

Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal - RN, Brasil.

ARAÚJO, M. F. F., COSTA, I. A. S. & CHELLAPPA, N. T.

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Centro de Biociências - Departamento de Microbiologia e Parasitologia -
Campus Universitário - Lagoa Nova - Natal/RN - mag@cb.ufm.br

RESUMO: Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na lagoa de Extremoz, Natal - RN, Brasil. O presente estudo revela a composição da comunidade de microalgas e sua relação com as variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, localizada no município de mesmo nome, utilizada como fonte de abastecimento de água para a cidade de Natal, estado do Rio Grande do Norte. As amostras foram coletadas em duas estações pelágicas durante o período de fevereiro de 1996 a janeiro de 1997, com regularidade mensal. O estudo dos fatores abióticos incluiu temperatura, pH, transparência, alcalinidade, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, DBO e nutrientes inorgânicos (nitrato, amônia e ortofosfato). O fitoplâncton foi representado por um total de 75 taxa que incluiu as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae e Euglenophyceae. Um claro relacionamento entre as Cianofíceas e amônia pode ser observado através de análise de regressão simples. Durante o período de chuva, a disponibilidade de nutrientes alóctones carregados para o interior desse corpo d' água favoreceu o desenvolvimento de pequenas espécies oportunistas e da Cianofícea filamentosa, *Phormidium fragile*.

Palavras chave: fitoplâncton, variáveis ambientais, nutrientes, variação temporal.

ABSTRACT: Phytoplankton community and environmental variables in the freshwater lake of Extremoz, Natal, RN, Brazil. The present study reveals phytoplankton community structure and the environmental variables in the freshwater lake of Extremoz, Natal, Rio Grande do Norte. Samplings were carried out in the period of February 1996 to January 1997, on a monthly basis. The analyses of water samples included environmental variables such as temperature, pH, transparency, alkalinity, electrical conductivity, dissolved oxygen, BOD and inorganic nutrients (nitrate, ammonia and orthophosphate). Phytoplankton species were represented by a total of 75 taxons belonging to Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae and Euglenophyceae. A clear relationship between Cyanophyceae and ammonia has been established through simple regression analyses. During the monsoon period, the availability of nutrients favoured the development of small opportunistic species of Chlorophyceae and the filamentous blue-green algae, *Phormidium fragile*.

Key-words: Phytoplankton, environmental variables, nutrients, temporal variation.

Introdução

O estudo do fitoplâncton de água doce do nordeste do Brasil é particularmente importante porque ajuda a revelar importantes padrões biológicos em relação ao efeito antropogênico local em escassas fontes de água. A sucessão fitoplanctônica varia com o impacto antropogênico devido ao fluxo de nutrientes alóctones. A poluição da água está, geralmente, associada à forte industrialização que, juntamente com a densidade populacional é, em alguns casos, um dos principais problemas ecológicos dessas fontes de água formadoras dos ecossistemas aquáticos do semi-árido do Rio Grande do Norte.

No Nordeste, esses ecossistemas estão sujeitos a períodos alternados de estiagem e chuvas, tornando-se prioritário o estudo das águas continentais, dada a importância destas como fonte de abastecimento para as populações. Assim, além da preocupação com o processo de eutrofização a que estão sujeitas, a escassez a que, temporariamente, a Região Nordeste está submetida anualmente, torna a questão duplamente problemática.

Chellappa *et al* (1996) obtiveram respostas significativas, a partir de numerosos dados obtidos de diversos ecossistemas do semi-árido do Rio Grande do Norte, em que observaram que a diversidade de espécies está mais relacionada com a disponibilidade de nutrientes do meio. A eutrofização artificial que ocorre nas águas de ambientes rasos dessa região, resultou em uma grande redução da diversidade de espécies e aumentou a ocorrência e dominância de cianobactérias.

O presente estudo teve como objetivos caracterizar a dinâmica sazonal dos fatores ambientais (transparência, temperatura, pH, alcalinidade, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, DBO e os nutrientes inorgânicos nitrato, amônia e ortofosfato) e identificar a comunidade fitoplanctônica, determinando sua frequência de ocorrência, na Lagoa de Extremoz, RN no período compreendido entre fevereiro de 1996 e janeiro de 1997.

Área de estudo

A Lagoa de Extremoz é um dos corpos d'água mais relevantes para Natal por abastecer com água potável 60 a 80 % da população da Zona Norte da cidade. A lagoa é um corpo d'água natural em forma de ferradura (Fig. 1)), sendo que seu braço maior tem aproximadamente 6 Km de extensão e o menor 2 Km. Está inserida na Bacia do Rio Ceará-Mirim e cobre uma área total de 345 Km².

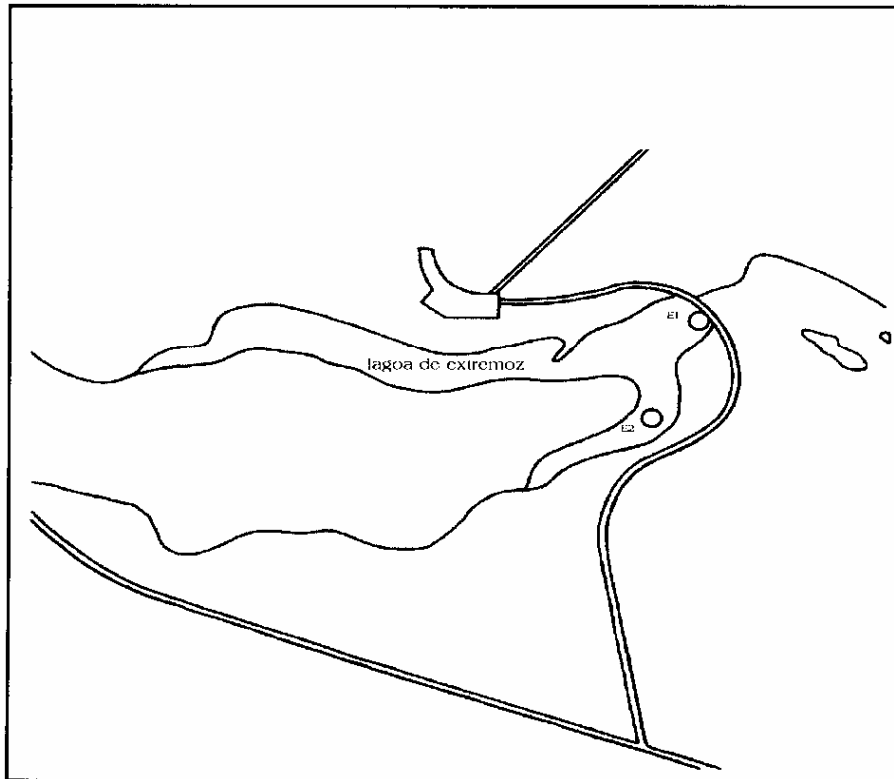


Figura 1: Lagoa de Extremoz e pontos de coleta.

A lagoa é alimentada diretamente pelos lençóis subterrâneos da Formação Barreiras, recebendo ainda as contribuições dos rios Guagiru e do Mudo. Estes rios, apesar de serem temporários na maior parte de seu curso, adquiriram caráter permanente na área de estudo, devido a essas fontes subterrâneas. No grupo Barreiras, com idade do terciário superior, predominam argilas, arenitos, arenitos conglomeráticos, siltitos e arenitos caulínicos (Idec,1991).

Material e métodos

As coletas foram realizadas em duas estações de amostragem (Fig. 1). A estação 1 (E1) refere-se a local de balneário turístico, com grande efeito antrópico. A estação 2 (E2) situa-se no lado oposto a E1, exatamente no ponto de captação de água realizada pela Caern (Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte), naquela lagoa. No período de fevereiro de 1996 a janeiro de 1997, realizaram-se 12 coletas mensais nas duas estações. As amostras da água foram coletadas sempre na subsuperfície (cerca de 0,30 cm de profundidade), entre 9 horas e 10 horas da manhã e acondicionadas em recipientes plásticos limpos, com capacidade para 01 litro. Todas as análises realizadas seguiram as metodologias descritas por Golterman *et al* (1978) ou Apha (1985). As variáveis ambientais determinadas foram a transparência da água (disco de Secchi), temperatura, oxigênio dissolvido (método de Winkler), DBO₅, alcalinidade (bureta manual de pistão Methron), pH (pHmetro modelo E-512, eleirodo Metrohm Ag 9100), condutividade elétrica (condutivímetro Metrohm Herisou), nitrato, amônia e ortofosfato (método colorimétrico).

A comunidade fitoplancônica foi fixada em uma solução de iodo-lugol para identificação e contagem. A classificação foi realizada de acordo com Desikachary (1959), Prescott (1970) e Hoek *et al* (1995). A contagem das células ou colônias de algas foi feita em microscópio binocular da marca Studarh, modelo 80503, utilizando-se uma câmara de Sedgwick-Rafter, com capacidade para 01 mL de amostra sedimentada. A frequência de ocorrência das espécies foi calculada segundo a fórmula:

$$F = \frac{\text{Número de amostras em que a espécie ocorreu}}{\text{Número total de amostras}} \times 100$$

A frequência de ocorrência da espécie foi considerada como:

0 – 25% = Taxon presente 51 – 75% = Importante
26 – 50% = Constituinte comum 76 – 100% = Dominante

A densidade fitoplancônica foi expressa em termos do Logaritmo do número total de células por Litro, em cada classe de organismos.

Resultados e discussão

Tem sido destacada por muitos trabalhos realizados em ecossistemas aquáticos, a importância dos fatores físicos e químicos na dinâmica desses sistemas. Segundo Goldman & Horne (1983), as duas maiores contribuições envolvem o papel da estrutura física da coluna d'água e a dinâmica da utilização dos nutrientes. A importância de certos elementos químicos, especialmente nitrogênio e fósforo por, potencialmente, exercerem um controle na abundância do fitoplâncton num ambiente, é destaque de muitos estudos como os de Schindler (1978), Fairchild & Everett (1988), Henry (1988) e Gallegos & Jordan (1997).

A transparência observada na Lagoa de Extremoz revelou valores relativamente uniformes entre fevereiro e agosto de 1996, com um significativo decréscimo entre os meses de outubro de 1996 a janeiro de 1997 (Fig. 3a). É provável que isso ocorra devido a ação dos ventos (Fig. 2), que nessa época é mais acentuada, promovendo a ressuspensão do sedimento acumulado no fundo da lagoa. Há, ainda, uma coincidência entre os menores valores de transparência, nesse período, e a dominância da espécie *Phormidium fragile*. Esta cianofícea se sobressai neste ecossistema, mantendo-se dominante, em termos quantitativos, em relação a todas as outras espécies durante o período de estudo. Possivelmente, o crescimento intenso dessa espécie interferiu na penetração da luz por sombreamento e, conseqüentemente, afetou as propriedades ópticas da água.

A temperatura média anual foi de 29°C na Lagoa, com os menores valores ocorrendo nos meses mais frios (junho e julho) e os maiores, nos meses quentes (novembro, dezembro e janeiro), nas duas estações de coleta (Fig. 3b). Na lagoa de Extremoz, o O₂ (Fig. 3c) variou de 4,6 mg L⁻¹ (março) a 10 mg L⁻¹ (dezembro) na estação 1 e de 5,5 mg L⁻¹ no mês de março a 9,5 mg L⁻¹ no mês de dezembro, na estação 2. Estes valores tiveram um significativo aumento nos meses de dezembro e janeiro, o que pode ter sido influenciado também pela presença da microalga dominante no sistema, *Phormidium fragile*.

A demanda bioquímica de oxigênio (Fig. 3d) é um parâmetro extremamente útil por sua facilidade em ser determinado, embora apenas indique aproximadamente, o índice de poluição orgânica de um corpo d'água. Os valores encontrados no ambiente foram considerados baixos, embora, muitas vezes, representem o dobro daqueles encontrados por Pereira (1993) no período de fevereiro de 1992 a janeiro de 1993. Os valores máximos encontrados, estão bem abaixo do limite fixado pela resolução 20/86 do Conama (Conselho Nacional do Meio Ambiente) para a classe 2. Ceballos (1995) encontrou valores de DBO em torno de 02 e 03 mg L⁻¹ no Açude do Boqueirão, na Paraíba, característico de ambiente oligomesotrófico.

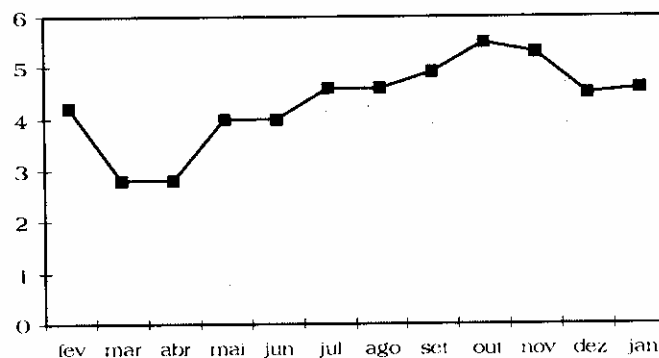


Figura 2: Velocidade do vento (m/s) registrada na região entre os meses de fev/96 a jan/97.

Valores menores de DBO na época chuvosa podem estar relacionados ao efeito diluidor da precipitação (Fig 4), enquanto concentrações maiores, nesse período, podem ser decorrentes de arrasto de material orgânico da área de drenagem. Os maiores valores de pH (Fig. 5a) encontrados nos meses de maior fotoperíodo podem ser atribuídos à atividade fotossintética da comunidade fitoplanctônica, uma vez que não foi possível atribuí-los aos resíduos industriais. Giani *et al* (1988) encontraram valores de supersaturação de oxigênio e as maiores concentrações de organismos fitoplanctônicos coincidindo com períodos em que os valores de pH

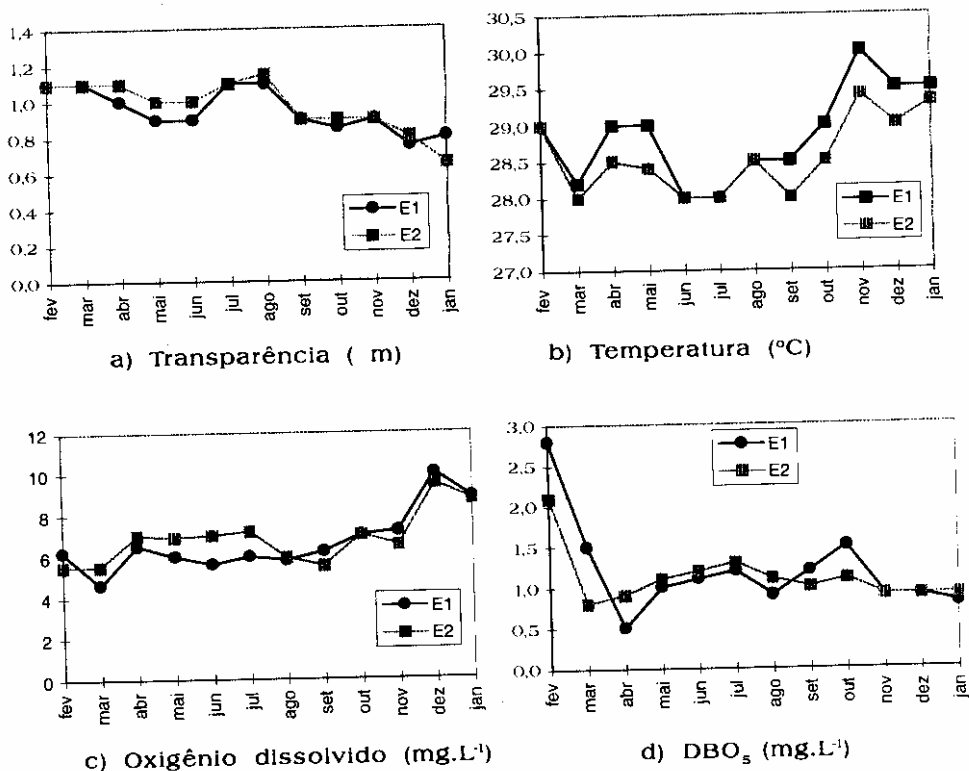


Figura 3: Variação anual da Transparência (a), Temperatura (b), Oxigênio dissolvido (c), e DBO₅ (d), registrada de Fevereiro de 1996 a Janeiro de 1997, na Lagoa de Extremoz, RN, nas estações E1 e E2.

eram mais alcalinos no reservatório da Pampulha (MG). Neste trabalho, pode-se observar idêntica relação entre o pH e o oxigênio em época de maiores dominâncias de *Phormidium fragile*. Por outro lado, os valores de alcalinidade encontrados na Lagoa de Extremoz (Fig. 5b) foram mais altos no período de menor precipitação (Fig. 4). Isto pode ocorrer devido à maior evaporação que acontece nesse período, aumentando, assim, a concentração de bicarbonatos. Ao contrário, em período de maior precipitação, há uma alta dissolução dos sais responsáveis pelo teor de alcalinidade na água, diminuindo assim os níveis desse parâmetro no ecossistema. Segundo Esteves (1988), os valores de condutividade de ambientes aquáticos em regiões tropicais, estão mais relacionados com as características geoquímicas de suas bacias de drenagem e com a climatologia, do que com o seu estado trófico. A condutividade determinada na Lagoa de Extremoz (Fig. 5c) mostra valores elevados quando comparados com os de ambientes oligotróficos como a Represa do Broa, SP, cujos valores ficam em torno de $9 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Calijuri, 1988), e mesmo ambientes eutróficos, como por exemplo, a Lagoa do Taquaral - Campinas, onde os níveis de condutividade elétrica oscilaram entre 250 e $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1986). Os valores se eqüivalem aos encontrados por Giani *et al.* (1988) no reservatório da Pampulha, MG, cujas medidas oscilaram entre $122 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $376 \mu\text{S cm}^{-1}$ durante o ano. Entretanto, não houve variação anual acentuada deste parâmetro na Lagoa de Extremoz, pois se manteve relativamente estável durante todo o período de amostragem. Possivelmente, a composição química da formação rochosa que caracteriza o ambiente contribui para este fim.

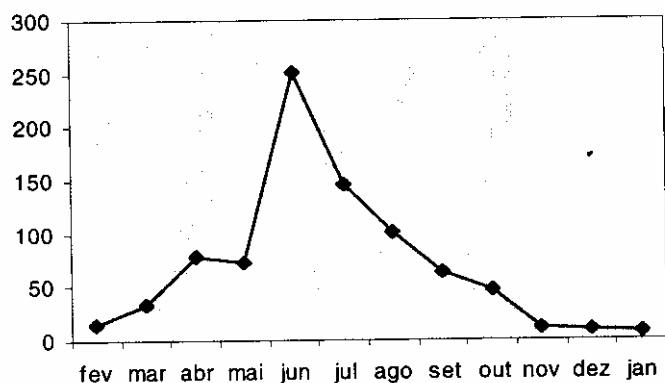
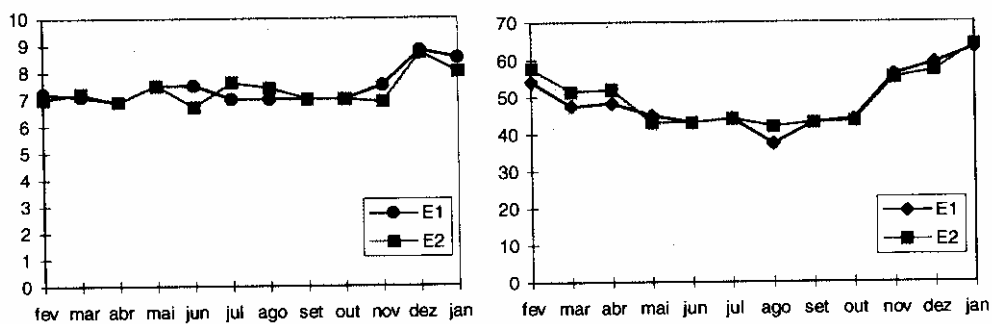
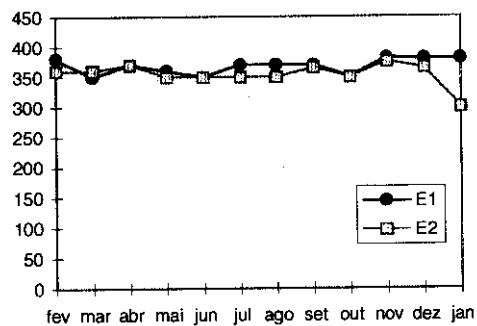


Figura 4: Precipitação (mm) registrada na região entre os meses de Janeiro de 1996 a fevereiro de 1997. Fonte: Estação meteorológica da UFRN.



a) pH

b) Alcalinidade total (mg CaCO₃ l⁻¹)



c) Condutividade (µS.cm⁻¹)

Figura 5: Variação anual do pH (a), Condutividade (b) e Alcalinidade (c) registrada de fevereiro de 1996 a janeiro de 1997, na Lagoa de Extremoz, nas Estações E1 e E2.

As algas podem utilizar nitrato, nitrito ou amônia como fonte de nitrogênio. O nitrito não é abundante em águas naturais, podendo ser até tóxico se, por algum motivo, estiver presente em altas concentrações. A amônia é, geralmente, preferida pelas algas, de modo que na presença de maiores concentrações deste nutriente, é assimilada ao invés do nitrato. Goldman & Horne (1983), medindo a resposta do fitoplâncton a enriquecimento com nutrientes provenientes de esgotos, observaram um consistente padrão de preferência da amônia sobre o nitrato, pelas três espécies de algas examinadas. Supostamente, as algas economizam energia com essa estratégia, pois, quando usam o nitrato, este ainda precisa ser convertido, através de reações enzimáticas a amônia, no interior da célula algal (Darley, 1982). Trabalhos realizados em um ambiente hipereutrófico, mostram valores de nitrato que ultrapassam $100 \mu\text{g L}^{-1}$ e de amônia variando de 4,1 a $151,3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Matsumura-Tundisi et al, 1986), e em um ambiente eutrófico como o Reservatório Paranoá, em Brasília, cujos valores de nitrato oscilam entre 51,0 a $175,0 \mu\text{g L}^{-1}$ e com valores de amônia atingindo $1200 \mu\text{g L}^{-1}$ (Pinto-Coelho & Giani, 1985). As concentrações desses nutrientes na Lagoa de Extremoz (Fig. 6a e 6b) são extremamente baixas quando comparadas aos dados acima. Ceballos (1995), estudando três açudes paraibanos, encontrou valores altos de nitrogênio amoniacal em áreas dos açudes que recebiam descargas de esgotos. Nesses três ambientes, maiores concentrações de nitrato foram também encontradas comparadas com o açude Boqueirão, considerado oligotrófico (Ceballos, 1995). Não há um padrão marcante de diferença espacial, mas, no período chuvoso, os valores foram muito baixos. Pereira (1993) encontrou valores semelhantes de amônia e nitrato na Lagoa de Extremoz, em 1992.

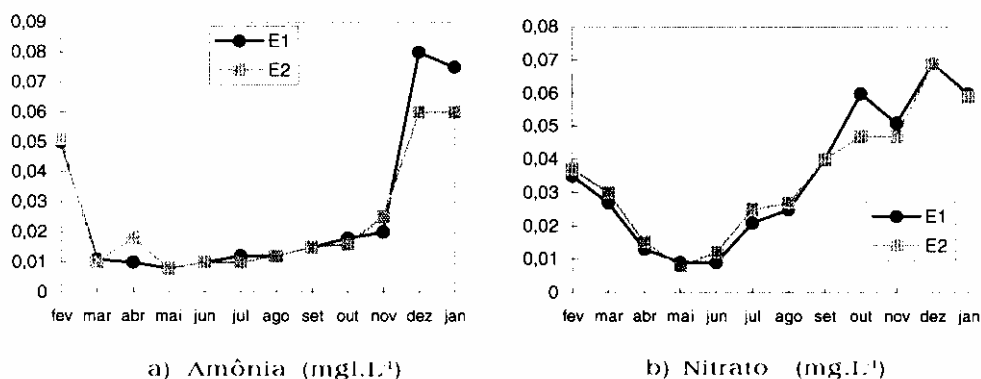


Figura 6: Variação anual de Amônia (a) e nitrato (b) registrada de fevereiro de 1996 a janeiro de 1997, na Lagoa de Extremoz, nas estações E1 e E2.

Embora, reconhecidamente, a maioria dos autores se refira às várias formas de fosfato como sendo importantes, limnologicamente, o ortofosfato é a fração de fosfato inorgânico mais significativa para as algas (Kohler & Labus, 1983). Vários estudos têm sido efetuados para verificar as modificações em um corpo d'água oligotrófico, depois da adição de fosfato, e muitos trabalhos relativizam a importância dada ao fósforo como fator principal de estimulação do fitoplâncton (Schindler, 1971; Taylor et al, 1995; Pedersen & Borum, 1996).

Certas espécies de algas, em especial as Cianofíceas, são capazes de assimilar fosfato além das suas necessidades, estocando esse componente sob forma de grânulos de polifosfato no seu citoplasma. Sob condições de deficiência de fosfato no meio, a atividade da enzima fosfatase alcalina aumenta consideravelmente, em uma clara estratégia adaptativa à limitação do fosfato (Darley, 1982). O termo "luxury consumption" é utilizado para designar a habilidade das células fitoplanctônicas

em acumular um nutriente, além de suas necessidades imediatas. Huszar *et al* (1990), estudando o funcionamento limnológico de 18 lagoas na região de Linhares (ES), encontraram sempre baixas concentrações de ortofosfato, sendo esta ocorrência explicada pela rápida incorporação deste íon pelo fitoplâncton e macrófitas ali presentes. Resultados semelhantes foram observados na Lagoa de Extremoz (Fig. 7). Por ser uma forma de fosfato prontamente assimilável pelo fitoplâncton, especialmente em águas não eutrofizadas, os valores mostraram-se permanentemente baixos durante o período de estudo. O aumento desse nutriente, observado nos meses de junho e julho, apesar de perceptível, não representou uma grande modificação no ambiente, visto que esses valores continuam sendo considerados baixos.

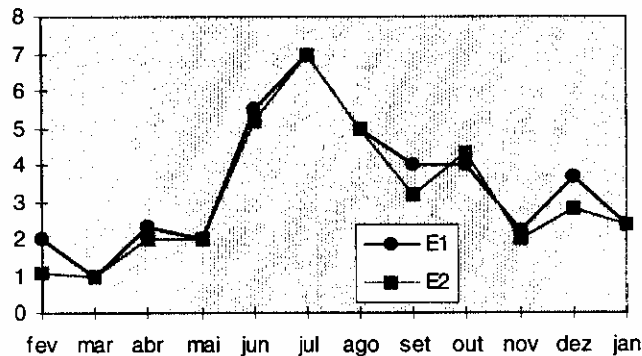
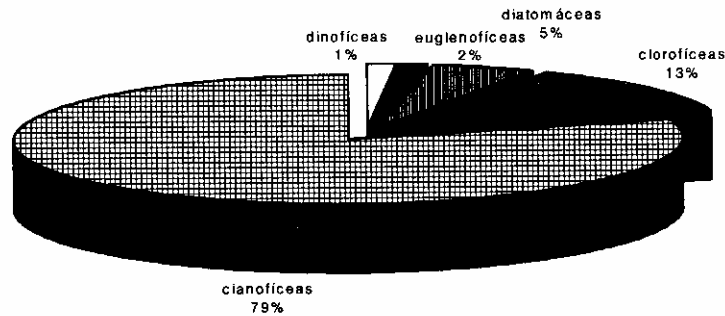


Figura 7: Variação anual do ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) registrada de Fevereiro de 1996 a Janeiro de 1997, na Lagoa de Extremoz, nas estações E1 e E2.

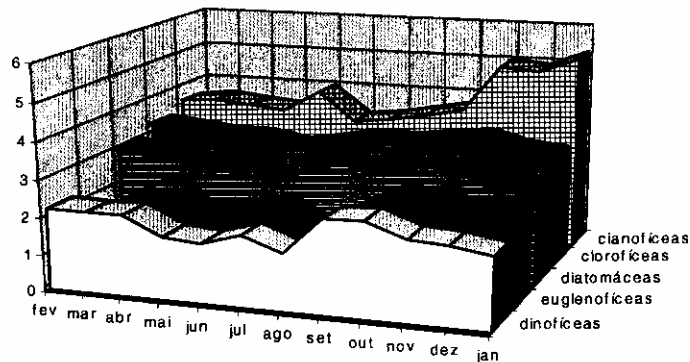
Em águas tropicais, as algas Cianofíceas como *Microcystis* e *Spirulina* mantêm um comportamento anual que permite classificá-las como continuamente dominantes, isto é, estas espécies mostram-se persistentes, durante um período de um ano, enquanto em águas temperadas *Oscillatoria spp.* predomina durante o verão, sucedidas por um aumento no número de Bacilariofíceas (Diatomáceas) na primavera (Gibson & Smith, 1980). Tal fato leva a supor que as cianobactérias planctônicas sejam favorecidas pelas altas temperaturas ocorrentes em regiões de clima tropical. Na Lagoa de Extremoz, as Cianofíceas foram dominantes, em termos de densidade fitoplânctônica, ao longo de todo o período de estudo, com dois picos ocorrendo nos meses de Junho e Novembro-Janeiro (Fig. 8 e 9). No mês de junho, período de "picos" de cianofícias, um declínio foi observado nos valores de amônia e nitrato, os quais são diretamente utilizados por estas algas (Lewin, 1962). A análise de regressão entre as variáveis cianofíceas e amônia (Fig. 10a e 10b) mostrou uma relação linear significativa ($r^2 = 0,8481$ em E1 e $r^2 = 0,8785$ em E2) entre as duas, fato que leva a supor que o comportamento nutricional das cianofíceas interfere nas concentrações desse nutriente durante o ano no ambiente, oscilando de acordo com o consumo. Por outro lado, podemos dizer que a concentração de amônia tem efeito sobre as algas, visto que o seu metabolismo é dependente da presença deste nutriente.

É interessante citar que um recente estudo no lago do Batata, estado do Pará (Huszar & Reynolds, 1997) mostrou um ciclo anual conspícuo do fitoplâncton, relacionado à hidrobiologia e à hidrogeografia da área. Na época de níveis elevados de água causados por enchentes, o nanoplâncton é inicialmente promovido, sendo sucedido pela dominância de Desmídeas e Bacilariofíceas (Diatomáceas) e, finalmente, por Cianofíceas filamentosas, quando o lago atinge basicamente dois metros de profundidade. De acordo com os autores, isto representa uma resposta na composição do fitoplâncton às progressivas modificações ambientais ali ocorrentes. No presente trabalho, os resultados observados ilustram uma interação entre espécies

com diferentes requerimentos nutricionais (Fig. 8 e 9). A dominância de Cianofíceas no mês de Junho com uma redução brusca no mês de Julho, pode ser explicada pelo crescimento acentuado de espécies fitoplanctônicas de menor tamanho como Volvovales e Clorococcales. É provável que a utilização das fontes de nitrato pelas Cianofíceas tenha favorecido o uso de outros nutrientes por esses grupos. Este fato enquadra-se na chamada teoria da coexistência (Kilham & Kilham, 1980).



a) Percentual do número total de indivíduos por classe (mL⁻¹)

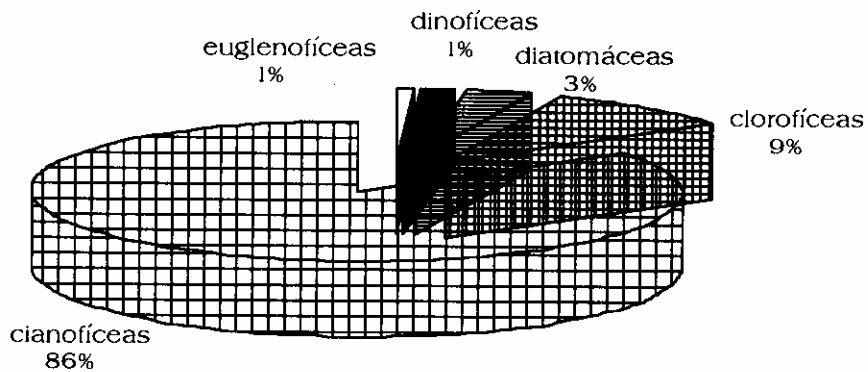


b) Densidade fitoplanctônica (Log. do nº de células)

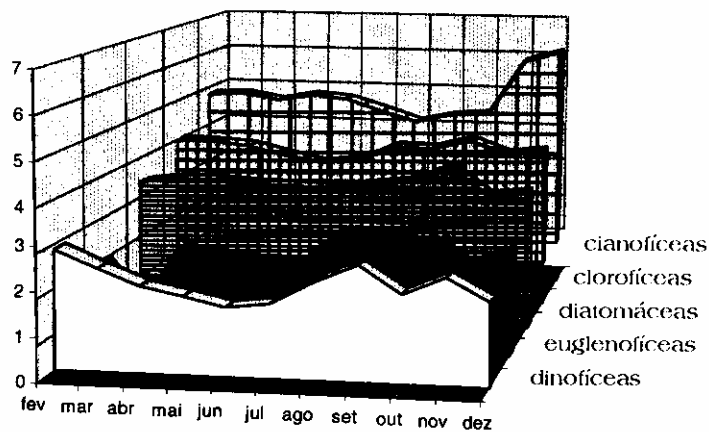
Figura 8: Percentual da densidade fitoplanctônica total - número total de indivíduos por classe (a) e Densidade fitoplanctônica Log. nº de células (b) na Lagoa de Extremoz, de Fevereiro de 1998 a janeiro de 1997 na Estação 01.

Há evidências de que fatores físicos, especialmente padrões de estratificação, exerçam uma maior influência no aparecimento sazonal do fitoplâncton em geral, e de diatomáceas em particular. As Bacilariófitas estão sujeitas a contínuas perdas para o sedimento, dependendo da turbulência para prolongar a sua suspensão na água (Reynolds, 1984).

Em alguns reservatórios brasileiros, quando ocorre estratificação térmica, há uma redução no suprimento de sílica, fato que reduz o crescimento de Bacilariófitas (Esteves, 1988). O rompimento da estrutura vertical estratificada, geralmente de pouca durabilidade, induz distribuição vertical mais homogênea de biomassa, com predominância, em alguns ambientes, de Diatomáceas do gênero *Melosira* (*Aulocoseira*) (Tundisi, 1990). Durante a estratificação, com o aumento da temperatura, a viscosidade da água diminui, levando a um desequilíbrio na relação do peso específico das Diatomáceas com o meio, causando sua sedimentação (Boney, 1975; Reynolds, 1984). Nossos resultados mostram uma predominância, entre as Diatomáceas, do gênero *Cyclotella*, uma alga Centrales comum em águas doces.



a) Percentual do número total de indivíduos por classe (mL⁻¹)



b) Densidade fitoplancônica (Log. do nº de células)

Figura 9: Percentual da densidade fitoplancônica total - número total de indivíduos por classe (a) e Densidade fitoplancônica Log. nº de células (b) na Lagoa de Extremoz, de fevereiro de 1996 a janeiro de 1997 na Estação 02.

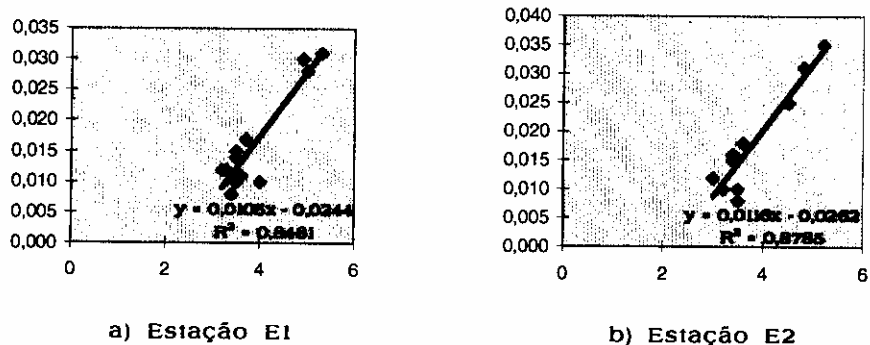


Figura 10: Relação entre a densidade de Cianofíceas e amônia nas estações E1 e E2.

Na lagoa de Extremoz, as Clorófitas estão representadas por 40 taxa (Tab. I), correspondendo ao grupo com o maior número de espécies e o segundo grupo em termos de densidade fitoplanctônica, a qual variou de 2,79 a 3,38 log n células L⁻¹.

Tabela I: Relação dos organismos fitoplanctônicos identificados na lagoa de Extremoz, nas estações E1 e E2, no período compreendido entre fevereiro de 1996 a janeiro de 1997.

<p>PHYLUM CHLOROPHYTA Classe Chlorophyceae Ordem Chlorococcales <i>Ankistrodismus falcatus</i> (Corda) Ralfs <i>Chlorococcum humicola</i> (Naeg.) Rab. <i>Coelastrum</i> sp <i>Ecballocystis Fritschii</i> Ivengar <i>Gloeraenium lottelsbergerianum</i> Hansg <i>Golenkinia radiata</i> Chodat. <i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Moebius <i>Myrmecia aquatica</i> G. M. Smith <i>Nephroclytus limneticum</i> G.M. Smith <i>Podlastrum bradlatum</i> Presc. <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Chod.) G. M. Smith <i>Schroederia setigera</i> Lemm. Ordem Volvocales <i>Chamydomonas</i> sp <i>Eudorina elegans</i> Ehr. <i>Pandorina morum</i> Bory <i>Pleodorina</i> sp Classe Zygnematophyceae Ordem Zygnematales <i>Zygnemopsis</i> sp Ordem Desmidiales <i>Arthrodesmus fuelleborni</i> Schm. <i>Arthrodesmus</i> sp <i>Closterium acutum</i> <i>Closterium costatum</i> (Corda) Ralfs <i>Closterium lineatum</i> Ehr. Ex. Ralfs <i>Cosmarium potlanum</i> Arch. <i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb. <i>Cosmarium subcrenatum</i> Hantzsch <i>Desmidium swartzii</i> C.A. Agardh. <i>Euastrum pulchellum</i> Bréb. <i>Micrasterias rotata</i> (Grev.) Ralfs</p> <p><i>Pleurotaenium coronatum</i> (Bréb.) Rabenh. <i>Pleurotaenium trabocula</i> (Ehr.) ex Nag. <i>Spinocosmarium</i> sp <i>Staurastrum brasiliense</i> var. <i>Lundellii</i> W. & G.S. West <i>Staurastrum tetraecorum</i> Ralfs <i>Staurastrum ophiura</i> Lund <i>Staurastrum planctonicum</i> Telling <i>Staurodesmus convergens</i> (Ehr. Ex Ralfs) <i>Staurodesmus indentatus</i> (W. & G.S. West) <i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerth.) Teil. <i>Staurodesmus subulatus</i> (Kütz.) Thom. <i>Xanthidium cristatum</i> Bréb.</p>	<p>PHYLUM HEROKONTOPHYTA Classe Bacillariophyceae Ordem Pennales <i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grunow <i>Amphora ovalis</i> Kützling <i>Cymbella prostata</i> (Berkeley) Brun <i>Eunotia valida</i> Hustodi <i>Frustulia</i> sp <i>Gomphonema parvulum</i> Kützling <i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Cleve <i>Navicula cuspidata</i> Kützling <i>Navicula exigua</i> (Grev.) Muller <i>Navicula pigmaea</i> Kützling <i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith <i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg <i>Suirella</i> sp <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg Ordem Centrales <i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kützling <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützling PHYLUM EUGLENOPHYTA Classe Euglenophyceae Ordem Euglenales <i>Ascoglossa</i> sp <i>Euglena</i> sp <i>Phacus</i> sp PHYLUM DINOPHYTA Classe Dinophyceae Ordem Gymnodiniales <i>Gonyaulax palustre</i> Lemm. <i>Gymnodinium palustre</i> Schilling <i>Peridinium</i> sp <i>Urococcus</i> sp PHYLUM CYANOPHYTA Classe Cyanophyceae (DESIKACHARY, 1959) Ordem Nostocales Oscillatoriaceae <i>Oscillatoria limnetica</i> Lemm <i>Phormidium fragile</i> <i>Spirulina</i> sp <i>Trichodesmium lacustre</i> Kiebn. Nostocaceae <i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena fertilissima</i> Rao. <i>Pseudanabaena schmidol</i> Jaag Ordem Chroococcales <i>Aphanocapsa grevillei</i> (Hass.) Rab. <i>Chroococcus limneticus</i> Zemm. <i>Coelosphaerium naegellanum</i> Unger <i>Gloecapsa punctata</i> Naeg. <i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Naeg.</p>
--	---

Os dados encontrados na Lagoa de Extremoz demonstram presença qualitativa superior de Clorófitas (Tab. I). Entretanto, neste estudo, elas não se mostraram, potencialmente, dominantes alternativas às Cianófitas, mas representam organismos codominantes simultâneos, uma vez que as cianofícias em momento algum, deixaram de dominar o ambiente, em termos quantitativos. Na lagoa de Extremoz, a coluna d' água é homogênea, o processo de mistura é contínuo e as espécies de diferentes grupos competem diretamente pelos mesmos recursos nutricionais, o que pode explicar a presença de clorófitas de diversos ordens (Chlorococcales, Volvocales e Desmidiales) durante este estudo. Hutchinson (1961) questionava o modo através do qual muitas espécies fitoplanctônicas eram capazes de habitar um ambi-

ente uniforme, num regime de coexistência. A partir disso, o referido autor elaborou a "teoria do paradoxo do plâncton", a qual sugere que as condições da água sofrem mudanças constantes e rápidas, aliadas à turbulência, não permitindo haver exclusão competitiva entre esses organismos. Num ambiente não estratificado, a coexistência deve envolver critérios adicionais de análise, os quais são essencialmente fisiológicos ou comportamentais, devendo ser atribuídos a espécies simultâneas, que experimentam diferentes limites específicos de controle de nutrientes (Reynolds, 1984).

Xavier (1988), estudando as euglenofíceas pigmentadas da Represa Billings (SP) identificou espécimes dos gêneros *Euglena*, *Lepocinclis*, *Phacus*, *Strombomonas* e *Trachelomonas* num total de 25 taxa, indicador de eutrofia para o local. Na Lagoa de Extremoz, o número de espécies desse grupo foi bastante inferior, e é um dos menos representativos. Isto leva a crer que, no que diz respeito às espécies indicadoras de poluição orgânica, não ocorrem bioindicadores em quantidade suficiente para atestar-se, por esse parâmetro, poluição orgânica na lagoa estudada. Neste trabalho, o gênero *Phacus* foi o mais encontrado, sendo *Euglena* e *Ascoglena* espécies presentes, de acordo com a classificação utilizada.

Podemos, então, concluir que: a) a Lagoa de Extremoz, com 75 taxa identificados, não tem características de eutrofia, com base nos baixos valores de nutrientes e DBO; b) a alta condutividade parece ter relação com a presença autóctone de sais; c) as Euglenofíceas indicadoras de poluição estão presentes em pequeno número e abundância e d) a dominância da espécie *Phormidium fragile* causa uma redução na diversidade específica do ambiente, nos períodos do ano em que esta espécie atinge desenvolvimento máximo.

Agradecimentos

À Coordenação do Curso de Mestrado em Bioecologia Aquática e aos Departamentos de Oceanografia e Limnologia e de Microbiologia e Parasitologia pelo apoio integral à realização deste trabalho.

Referências citadas

- APHA-American Public Health Association. 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. 16. 1527p.
- Boney, A.D. 1975. Phytoplankton. Studies in Biology n. 52. The Camelot Press Ltda, London. 116p.
- Calijuri, M.C. 1988. Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanktônica e fatores ecológicos em ecossistemas aquáticos com diferentes estágios de eutrofização. São Paulo, USP, 292p (Tese).
- Ceballos, B.S.O. 1995. Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido. São Paulo, USP, 192p (Tese)
- Chellappa, N.T., Amorim, J.M.F. Bezerra, T.A. Cid, V. & Costa, I.A. 1996. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte, Brazil: a comparison of the phytoplankton assemblages of an oligotrophic and a eutrophic lake. Nova Hedwigia., 112:513-524.
- Darley, W.M. 1982. Algal biology: a physiological approach. Blackwell, London. 168p.
- Desikachary, T.V. 1959. Cyanophyta. IARC Monograph, New Deli. 686p.
- Esteves, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Interciência-FINEP, Rio de Janeiro. 575p.

- Fairchild, G.W. & Everett, A.C. 1988. Effects of nutrient (N, P, C) enrichment upon periphyton standing crop, species composition and primary production in an oligotrophic softwater lake. *Freshwater Biol.*, 19:57-70.
- Gallegos, C.L. & Jordan, T.E. 1997. Seasonal progression of factors limiting phytoplankton pigment biomass in the Rhode river estuary, Maryland (USA). I. Control of phytoplankton growth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 161:185-198.
- Giani, A., Pinto-Coelho, R.M., Oliveira, S.J.M. & Pelli, A. 1988. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil). *Ciênc.Cult. (São Paulo)*, 40:69-77.
- Gibson, C.E. & Smith, R.V. 1980. Freshwater plankton In: *The physiological ecology of phytoplankton*, Ed. Morris -Blackwell Scient. Publication, Florianópolis. p.571-597.
- Goldman, C.R. & Horne, A.J. 1983. *Limnology*. McGraw - Hill, London. 464p.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. *Methods for chemical analysis of freshwaters*. Blackwell, Oxford. 213 p.
- Henry, R & Simão, C.A. 1988. Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P e Fe no fitoplancton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP). *Rev.Bras.Biol.*, 48:1-14.
- Hoek, C.V.D., Mann, D.G. & Jahns, H.M. 1995. *Algae: an introduction to phycology*. 3. Ed. Cambridge University Press, Great Britain. 623p.
- Huszar, V.L.M. & Reynolds, C.S. 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, 346:169-181.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S. & Esteves, F.A. 1990. Estudo das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo rio Doce, Linhares, ES, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 50:585-598.
- Hutchinson, G.E. 1961. The paradox of plankton. *Am. Nat.*, 95:137-145.
- IDEC - Fundação Instituto de Desenvolvimento do Rio Grande do Norte. 1991. Informativo municipal do Município de Extremoz. Natal, 4:1-36.
- Kilham, Kilham, 1980. The evolutionary ecology of phytoplankton. In: Morris, I. *The physiological ecology of phytoplankton*. Blackwell, Oxford. p.571-597.
- Kohler, A. & Labus, B.C. 1983. Eutrophication processes and pollution of freshwater ecosystems including waste heat. *Encycl. Plant Physiol.*, 12:413-462.
- Lewin, R.A. 1962. *Algal Physiology and Biochemistry*. Academic Press, London.
- Matsumura-Tundisi, T., Hino, K. & Rocha, O. 1986. Características limnológicas da lagoa do Taquaral (Campinas, SP), um ambiente hipereutrófico. *Ciênc.Cult. (São Paulo)*, 38:420-425.
- Pedersen, M.F. & Borum, J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of microalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142:261-272.
- Pereira, M.G. 1993. Qualidade das águas dos mananciais de superfície utilizados no abastecimento da cidade do Natal: aplicação do IQA nos pontos de captação. Natal, UFRN, 187p (Dissertação)
- Pinto-Coelho, R.M. & Giani, A. 1985. Variações sazonais do fitoplancton e fatores físico-químicos da água no reservatório do Paranoá, Brasília, DF. *Ciênc.Cult.*, 37:2000-2006.
- Prescott, G.W. 1970. *How to know the freshwater algae*. 15.ed. W.C. Brown Company, Iowa. 348p.
- Reynolds, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. 384p.
- Schindler, D.W. 1971. Carbon, nitrogen and phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. *J. Phycol.*, 7:321-329.

- Schindler, D.W., Fee, E.J. & Ruszczyński, T. 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the experimental lakes area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35:190-196.
- Taylor, D., Nixon, S., Growger, S. & Buckley, B. 1995. Nutrient limitation and the eutrophication of coastal lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127:235-244.
- Tundisi, J.G. 1990. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Rev. Brasil. Biol.*, 50:937-955.
- Xavier, M.B. 1988. Euglenaceae pigmentadas (Euglenophyceae) do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil: Estudos limnológicos. *Acta Limnol. Bras.*, 2:302-321.