1}$	PO ₄ -Total $\mu\text{g.l}^{-1}$	SiO ₂ mg.l^{-1}
Seco	Média	58,7	8,2	10,6	11,9	19,3	33,2
	Vmáx	87,9	17,9	18,4	18,2	49,7	52,6
	Vmín	29,3	1,36	6,32	4,0	11,1	18,2
	DP	11,4	4,2	2,0	3,2	9,4	7,2
	CV	19,4	51,4	19,2	27,3	47,5	21,7
Chuvoso	Média	39,8	3,8	6,7	2,0	3,9	8,8
	Vmáx	48,8	9,1	10,78	4,3	6,86	10,4
	Vmín	34,3	2,0	3,7	0,91	1,14	3,7
	DP	3,1	1,5	1,5	0,9	1,4	2,5
	CV	7,9	38,0	23	45,2	35,5	29

Na época de chuvas o padrão apresentado pelo nitrogênio amoniacal esteve mais submetido às misturas provocadas pelo efeito das chuvas. As variações estabelecidas entre os horários (CV = 6,0%) e entre as profundidades (CV = 3,1%) foram baixas com ligeira diferença para a superfície (média = $40,7\mu\text{g.l}^{-1}$) em relação ao fundo ($38,5\mu\text{g.l}^{-1}$), o que explica os reduzidos valores de F tanto para os horários quanto para as profundidades (Tab.VII).

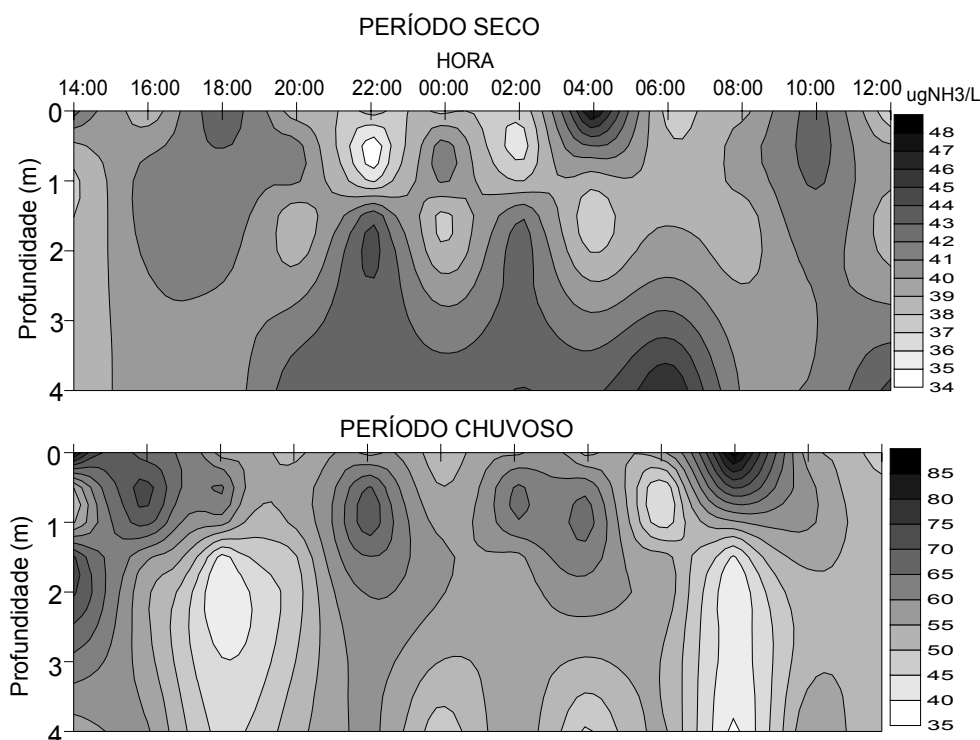


Figura 10. Isolinhas de amônio no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Tabela VIII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações vertical e horária do amônio, nitrito e nitrato no açude Taperoá II nos períodos seco e chuvoso.

Período	Estatística	NH ₄		NO ₂		NO ₃	
		Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora
Seco	F	1,926	0,978	0,658	0,897	0,333	4,341
	p	0,039	0,310	0,5818	0,5519	0,7995	0,0004
Chuvoso	F	1,879	0,354	2,636	F = 0,998	0,8071	4,225
	P	0,147	0,254	0,062	0,467	0,4967	0,0005

O nitrito a exemplo do amônio apresentou significativas diferenças entre chuva e seca ($p < 0.0001$ $F = 8.376$), com tendências de estratificação entre horas e profundidades para os dois períodos amostrados (Fig.11), entretanto estas foram relativamente fracas para estabelecer significância do teste estatístico (Tab.VIII). A exceção foi no período chuvoso, quando as maiores diferenças entre superfície e fundo do nitrito estiveram relacionadas com horários em que a água se encontrava misturada e quente, e com os perfis clinogrados acentuados de oxigênio, apresentando maiores concentrações próximo ao sedimento. Temperaturas altas da água durante períodos de circulação tornam o ambiente mais susceptível a queda do oxigênio em profundidade (Bezerra-Neto & Pinto-Coelho, 2001). O aumento de concentração do nitrito no fundo do açude pode ser consequência, principalmente da desnitrificação que ocorre durante os períodos de queda do oxigênio no hipolimnio (ESTEVES, 1998).

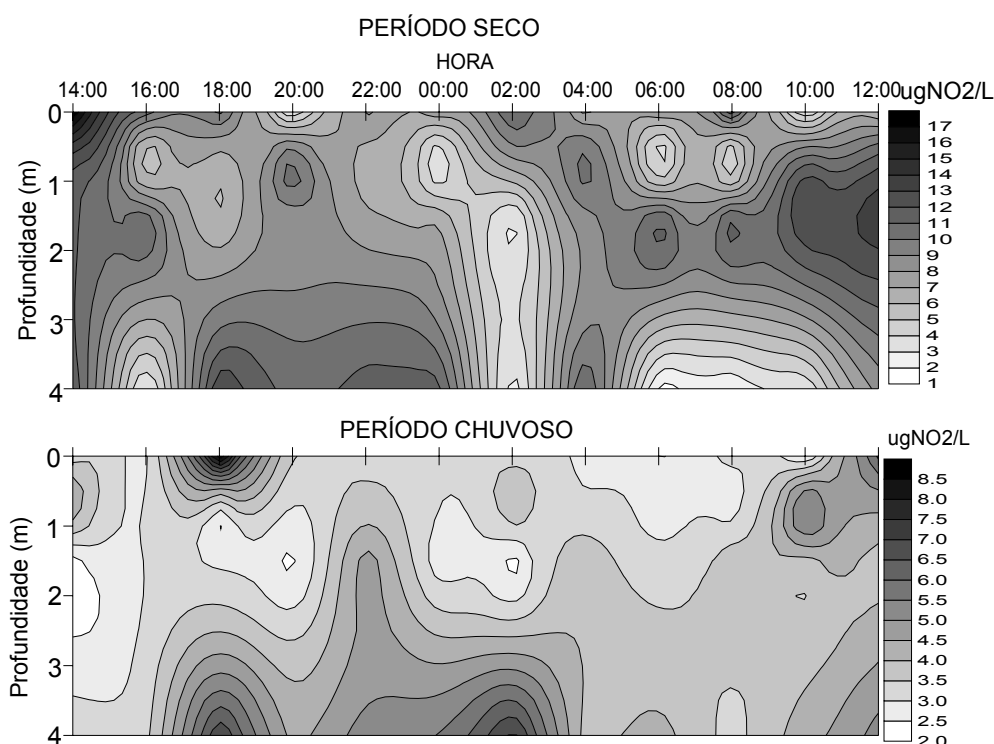


Figura 11. Isolinhas de nitrito no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

O nitrato entre as formas da série nitrogenada foi a menos influenciada pelo padrão de mistura do ambiente, pois além de apresentar significativas diferenças estacionais ($p = < 0.0001$ $F = 7.241$), apresentou distinções entre as diferentes horas tanto no período seco quanto no chuvoso (Tab.VIII). Com relação às diferenças entre as profundidades terem sido

insignificantes pelo teste F, o teste dos diferentes desvios padrões através do teste de Bartlett detectou distinções consideráveis entre as profundidades do período seco ($F = 14.977$ $p = 0.0018$).

O comportamento nictemeral e espacial do nitrato acompanhou no geral, a disposição das curvas clinogradas do oxigênio na coluna d'água nos dois períodos climáticos, apresentando as maiores concentrações nas camadas superiores do açude (Fig.12). A boa oxigenação das águas do ambiente pode ser a causa das diferenças detectadas entre as profundidades no período seco e entre as horas para os dois períodos. A disponibilidade maior de OD nas camadas superficiais certamente propiciou taxas de renovações do nitrato superiores a da mistura da água, possibilitando estes nutriente estar desigualmente distribuído na massa d'água nos diferentes horários (IMBODEN & LERMAN, 1978).

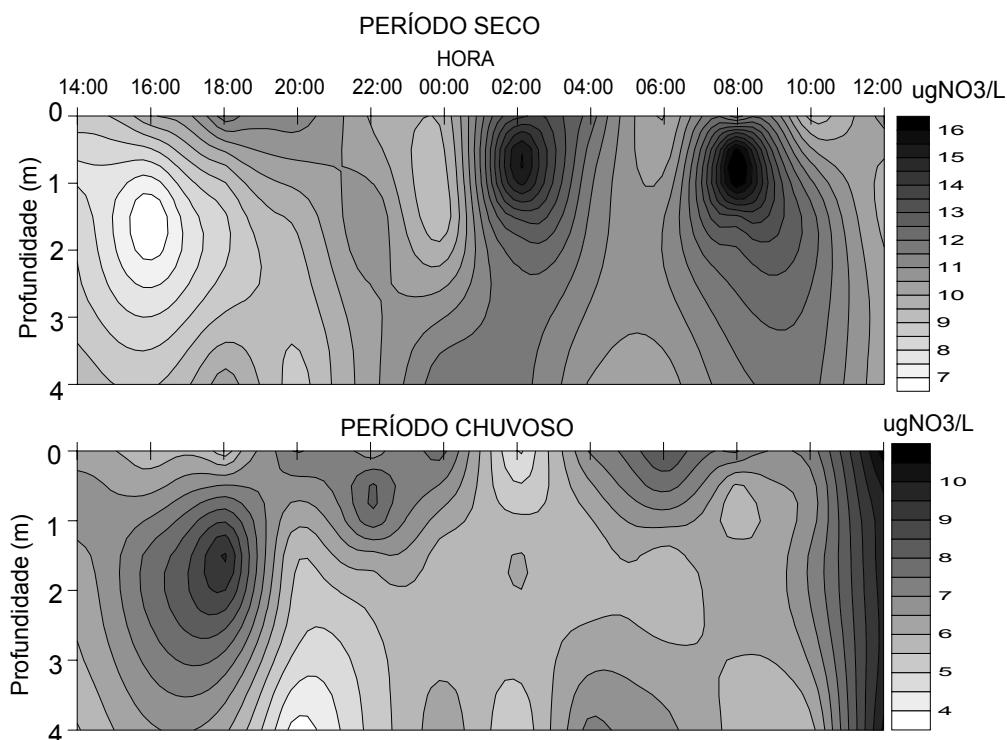


Figura 12. Isolinhas de nitrato no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Com relação à distribuição nictemeral do fósforo total (Fig.12) e do ortofosfato (Fig.13) estes foram os nutrientes que apresentaram maior variabilidade horária para cada ciclo de 24 horas amostrado. O fósforo total apresentou coeficiente de variação de 55% no período seco e 70% no chuvoso, e o ortofosfato 47,5% e 43%, respectivamente. Estas oscilações refletiram na disposição dos compostos de modo a interferir na significância dos

testes. O fósforo total apresentou alta significância entre as épocas ($F = 43.887$ $p < 0.0001$) e entre as profundidades no período seco pela estatística de Bartlett ($\chi^2 = 28.902$ $p = 0.0024$). O ortofosfato foi significativamente diferente entre seca e chuva ($F = 12.780$ $p < 0.0001$) e entre as horas no período seco, e entre as profundidades no período chuvoso (Tab. IX).

Esteves (1998) salienta que a distribuição do fósforo ao longo da coluna d'água em lagos tropicais está, mais relacionada com a concentração do oxigênio e o regime de estratificação térmica, do que com sua produtividade primária fitoplanctônica. Este autor reforçado por Ramirez (1996), coloca que estas variações do fósforo em escala de curto espaço de tempo são explicadas pela chamada "circulação em curto circuito" ocasionada pelas altas temperaturas registradas, as quais aceleram a liberação de parte do fósforo dos detritos ainda no epilímnion e mesmo antes de serem sedimentados. A disposição do fósforo total no período seco é o que está mais próximo desta afirmação, pois no início do ciclo entre as 14:00 e 20:00 horas onde as temperaturas e a disponibilidade do oxigênio são maiores, ocorre as maiores concentrações deste nutriente tendendo a sedimentarem no período noturno. À noite, no entanto, parece ocorrer uma ressuspensão deste nutriente do sedimento e sua tendência de circulação em toda a coluna d'água entre as 00:00 horas e 08:00 horas em virtude, provavelmente da ação dos ventos mais fortes no período noturno. No período chuvoso as diferenças horárias parecem mais ligadas ao padrão de circulação do próprio ambiente, demonstrando alternadas misturas na coluna d'água.

Tabela IX. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações vertical e horária do fósforo total, ortofosfato e sílica no açude Taperoá II nos períodos seco e chuvoso.

Período	Estatística	PO ₄ -T		PO ₄		SiO ₂	
		Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora
Seco	F	0.9268	0.3608	0.7431	3.093	0.7594	1.660
	p	0.4358	1.140	0.4149	0.0051	0.5230	0.1233
Chuvoso	F	1.545	1.097	2.348	0.6928	3.632	0.5303
	P	0.2163	0.3908	0.0171	0.7364	0.0200	0.8696

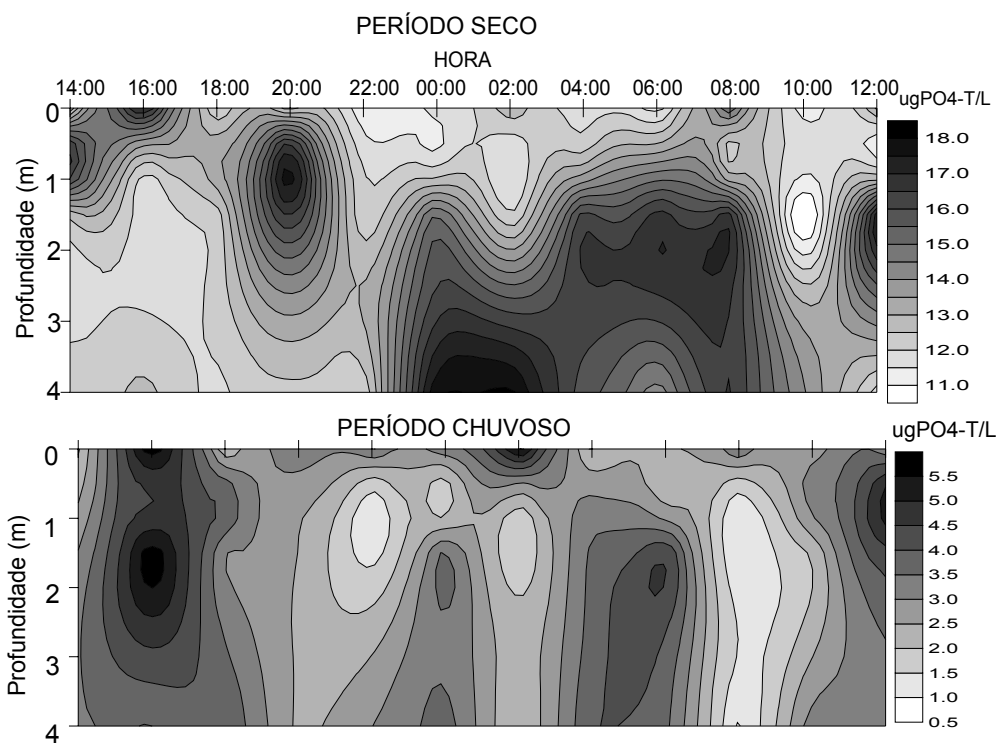


Figura 12. Isolinhas de fósforo total no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

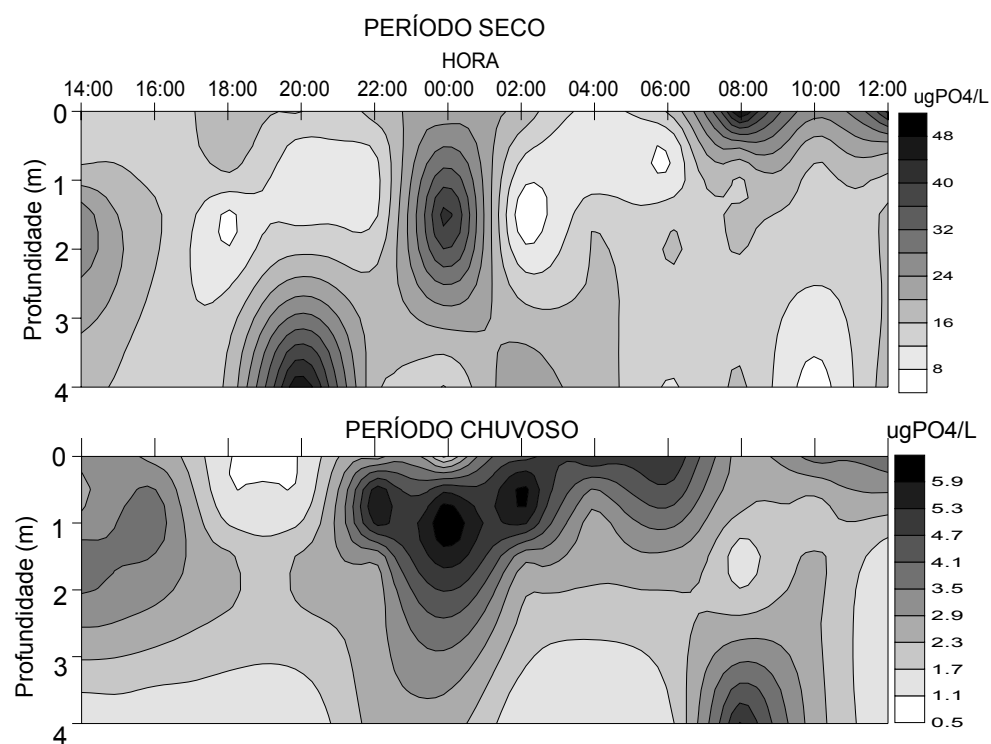


Figura 13. Isolinhas de ortofosfato no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

A distribuição nictemeral da sílica apesar de não ter apresentado correlações fortes com a distribuição das densidades das diatomáceas, os padrões de distribuição de ambos nos dois períodos amostrados são semelhantes e a maior concentração deste nutriente no período seco, certamente foi um dos motivos principais para a dominância das diatomáceas neste período. Este nutriente ao que tudo indica tem suas oscilações temporais governadas pela ação do vento. Quanto no período seco a média de velocidade dos ventos foi mais alta que no chuvoso, a sílica comportou-se bastante misturada na coluna d'água, o que ratifica os baixos índices dos testes para este período (Tab.IX).

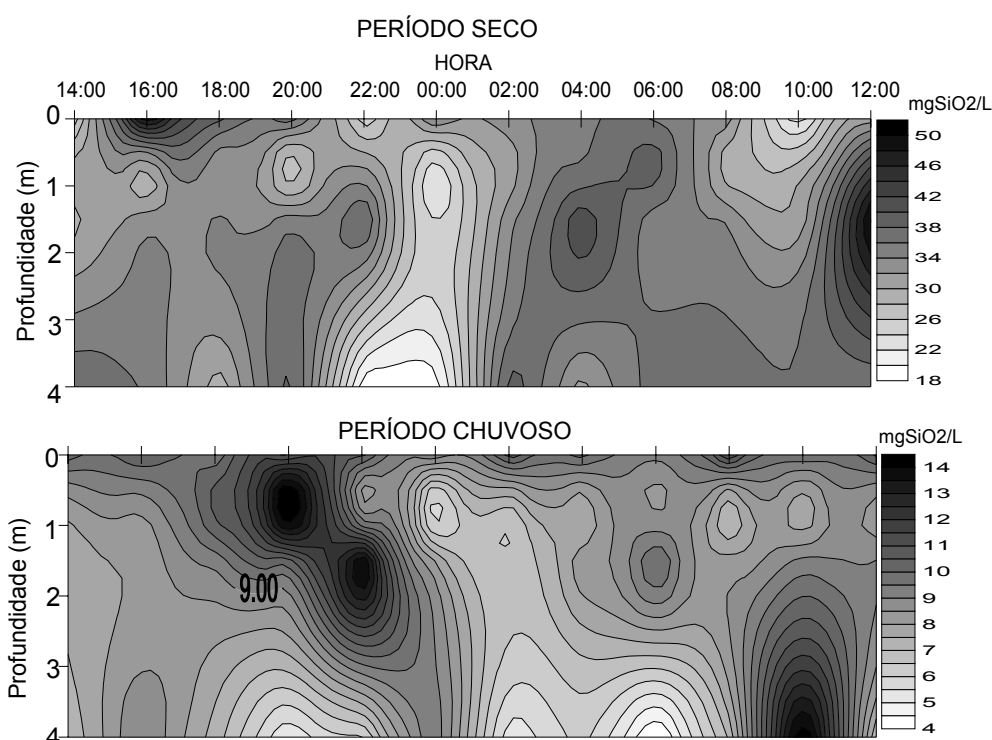


Figura 14. Isolinhas de sílica no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

No período chuvoso a redução na intensidade dos ventos, pode ter ocasionado a estratificação deste composto durante quase todo o ciclo nictemeral. Neste período foram detectadas diferenças significativas com a profundidade e inexistentes entre os horários. Em âmbito geral, a sílica apresentou maiores diferenças entre as duas épocas amostrada ($p < 0.0001$ r G = 8.002).

4.3. Análise Estatística das Variáveis Limnológicas

A análise de agrupamento constitui uma metodologia numérica multivariada com o objetivo de propor uma estrutura classificatória ou do reconhecimento da existência de grupos. A Distância Euclidiana como técnica multivariada (Cluster) age de forma a realizar coeficientes de associações (coeficientes de distâncias) entre variáveis e entre casos. Este foi utilizada após serem testados técnicas de Análise de Componentes Principais. Estas últimas geraram resultados de baixo nível de explicabilidade dentro de cada período climático, sendo desprezada.

A análise de agrupamento utilizando os 48 casos de cada período climático gerou a fig. 14. Esta pode ser dividida em dois grupos: o grupo 1 é composto por todos 48 casos do período seco e o grupo todos os 48 casos do período chuvoso. Esta subdivisão salienta com propriedade as diferenças entre os dois períodos climáticos estudados. As diferenças nas concentrações de nutrientes, turbidez da água, condutividade elétrica e transparência da água imposta pelo efeito do nível de água do açude e os totais de precipitação pluviométricos, são os principais componentes para de formação destes dois grupos.

As associações que se seguem tanto para o grupo 1 quanto para 2 são extremamente próximas e não apresentando padrão uniforme de agregação na grande maioria dos casos. Merece destaque apenas o subgrupo A do grupo 1 onde estão associadas os casos S-14A, S-16B, S-18A,-S16A e S-14B, e o subgrupo A do grupo 2 onde associam-se os casos C-14A, C-16A, C-16B, C-14B, C20A, C-18A , C-18C e C-20B. Estes dois subgrupos representam exatamente os horários e as profundidades de cada período de maior temperatura da água e diferenças entre superfície e fundo, como também momentos de heterogeneidade do oxigênio dissolvido e da condutividade elétrica. Estas associações reforçam o fato de que as microestratificações térmicas do ambiente nos horários diurnos e esfriamento e mistura à noite são eventos importantes na estrutura químico e físico do sistema.

Os outros subgrupos formados e suas relações de proximidade, certamente estão ligadas pelo padrão de mistura e homogeneidade da maioria das variáveis, principalmente no período noturno, quando o vento é mais forte e o resfriamento da água promove misturas constantes. A turbulência e os estados de circulação frequentemente apresentados para todas as variáveis no perfil vertical do açude, são os principais forçantes da baixa diferenças significativas entre horas e profundidades. Estes acontecimentos também foram devidamente evidenciados pelas baixas diferenças estabelecidas através da ANOVA.

Na figura 16 é apresentada a associação entre as diversas variáveis. Observa-se o agrupamento de variáveis que estão relacionadas com as características alcalinas do reservatório, tais como: cargas de CO₂ total, alcalinidade da água, e condutividade. Este grupo reúne os componentes que tamponam o ambiente mantendo-o invariavelmente com pH acima de 7.

O segundo grupo associam-se os nutrientes, a turbidez, oxigênio dissolvido e a temperatura. Através da associação destas variáveis pode estar relacionada à ação da temperatura sobre a distribuição do oxigênio e das fontes nutricionais do sistema. A disponibilidade e o padrão clinogrado de distribuição do oxigênio também pode ser destacado como de influência nas oscilações dos nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. As cargas nutricionais também tornam evidente sua influência na turbidez e condutividade da água.

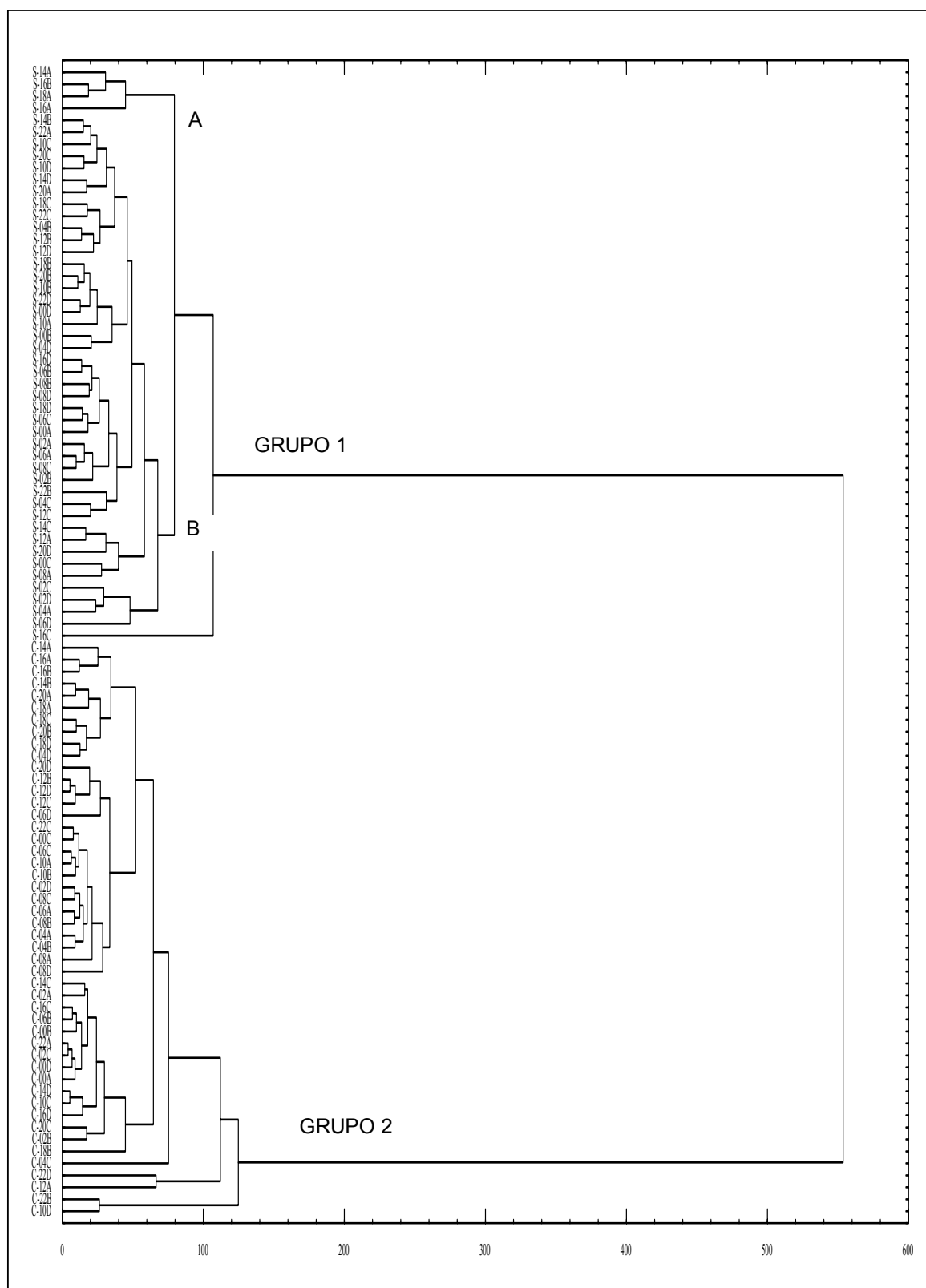


Figura 14. Análise de agrupamentos dos casos para as variáveis limnológicas no período seco e chuvoso no açude Tapeorá II. As unidades amostrais obedecem à seqüência de: **Períodos** (S = Seco, C = Chuvoso); **Horas** (1=14h, 2= 6h, 3=18h, 4=20h, 5=22h, 6=00h, 7=02h, 8=04h, 9=06h, 10=08h, 11=10h, 12=12h); **Profundidades** (A=superfície, B=50%, C=1%, D=4m).

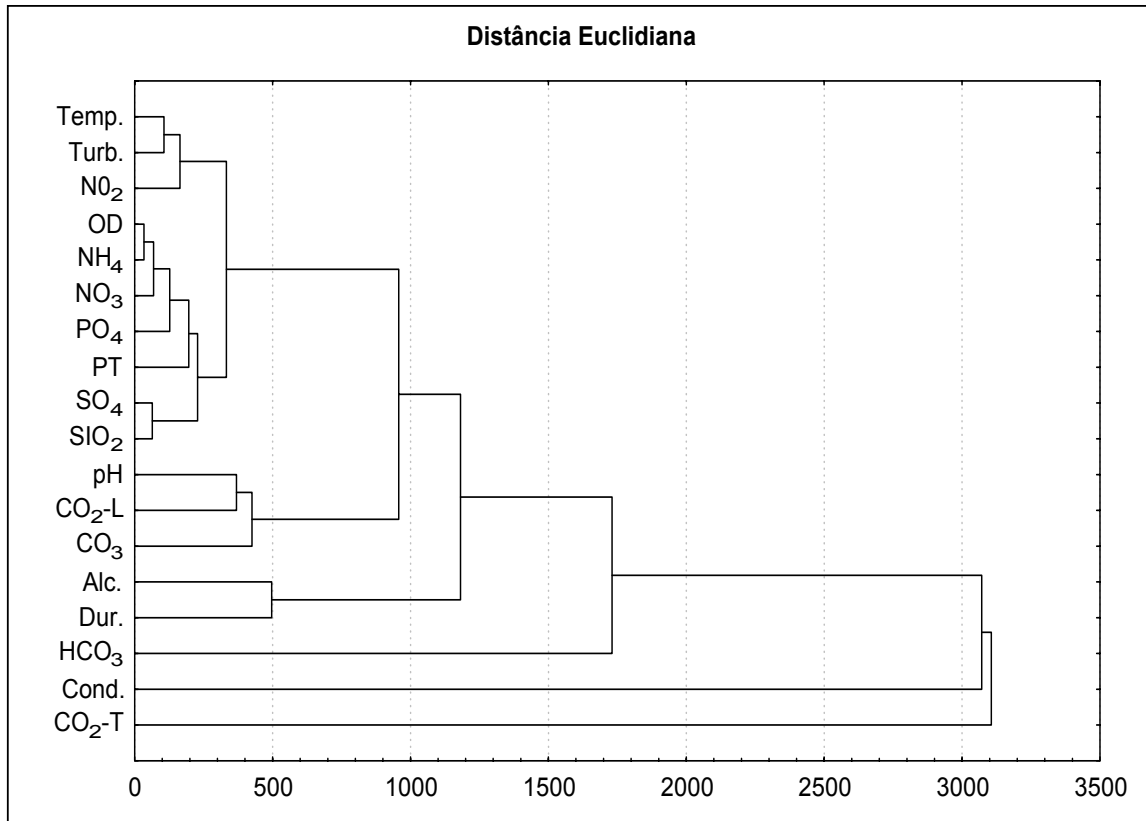


Figura 15. Análise de agrupamentos das variáveis limnológicas no período seco e chuvoso no açude Tapeorá II.

4.4. Composição, Estrutura e Dominância da Comunidade Fitoplanctônica

4.4.1. Aspectos qualitativos

O inventário taxonômico dos representantes da comunidade fitoplanctônica no açude Taperoá II, somados os dois períodos de estudo, foi composto de 59 táxons distribuídos em cinco classes taxonômicas: 26 Chlorophyceae, 22 Bacillariophyceae, 6 Cyanophyceae, 4 Euglenophyceae e 1 Chrysophyceae (Tab.10). No período seco ocorreram 34 táxons sendo 17 da classe Bacillariophyceae, 14 Chlorophyceae, 2 Cyanophyceae e 1 Euglenophyceae. Destas apenas seis foram exclusivas deste período. No período chuvoso foram identificados 49 táxons, sendo 24 Chlorophyceae, 14 Bacillariophyceae, 6 Cyanophyceae, 4 Euglenophyceae e 1 Chrysophyceae. Destas, 25 táxons foram exclusivos do período (Tab.X).

Maior riqueza de espécie observada no período chuvoso está, possivelmente, relacionada com a turbulência provocada pelas chuvas que revolve inóculos de algas dos sedimentos, das margens e da comunidade perifítica, localizando-as novamente no seio das águas abertas (Fig.16).

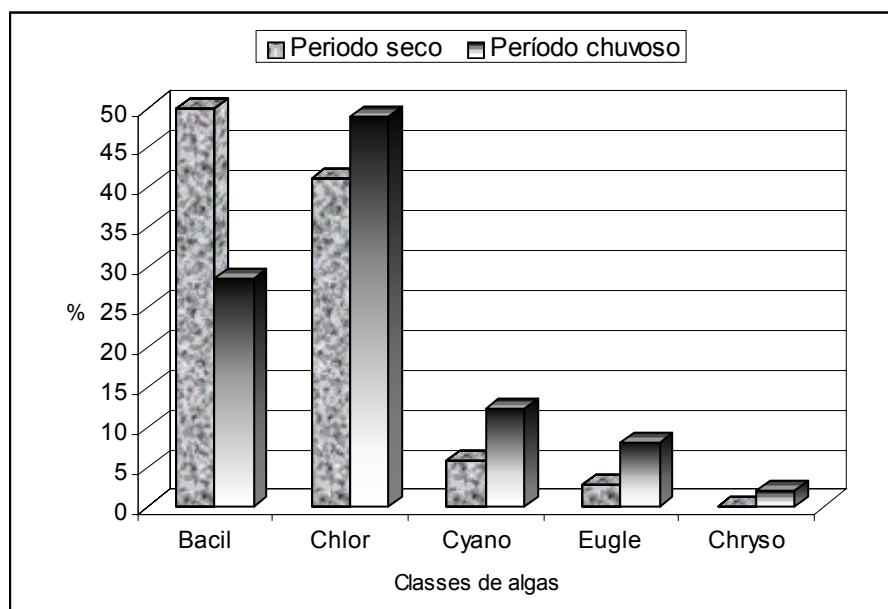


Figura 16. Percentual de contribuição por classe, das algas fitoplanctônicas identificadas para o açude Taperoá II – PB, nos períodos seco (07 e 08/10/99) e chuvoso (28 e 29/04/00).

Tabela X. Lista de espécies da comunidade fitoplanctônica identificadas no açude Taperoá II – PB nos períodos seco (07 e 08/10/99) e chuvoso (28 e 29/04/00).

PERÍODO CHUVOSO

BACYLLARIOPHYCEAE

Amphora ovalis
Aulacoseira granulata
Aulacoseira italica
Climacosphenia sp
Cocconeis placentula
Cyclotella meneghiniana
Cyclotella stelligera
Cymbella ventricosa
Gomphonema gracile
Navicula halophila
Navicula rhyncocephala
Navicula sp1
Nitzschia palea
Stauroneis anceps

CHLOROPHYCEAE

Ankistrodesmus fusiforme
Botryococcus braunii
Chlorella vulgaris
Chlorococcum echinozygotum
Closterium acutum
Crucigenia quadrata
Crucigenia tetrapedia
Dictiosphaerium pulchellum
Kirchneriella contorta
Kirchneriella lunaris
Monoraphidium tortile
Monoraphidium setiforme
Oocystis lacustris
Oocystis asymetrica
Scenedesmus ecornis
Scenedesmus ecornis v. disciformes
Scenedesmus ovalternus
Scenedesmus quadricauda
Schoederia indica
Schoederia robusta
Schoederia setigera
Sphaerocystis schroeteri

PERÍODO SECO

BACYLLARIOPHYCEAE

Achnanthes exigue
Amphora ovalis
Aulacoseira granulata
Aulacoseira italica
Cocconeis placentula
Cyclotella meneghiniana
Cyclotella stelligera
Eunotia pectinalis
Eunotia sudetica
Fragilarilaria construens
Gomphonema constrictum
Navicula halophila
Navicula sp1
Nitzschia palea
Nitzschia vermicularis
Stauroneis anceps
Synedra ulna

CHLOROPHYCEAE

Ankistrodesmus fusiforme
Chlorella vulgaris
Chlorococcum echinozygotum
Closterium acutum
Crucigenia quadrata
Kirchneriella contorta
Kirchneriella lunaris
Nephrocytium lunatum
Oocystis asymetrica
Scenedesmus acutus
Scenedesmus quadricauda
Schoederia indica
Schoederia setigera
Sphaerocystis schroeteri

CHYANOPHYCEAE

Anabaena sp
Oscillatoria sp

EUGLENOPHYCEAE

Euglena proxima

Staurastrum sp

Tetraedron minimum

CHYANOPHYCEAE

Anabaena sp

Lyngbya sp

Microcystis aeruginosa

Oscillatoria sp1

Oscillatoria sp2

Raphidiopsis sp

EUGLENOPHYCEAE

Euglena proxima

Trachelomonas volvocinopsis

Trachelomonas volvocina

Trachelomonas playfaire

CHRYSOPHYCEAE

Dinobryon bavaricum

4.4.2. Aspectos quantitativos

As densidades totais do fitoplâncton encontradas para os dois ciclos nictermais amostrados não apresentaram alterações estacionais significativas ($p = 0.8762$ $F = 1.112$). Entretanto, a variabilidade estabelecida para a comunidade fitoplanctônica entre as horas no período seco (Tab.XII) e o coeficiente de variação de 84% para as diferenças entre horas e profundidades no período chuvoso, demonstra o padrão de distribuição horário heterogêneo na seca e vertical e temporal na chuva.

No período seco a ocorrência de misturas estabelecidas entre superfície e fundo presentes em praticamente todas as horas (Figs.17 e 18), juntamente com a relação N:P em favor da disponibilidade do fósforo (Tab.XI) e os maiores teores de sílica entre as duas épocas amostradas, foram os fatores ideais para que as diatomáceas apresentassem em média 79% dos totais de densidade da comunidade fitoplanctônica seguidas pelas clorofíceas (20%). *Aulacoseira itálica* foi à única espécie a dominar em todas as amostras, sendo responsável em média por 64% da comunidade.

A ação de ventos mais fortes no período seco também é um componente a ser considerado na distribuição de *Aulacoseira itálica* na coluna d'água. A dominância de Bacillariophyceae em ambientes com maior grau de turbulência tem sido amplamente verificado por vários autores (MARINS, 1975; XAVIER, 1979; TUNDISI &

MATSUMURA-TUNDISI, 1982; DAVEY, 1988). Espécies do gênero *Aulacoseira* são freqüentes em muitos reservatórios não estratificados, como observado por De Filippo (1987) e Gavilan (1990) no reservatório de Barra Bonita, e Marins (1972) no Reservatório do Lobo (Broa) no Estado de São Paulo.

No período seco ainda contribuíram para a densidade total as espécies *Cyclotella meneghiniana*, *C. steligera*, *Closterium acutum*, *Oocystis asymerica*, *Schroederia indica* e *S. setigera*. Todas estas espécies não apresentaram abundância superior a 20% de participação nas amostras, o que realça a dominância de *Aulacoseira itálica* influenciando no padrão de distribuição total do fitoplâncton neste período (Fig.19).

Tabela XI. Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para densidade total, clorofila, feofitina, relação Nitrogênio:Fósforo e Clorofila/Feofitina do açude Taperoá II, no período seco e chuvoso.

Período	Estatística	densidade	Clorofila	Feofitina	N/P	C/F
Seco	Média	3259	2.37	2.11	1.36	1.44
	Vmáx	6649	5.92	6.83	4.99	8.04
	Vmín	975	0.00	0.00	1.02	0.00
	DP	1326	1.30	1.49	0.57	1.71
	CV	41	55.03	70.28	42.39	119.03
Chuvoso	Média	3329	2.0	2.3	14.5	1.02
	Vmáx	16528	5.33	9.49	40.00	4.01
	Vmín	324	0.00	0.00	2.60	0.00
	DP	2805	1.5	1.6	6.2	0.8
	CV	84	74.0	70.2	42.9	96.9

Tabela XII. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações vertical e horária da densidade total, clorofila a, feofitina e relação Nitrogênio:Fósforo no açude Taperoá II nos períodos seco e chuvoso.

Período	Estatística	Densidade		Clorofila a		Feofitina	
		Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora
Seco	F	0.0948	2.169	0.3624	1.8967	1.651	1.085
	p	0.9625	0.0397	0.7804	0.0524	0.1915	0.3996
Chuvoso	F	1.411	2.6154	1.646	2.706	0.8732	0.7269
	P	0.0522	0.014	0.1925	0.0119	0.4622	0.7058

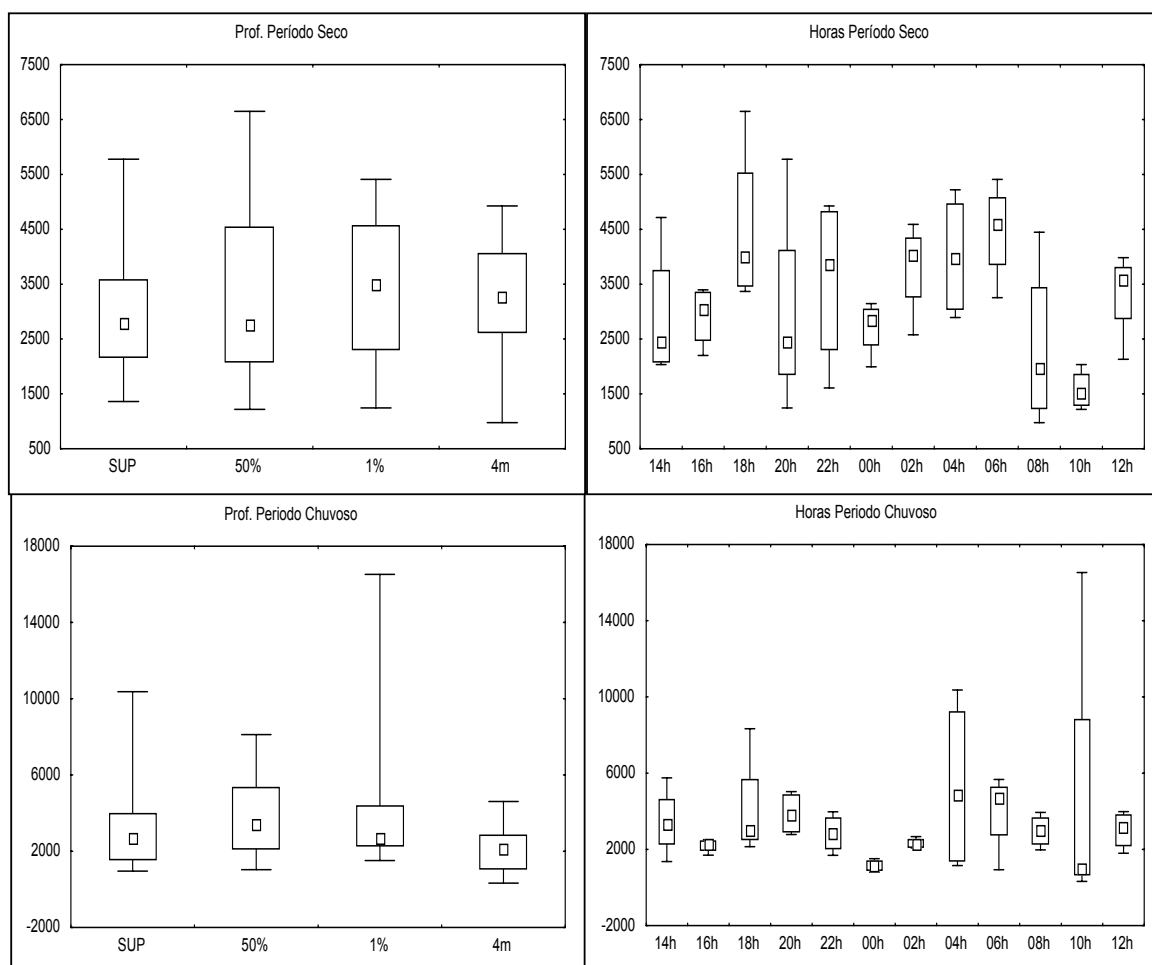


Figura 17. Variação nictemeral da densidade total do fitoplâncton no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

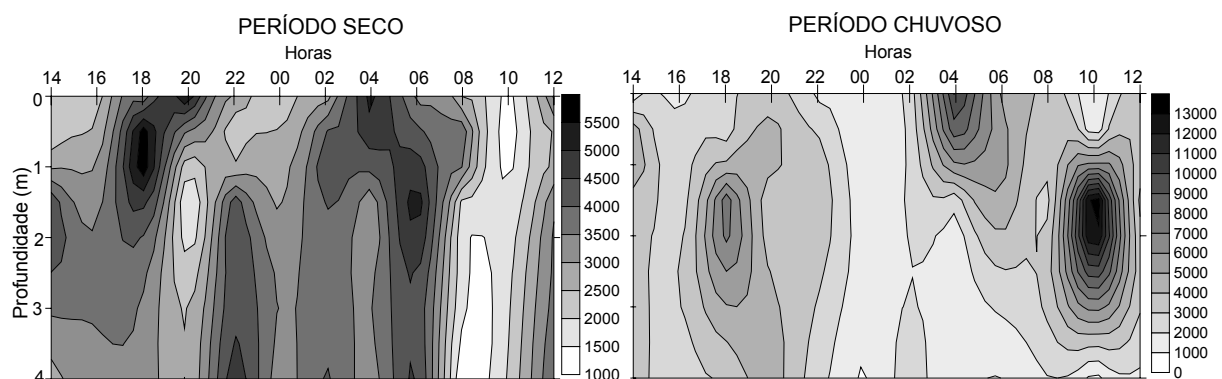


Figura 18. Isolinhas de densidade total do fitoplâncton no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

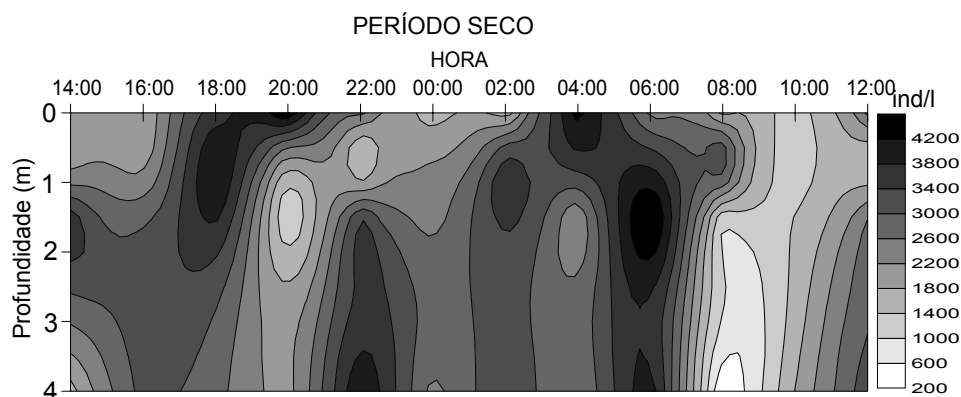


Figura 19. Isolinhas de densidade de *Aulacoseira itálica* no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999).

No período chuvoso os nutrientes sofreram uma ação diluidora, mostrando redução nas suas concentrações. Apesar de ser aguardado como um período de instabilidade devido as fortes chuvas, o estabelecimento de ventos com intensidades menores que no período seco, favoreceram as maiores densidades da comunidade se localizarem dentro da zona eufótica, principalmente em momentos de tendências de estratificação térmica (Fig.17). A redução nos processos de mistura também foi um fator preponderante na redução das densidades de diatomáceas e, juntamente com a queda nas concentrações de sílica e limitações nutricionais de fósforo pela ampliação da relação N:P de 1,3 para 14,5 (Tab.XI), provocaram não apenas as quedas de densidade e riqueza específica da Classe Bacillariophyceae, como também beneficiaram o maior aporte de táxons da Classe Chlorophyceae e sua conseqüente dominância numérica no período chuvoso.

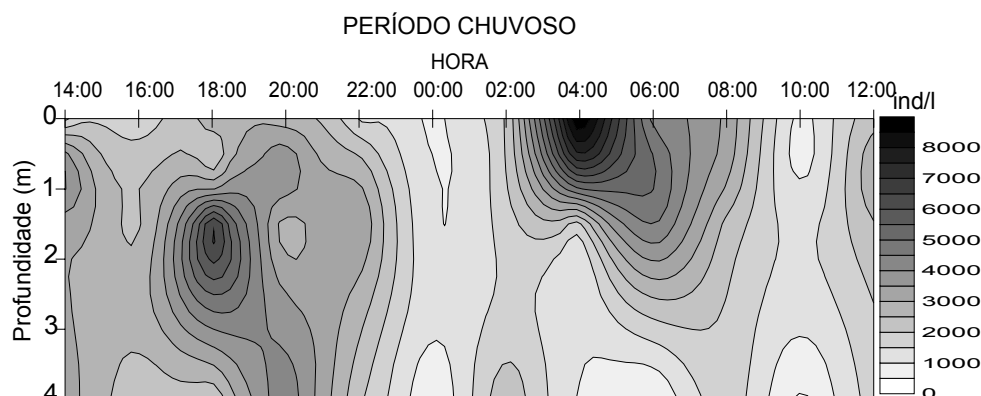


Figura 20. Isolinhas de *Chlorella vulgaris* no açude Taperoá II - PB, no período chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Entre as clorofíceas a espécie de maior destaque numérico foi *Chlorella vulgaris* que representou uma média de 84% da densidade das amostras, fazendo com que o padrão de distribuição total da comunidade coincida com o desta espécie (Fig.20). Giani & Figueiredo (1999) também registrou picos elevados de *Chlorella vulgaris* durante a estação chuvosa e de forte diluição dos nutrientes na lagoa da Pamulha, Belo Horizonte – MG. Segundo estes mesmos autores, esta espécie classificada como estrategista *r*, além de ser capaz de explorar o ambiente menos estruturado através de suas altas taxas reprodutivas, pode também estar sendo favorecido pela diminuição das populações de herbívoros durante as chuvas. No açude Taperoá Crispim & Watanabe (2000) salientam que o período de chuvas provoca fortes reduções nas densidades da comunidade zooplanctônica, fato que pode ter favorecido a expansão das densidades de *Chlorella vulgaris* no açude.

A de se registrar também a surgimento pontual de *Microcystis aeruginosa* nas camadas superficiais do açude entre as 10:00 e 12:00 horas (Fig.21). Certamente a maior estabilidade da coluna d'água indicada por princípio de estratificação térmica (fig.2), nitrogênio em valores não limitantes ao crescimento algal e horários de temperaturas altas e maior incidência de luz durante o ciclo nictemeral, foram os componentes ambientais que podem ter beneficiado o surgimento deste organismo na zona de luz do açude.

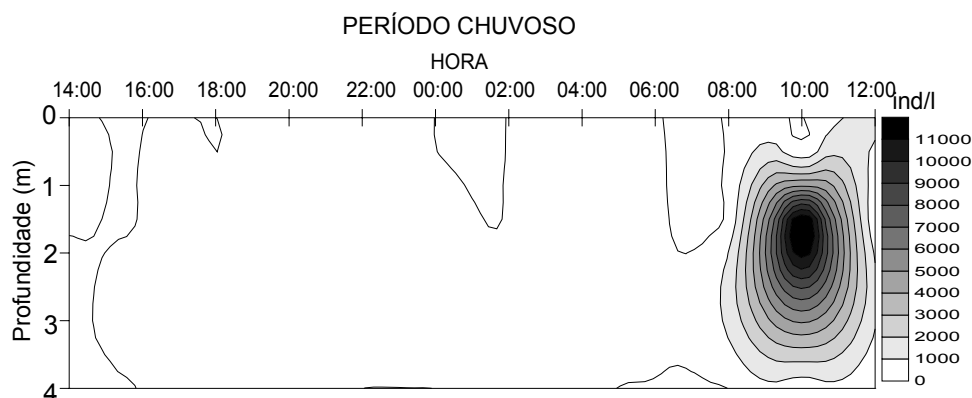


Figura 21. Isolinhas de *Microcystis aeruginosa* no açude Taperoá II - PB, no período chuvoso (28 a 29/abril/2000).

A biomassa algal quantificada através da clorofila *a* e de seus produtos de degradação através da feofitina ratificaram a inexistência nas diferenças entre os distintos períodos climáticos amostrados (clorofila $p = 0.1527$ e $F = 1.242$; feofitina $p = 0.5923$ e $F = 1.163$). A explicação reside tanto na igualdade de densidades totais de algas que a comunidade apresentou tanto no período seco quanto no período chuvoso, quanto na semelhança ocorrida

na relação clorofila:feofitina entre as épocas, o que ratifica a manutenção de um estado fisiológico idêntico de desenvolvimento de ambas as composições algais.

A clorofila *a* apresentou uma certa correspondência com a disposição da densidade total do fitoplâncton, apesar de não linear (Fig.21). Para os dois períodos amostrados apresentou diferenças significativas entre as diferentes horas (Tab.12). A mistura provocada pelo vento nas densidades das diatomáceas na estação seca se configura em concentrações alternadas de clorofila *a* em cada horário sem, no entanto, apresentar extratos de biomassa no perfil vertical.

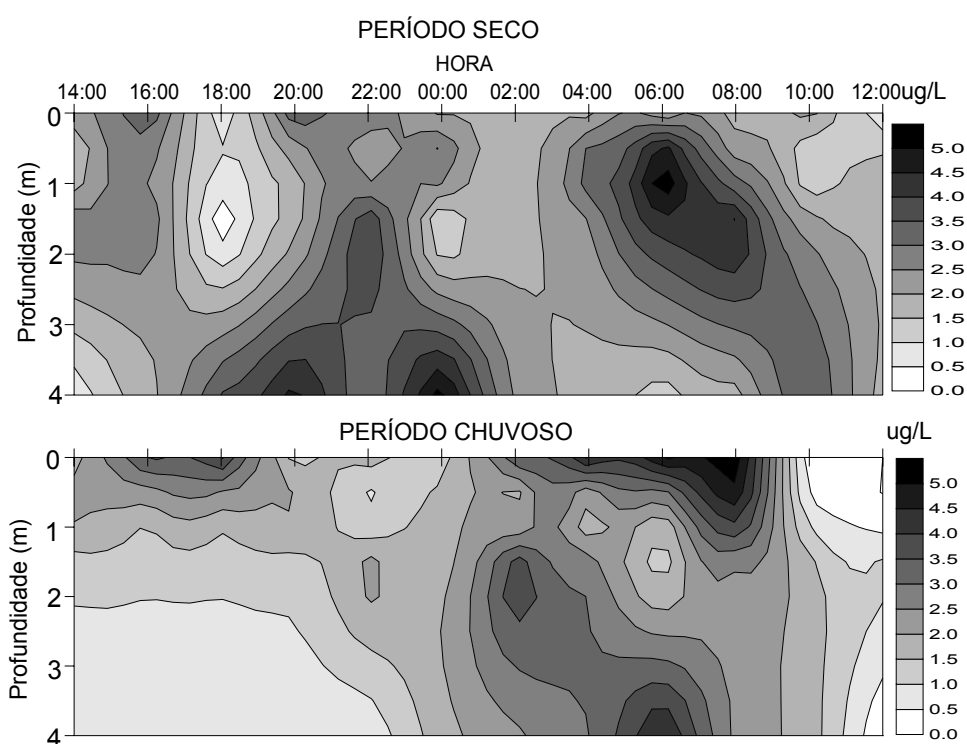


Figura 22. Isolinhas de clorofila *a* no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

Na estação chuvosa os processos de estratificações térmicas estabelecidas entre as 14:00 e 20:00 horas e as misturas nos horários seguintes parecem de grande influência na disposição das maiores concentrações de clorofila *a* na superfície e sua completa circulação nos horários noturnos (Figs. 2 e 22). Este acontecimento reforça o fato de que dependendo do grau de estabilidade térmica na coluna da água no sistema, componentes químicos e biológicos tendem a serem compartimentalizados em extratos distintos.

Com relação aos descritores numéricos da comunidade (riqueza de táxons, diversidade, equidade e dominância), os coeficientes de variação estabelecidos entre as duas épocas apresentaram uma tendência de aumento com as chuvas (Tab.XIII). Entretanto, estas diferenças foram baixas tanto em termos estacionais, quanto espacial e horário (Tab.XIV). A exceção foi as diferenças significativas da riqueza numérica de táxons entre as horas nos dois ciclos nictemerais. Como a diversidade foi mais influenciada pelas oscilações da equitatividade e não pelo número de táxons (Fig.23), o conteúdo de informação entre as duas épocas não foi alterado quantitativamente.

A relativa homogeneidade destes índices numéricos entre as escalas de tempo e espaço amostradas, reside no fato de que as espécies dominantes *Aulacoseira italica* no período seco e *Chlorella vulgaris* no chuvoso desenvolveram taxas de crescimento bastante semelhantes de modo a equivalerem em teores de biomassa e densidade total. A turbulência praticamente permanente, promovida por chuvas ou ventos, e a limitação alternada de nitrogênio e fósforo ao que tudo indica foram fatores de estresses equivalentes na determinação quantitativa da comunidade. Entretanto, as diferenças estabelecidas na composição de espécies nos dois períodos e as diferenças significativas no número de táxons por época ($p = 0.0319$ $F = 3.280$), salientam que os fatores de estresse do ambiente interferem nos processos sucessionais contínuos que acontecem no açude ao longo de um tempo maior. Como é lógico supor, cada um dos momentos registrados nas amostras apresentou situações ambientais características que favorecem ao longo da dimensão temporal algumas espécies mais do que outras e em certos momentos facilitam a exclusão competitiva e a impossibilidade de coexistência de alguns táxons. O baixo número de táxons registrados para os dois ciclos nictemerais, bem como na escala de longa duração (Capítulo 2) sugerem a existência de um ambiente bastante seletivo para o fitoplâncton.

Tabela XIII. Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para riqueza de táxon, diversidade, equidade e dominância da comunidade fitoplanctônica do açude Taperoá II, no período seco e chuvoso.

Período	Estatística	R. táxon	H'	Equidade	Dominância
Seco	Média	6	1.10	0.60	0.48
	Vmáx	10	1.88	0.90	0.86
	Vmín	3	0.36	0.22	0.18
	DP	2	0.31	0.15	0.15
	CV	24	28.49	25.48	31.73
Chuvoso	Média	7	1.08	0.56	0.52
	Vmáx	16	1.97	0.95	0.79
	Vmín	2	0.45	0.23	0.17
	DP	3	0.39	0.18	0.17
	CV	38	36.13	32.27	33.23

Tabela XIV. Resultados da ANOVA realizada para estabelecer a significância das variações vertical e horária da diversidade, equidade e número de táxons no açude Taperoá II nos períodos seco e chuvoso.

Período	Estatística	Diversidade		Equidade		N. Táxons	
		Prof.	Hora	Prof.	Hora	Prof.	Hora
Seco	F	0.2223	1.569	0.2352	1.077	0.2223	2.448
	p	0.8804	0.3162	0.8713	0.4055	0.8804	0.0212
Chuvoso	F	0.1434	1.589	0.6862	1.870	0.7614	2.145
	P	0.9334	0.1440	0.5653	0.0777	0.5218	0.0419

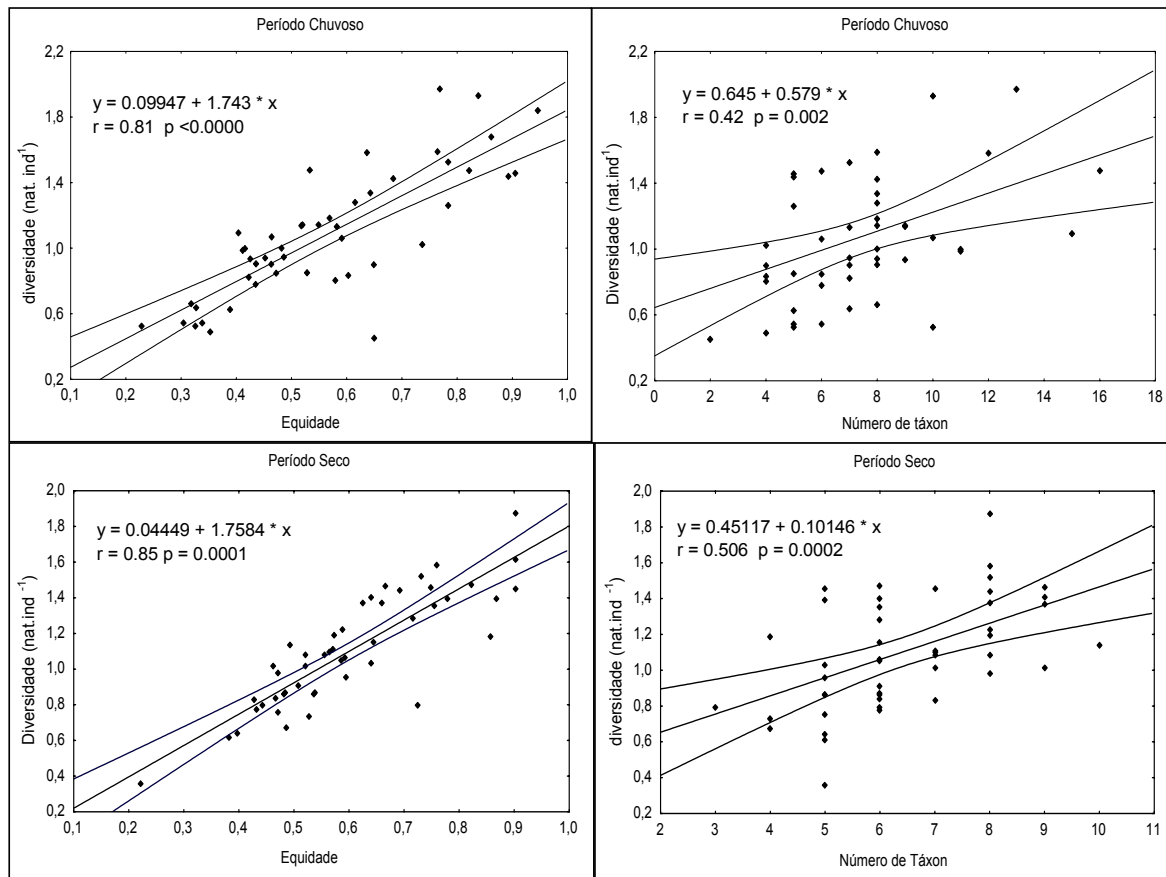


Figura 23. análise de regressão linear simples entre a diversidade com a equitatividade e a riqueza numérica de táxons no açude Taperoá II - PB, no período seco (07 a 08/outubro/1999) e chuvoso (28 a 29/abril/2000).

5. CONCLUSÕES

Baseado nos resultados analisados, alguns aspectos conclusivos podem ser evidenciados:

1. O açude Taperoá apresentou-se com microestratificações térmicas durante o período iluminado, tendo tal quadro evoluído para a homogeneidade durante a noite, sobretudo pela influência de ventos mais fortes e os processos de resfriamento no período noturno.
2. Os padrões diários de estratificação e mistura térmica em conjunto com a ação dos ventos nos componentes químicos e biológicos, classifica o açude Taperoá como polimítico quente e turbulento.
3. As estratificações térmicas corresponderam a gradientes de oxigênio e clorofila *a*, principalmente no período de chuvas, quando o ambiente aparenta certa estabilidade.
4. Foram registrados no período seco a ocorrência de 34 táxons sendo 17 da classe Bacillariophyceae, 14 Chlorophyceae, 2 Cyanophyceae e 1 Euglenophyceae. Destas apenas seis foram exclusivas deste período. No período chuvoso foram identificados 49 táxons, sendo 24 Chlorophyceae, 14 Bacillariophyceae, 6 Cyanophyceae, 4 Euglenophyceae e 1 Chrysophyceae. Destas, 25 táxons foram exclusivos do período.
5. Na época seca os maiores teores de sílica, a maior intensidade dos ventos e a relação N:P limitante para o nitrogênio, foram fatores que contribuíram na dominância de *Aulacoseira italica* com abundância relativa em torno de 74% da densidade total das amostras.
6. No período chuvoso *Chlorella vulgaris* foi a espécie dominante apresentando abundância de 85% na densidade total. A maior estabilidade térmica da coluna d'água no período diurno e oportunismos em situações de limitação de fósforo, foram componentes do sistema que propiciaram seu crescimento.
7. Através da análise da Distância Euclidiana entre as variáveis limnológicas constatou-se maior variabilidade estacional que propriamente espacial e horária, sobretudo devido o caráter turbulento e misturado que o ambiente apresenta na maior parte do dia.

8. A inexistência de diferenças espaciais e horárias da diversidade, equitatividade e dominância, ratificam a predominância das diferenças estacionais em detrimento da espacial horária.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

BARBOSA, F.A.R. & TUNDISI, J.,G., Diel variations in a shallow tropical Brazilian Lake I. The influence of temperature variation on the distribution of dissolved oxygen and nutrients. *Arch. Hydrobiol.*, v.116, n.3, p.333-349,1989.

BARBOSA, F.A.R. *Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca, Parque Florestal do Rio Doce, MG. São Carlos-SP.*1981. 207f. Tese de Doutorado, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

BARBOSA, J.E.L, (em preparação), Dinâmica vertical e nictemeral da comunidade fitoplanctônica e nutrientes inorgânicos nos períodos seco e chuvoso de um açude do trópico semi-árido brasileiro.

BARBOSA, J.E.L. *Dinâmica nictemeral da comunidade fitoplanctônica e de variáveis limnológicas na represa de Gramame, Alhandra, Paraíba.* ., 1996, 198f. Dissertação de Mestrado, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

BARRETO, A.L.P., 2001, *Lagoas intermitentes do semi-árido paraibano: inventário e classificação.* Dissertação de Mestrado, PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 143p.

BEZERRA-NETO, J. F. & PINTO-COELHO, R. M. O déficit de oxigênio em um reservatório urbano: Lagoa do Nado, Belo Horizonte – MG. *Acta Limnol. Bra.*, 13(1): 107-116, 2001.

BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; CAMARGO, A.F.M.; ROLAND, F. & THOMAZ, S.M., 1990, Dinâmica nictemeral dos principais nutrientes inorgânicos e clorofila-*a* em duas lagoas costeiras fluminenses. *Acta Limnol. Brasil.*, v.III, p.319-346,.

BOZELLI, R.L.; THOMAZ, S.M.; ROLAND, F. & ESTEVES, F.A., 1992, Variações nictemerais e sazonais de alguns fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo. *Acta Limnol. Brasil.*, v.IV, p.53-66,.

BRUTON, M.N., 1985, The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia*, 125:221-242.

CEBALLOS, B.S.O., 1995, *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, 192p.

COLE, G.A.. *Textbook of limnology*. 3 ed., Toronto, The C. V. Mosby Company, 1983. 401p.

DAVEY, M.C. The effects of nutrients depletion on the sinking velocity and cellular composition of freshwater diatom. *Arch. Hydrobiol.*, v. 112, n. 3, p. 321-334, 1988.

DE FILIPO, R. *Ciclo sazonal do fitoplâncton, fatores climáticos e hidrológicos na Represa de Barra Bonita, São Paulo*. 1988. 90f Dissertação (Mestrado) – UFScar, São Carlos, São Paulo.

EATON, A. D., L.S CLESCERI & A E.GREENBERG. 1995 *Standard methods for examination of water and wastewater*. 19 ed., Washington, APHA, AWA, WEF.

ESTEVES, F.A., 1998, *Fundamentos de limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, 575p.

ESTEVES, F.A.; BOZELLI, R.L.; CAMARGO, A.F.M.; ROLAND, F. & THOMAZ, S.M., 1988, Variação diária (24h) de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo desses ecossistemas. *Acta Limnol. Brasil.*, v.2, p.99-127.

GANF, G.G. & HORNE, A.J, 1975, Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen-fixation in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Freshwat. Biol.*, v.5, p.13-19.

GAVILAN, R.A., , *Flutuações nictimerais dos fatores ecológicos na Represa de barra Bonita, Médio Tietê, SP. São Carlos-SP*. 1990.157f. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos São, Paulo.

GIANI, A. & FIGUEIREDO, C.C. Recorrência de padrões Sazonais do fitoplâncton num reservatório eutrófico (Reservatório da Pampulha, MG) *In: HENRY, R. Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FUNDIBIO/FAPESP, 1999, cap.17, p.531-550.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M., 1978, *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. 2^a ed., Oxford/Edinburgh/London/Melbourne, Blackwell Sci. Publ. (IBP Handbook 8), 214p.

HENRY, R., 1990, *Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP) e na bacia hidrográfica*. Tese de Livre Docência, Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 242p.

HUSZAR, V.L. de M.; WERNECK, A.M. & ESTEVES, F.A., 1994, Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na Lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: fevereiro de 1987. *Rev. Brasil. Biol.*, v.54, n.1, p.111-134.

HUTCHINSON, G.E., 1957, *A treatise on limnology*. New York, London, Sydney, Toronto, John Wiley & Sons., v.1, p 1. 540p.

IMBODEN, D. M. & LERMAN, A., 1978. Chemical models of lakes.

LEITE, R.L., 2001, *Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de açudes do semi-árido da Paraíba*. Dissertação de Mestrado. PRODEMA/UFPB, João Pessoa, 153p.

LEPRUN, P., 1983, *Primeira avaliação das águas superficiais do nordeste*. Relatório final de convênio, SUDENE, Recife, 141p.

LEWIS, W.M., 1983a, temperature, heat and mixing in lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.*, 28(2): 273-286.

LIMA, C.A.G., 1999, *Estudo do comportamento hidrológico e hidráulico da vegetação do tipo caatinga*. Relatório final Desenvolvimento Científico Regional, João Pessoa, PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, 70p.

LOBO, E. & LEIGTON, G. 1986. Estruturas de las fitocenoses planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Marinha* 22: 143-170.

LUND, J.W.G., KPLING, C. & LECREN, E.D., 1958, The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical bases of estimating by counting. *Hydrobiologia*, v.11, p. 143-170.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F., 1978, *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Dorset, Freshwater Biol., Ass., Scient. Public. v.36, 121p.

- MALTCHIK, L., DUARTE, M.D.C. & BARRETO, A.P., 1999, Resistance and resilience of periphyton to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid ephemeral stream (Riacho Serra Branca, NE, Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (4-1): 791-799.
- MALTCHIK, L.; Costa, M.A.J., 1999, Inventário das lagoas intermitentes do semi-árido brasileiro. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71:801-808.
- MARINS, M.A. *Distribuição, standing-stock e aspectos ecológicos da alga Melosira itálica (Ehr) Kutz em ambiente lacustre – Represa do Lobo*. 1972. 113f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, USP, São Paulo.
- MARINS, M.A. *Ecologia da alga Melosira itálica (Ehr) Kutz: Represa do Lobo, Estado de São Paulo (Brasil)*. 1975. 144f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, USP, São Paulo.
- MELACK, J.M. & FISHER, R.T., 1983, Diel oxygen variation and their ecological implications in Amazon flood-plain lakes. *Arch. Hydrobiol*, v.98, n.4, p.422-442.
- MOREDJO, A., 1998, *Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade de zooplancônica como biocicador*. Dissertação de Mestrado, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, 136p.
- NUSH, E. A., 1980, Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Ergbn. Limnol.*, v. 14, p. 14-36.
- PARAÍBA, Secretaria de Planejamento, 1997b, *Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do estado da Paraíba*. João Pessoa, 44p.
- PARRA, O. & BICUDO, C. E. M. 1995. *Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales*. Santiago, Chile.
- PAYNE, A.I., 1986, *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York: John Wiley & Sons. 301p.
- PIELOU, E.C., 1975, *Ecological diversity*. New York, J. Wiley & Sons, 165p.
- POOLE, H.H. & ATKINS, W.R.G., 1929, Photo-electric measurement of submarine illumination through out the year. *J. mar. Biol. Assoc.*, 16:297-324.
- RAMÍREZ R., J.J., 1996, *Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de*

diferentes épocas do ano no lago das Garças, São Paulo. Tese de Doutorado, São Paulo, Universidade de São Paulo. 283p.

REYNOLDS, C.S., 1984, *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cammbridge Univ. Pres., 384p.

RODIER, J. L., 1975, *analyse de l'eau: eaux naturelles, euax résiduales, eaux de mer*. Dunod (Ed.) Paris, 5ed., v. 1, 692p.

ROSS, J., 1979, *Práticas de Ecologia*. Barcelona: Ediciones Omega, 181p.

SHANNON, C.E.& WEAVER, W., 1963, *The mathematical theory of communicatio*. Urbana: Illinois University Press,. 177p.

SIEBURTH, J.McN., SMETACEK, V. & LENZ, J., 1978, Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* v. 23, p.1256-1263.

SIMONATO, A.D., 1986, *Ciclos diurnos de fatores ecológicosna represa do Lobo (Broa), São Carlos, SP*. São Carlos-SP, Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, 153p.

SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163:688.

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G., 2000, *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos, International Lake, Environment Committe, International Institute of Ecology, Vol. 9 (gerenciamento da qualidade da água de represas), 258p.

TAKAHASHI, M. & NASH, F. 1973, The effect of nutrient enrichment on algal photosynthesis in great Lake British Columbia, Canada. *Arch. Hydrobiol.*, v.1, n. 2, p. 166-182.

TALLING, J. F. & TALLING, I.B., 1965, The chemical composition of African lake waters. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 50:421-63.

TALLING, J.F., 1992, Environmental regulation in african shallow lakes and wetlands. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 25(2): 87-144.

TOLEDO, L.G.; FREITAS, J.S. & FERREIRA, C.J.A., 1988, Variações diurnas de parâmetros limnológicos no lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. *Acta Limnol. Brasil.*, v.II, p.219-237.

- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Estudos limnológicos no sistema de lagos do M'dio Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. In: Seminário Regional de Ecologia, 2, 1982, São Paulo. *Anais*, p. 133-258.
- TUNDISI, J. G. 1990, Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Ver. Brasil. Biol.*, v.50, n.4, p. 937-955.
- TUNDISI, J.G.; FORSBERG, B.R.; DEVAL, A.H.; ZANET, T.; TUNDISI, T.M.; SANTOS, A., RIBEIRO, J.S., HARDY., E., 1982, Mixing patterns in Amazon lakes. *Hydrobiologia*, 108: 3-15.
- UTERMÖHL, H., 1958, Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodic. *Mitt. Int. Verein Theor. Ange. Limnol.* v. 9, p.: 1-38.
- WATANABE, S. 1987, *Glossário de Ecologia*. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo. P. vii + 1-271 (publicação nº 57).
- WETZEL, R.G. & LIKENS, G. E., 1991, *Limnological analysis*. 2 ed. New York, Springer Verlag. 391p.
- WETZEL, R.G., 1975, *Limnology*. W.B. Saunders Comp. Phyladelphia, USA, 743p.
- WILLIAMS, W.D., 1998, The limnology of Lake Torrens, an episodic salt lake of central australia, with particular reference to unique events in 1989. *Hydrobiologia*, 384: 101-110.
- XAVIER, M.B. *Contribuição ao estudo da variação do fitoplâncton na Represa Billings, São Paulo*. 1979. 146f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Públca/ USP, São Paulo.