

EDUARDO VETROMILLA FUENTES

**EFEITO DA HETEROGENEIDADE DE HABITATS SOBRE O
FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE MOXOTÓ, RIO SÃO
FRANCISCO, BRASIL**

RECIFE / 2011

EDUARDO VETROMILLA FUENTES

**EFEITO DA HETEROGENEIDADE DE HABITATS SOBRE O
FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE MOXOTÓ, RIO SÃO
FRANCISCO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Botânica.

Orientadora:

Prof^a Dr^a Ariadne do Nascimento Moura

Conselheiro:

Prof. Dr. William Severi

RECIFE / 2011

Ficha catalográfica

F954e Fuentes, Eduardo Vetromilla
Efeito da heterogeneidade de habitats sobre o
fitoplâncton no reservatório de Moxotó, Rio São Francisco,
Brasil / Eduardo Vetromilla Fuentes. -- 2011.
82 f. : il.

Orientadora: Ariadne do Nascimento Moura.
Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade
Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia,
Recife, 2011.

Inclui anexo, apêndice e referências.

1. Atividades antrópicas 2. Estrutura fitoplanctônica
3. Variação espaço-temporal 4. Variáveis limnológicas
I. Moura, Ariadne do Nascimento, orientadora II. Título

CDD 589.3

**EFEITO DA HETEROGENEIDADE DE HABITATS SOBRE O
FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE MOXOTÓ, RIO SÃO
FRANCISCO, BRASIL**

EDUARDO VETROMILLA FUENTES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Botânica. Defendida e aprovada pela banca examinadora:

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Ariadne do Nascimento Moura
Presidente / UFRPE

Examinadores:

Prof. Dr. Enio Wocylí Dantas
Titular / UEPB

Prof^a. Dr^a. Sonia Maria Barreto Pereira
Titular / UFRPE

Prof^a. Dr^a. Karine Matos Magalhães
Titular / UFRPE

Dr. Giulliani Alan da Silva Tavares de Lira
Suplente

Data de aprovação: / / 2011

*Dedico este trabalho à memória de
Neuza Vetromilla Fuentes.*

Agradecimentos

À Deus e à todos os Espíritos Amigos, preciosos colaboradores anônimos, pela inspiração, incentivo e proteção intangíveis aos olhos, mas sentidos na alma. Que Vossa influência seja, hoje e sempre, a luz que norteia meus passos.

Aos meus filhos André, Elisa e Vitor, força do meu caminhar.

À minha companheira Rosimere. Sem sua presença tudo seria infinitamente mais difícil.

Aos meus parentes amados, Pai, Mano e Mana, pelo apoio inestimável e inesgotável.

À minha orientadora Ariadne Moura, pela generosidade, confiança, dedicação e carinho.

Ao mentor e amigo William Severi. Agradeço-te profundamente, pois sem sua participação esse estudo seria impossível.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica, seus coordenadores, professores, servidores e colegas, pela ajuda, pelos conhecimentos e pelos bons momentos juntos.

Aos doutores Enio Woocli, Sonia Pereira, Karine Magalhães, Giulliani Lira e Vera Huszar, por vossas inestimáveis contribuições ao estudo e a minha formação.

Aos colegas do Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Microalgas, Emanuel Nascimento, Helton Soriano, Silvana Dias, Micheline Cordeiro, Nísia Aragão, Viviane Santos, Péricles Ferraz, João Silva, João Ivens e Mauro Vilar, pela participação em minha formação como ficólogo, pelas alegrias e angústias compartilhadas, pela cumplicidade, pelo convívio produtivo e, principalmente, pela amizade.

Aos amigos e colaboradores do Laboratório de Limnologia do Departamento de Pesca e Aquicultura, Tereza Cristina, Sérgio Catanda, Antony Evangelista, Aureliano Calado, Bruno Dourado, Lucas Brainer, Márcia Prado, Maurício Pessoa, Artur Delmiro, Michelle Biondi, Anderson Antonello, Eric e Alexandre, pelas inúmeras contribuições.

À CAPES, FACEPE e FADURPE, pelo apoio financeiro.

À CHESF e INMET, pelos dados fornecidos ao estudo.

À todos que, de alguma forma, contribuíram para este trabalho.

E, por fim, à todos que, porventura, venham a fazer uso do mesmo.

SUMÁRIO

RESUMO	VIII
ABSTRACT	X
1. Introdução	12
2. Revisão bibliográfica	15
2.1. <i>O estudo do fitoplâncton em reservatórios hidrelétricos brasileiros</i>	15
2.1.1. Composição florística	15
2.1.2. Produtividade primária	16
2.1.3. Estrutura fitoplanctônica	17
2.1.4. Variação espacial e temporal	17
2.2. <i>O fitoplâncton e a heterogeneidade de habitats em ecossistemas tropicais</i>	19
3. Referências bibliográficas	23
4. Manuscrito	28
Resumo	30
1. Introdução	31
2. Material e métodos	32
Área de estudo	32
Amostragem e análises das amostras	33
Análise dos dados	34
3. Resultados	36
3.1. <i>Hidrologia e pluviometria</i>	36
3.2. <i>Variáveis limnológicas</i>	36
3.3. <i>Estrutura do fitoplâncton</i>	37
3.4. <i>Relações entre o fitoplâncton e o meio</i>	39
4. Discussão	40
5. Apêndices	48
5.1. <i>Tabelas</i>	48
5.2. <i>Figuras</i>	55
Agradecimentos	62
Referências	63
5. Apêndices	72
6. Anexos	82

Fuentes, Eduardo Vetromilla, M.Sc.; Universidade Federal Rural de Pernambuco, fevereiro de 2011. *Efeito da heterogeneidade de habitats sobre o fitoplâncton no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil*; Ariadne do Nascimento Moura (Orientadora), William Severi (Conselheiro).

RESUMO: Em vista da multiplicidade de usos à qual os reservatórios geralmente estão sujeitos, espera-se encontrar condições diferenciadas quanto à composição, densidade e biomassa fitoplanctônica, em função de possíveis variações espaciais e sazonais das condições limnológicas e de ocupação do solo na bacia. Com o objetivo de conhecer a estrutura fitoplanctônica e sua variação em função da heterogeneidade espacial no reservatório hidrelétrico de Moxotó, situado na região semiárida do Nordeste do Brasil, foram analisadas amostras em dois períodos sazonais, de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009). As coletas foram realizadas em uma estação no corpo central (barragem à montante) e cinco em reentrâncias representativas de diversas atividades antrópicas (piscicultura, agricultura, ocupação urbana, aterro sanitário e sem atividade pontual). Foram analisadas variáveis limnológicas, riqueza, densidade e biomassa fitoplanctônica. Curvas de comparação de abundância e biomassa acumuladas (curvas ABC) foram utilizadas na análise da estrutura do fitoplâncton. A diversidade algal entre períodos e estações foi estimada através de análise de agrupamento, utilizando-se dados de presença/ausência de espécies. As estações foram ordenadas (NMDS) em função da densidade e biomassa de espécies descritoras do fitoplâncton (valores relativos de abundância e/ou biomassa acima de 5%). A relação entre o fitoplâncton e os dados limnológicos foi acessada através de correlação univariada de Pearson e análise multivariada BIOENV. O reservatório apresentou vazão regularizada, tempo teórico de retenção curto (< 7 dias) e transparência da água elevada (mediana $Z_{EUF}:Z_{MAX} = 1,0$). A biomassa fitoplanctônica foi compatível com sistemas pouco produtivos (mediana = $0,9 \text{ mg L}^{-1}$), limitadas principalmente por fósforo nas chuvas (mediana $_{SRP} = 8,4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), e nitrogênio na estiagem (mediana $_{DIN} = 36,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). A composição fitoplanctônica apresentou sazonalidade marcante, especialmente para diatomáceas, com maiores participações das planctônicas nas chuvas e das tipicamente perifíticas, na estiagem. Em condições de limitação por SRP e DIN, organismos adaptados a mixotrofia (dinoflagelados e euglenóides) atingiram biomassas mais elevadas. Por outro lado, organismos nanoplanctônicos (clorófitas e criptófitas) foram dominantes em condições de disponibilidade de nutrientes. Os

locais estudados mostraram a existência de três ambientes distintos, sendo corpo central e reentrâncias com macrófitas submersas e sob influência de tributários. Dentre as atividades antrópicas observadas, a agrícola foi considerada a mais impactante em relação à eutrofização. Por outro lado, a proliferação de macrófitas submersas em reentrâncias pode ocasionar o comprometimento destes locais para fins de usos múltiplos, apesar dos aparentes benefícios para a qualidade da água (aumento da transparência). Atividades antrópicas, presença de macrófitas submersas e tempo de retenção influenciaram a disponibilidade de recursos, sendo consideradas os fatores direcionadores da estrutura do fitoplâncton.

Palavras-chave: Atividades antrópicas, Estrutura fitoplanctônica, Variação espaço-temporal, Variáveis limnológicas

Fuentes, Eduardo Vetromilla, M.Sc.; Universidade Federal Rural de Pernambuco, fevereiro de 2011. *Efeito da heterogeneidade de habitats sobre o fitoplâncton no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil*; Ariadne do Nascimento Moura (Orientadora), William Severi (Conselheiro).

ABSTRACT: (Effect of habitat heterogeneity on phytoplankton in Moxotó Reservoir, São Francisco River, Brazil). Given the multiplicity of uses to which reservoirs are generally subjected, it is expected to find different conditions of composition, density and biomass of phytoplankton, due to possible spatial and seasonal variations of limnological conditions and land uses in the basin. Aiming to know the structure of phytoplankton and its variation in function of spatial heterogeneity in Moxotó Reservoir, located in the semiarid region of Northeastern Brazil, samples were analyzed in two periods, rainy (June 2009) and dry (December 2009). Samples were collected at a station in body (dam upstream) and at five in arms representing several human activities (aquaculture, agriculture, urban settlement, landfill and without punctual activity). Limnological variables, richness, density and biomass of phytoplankton were analyzed. Abundance/biomass comparison curves (ABC) were used to analyze phytoplankton structure. Algae diversity between periods and samples was estimated by cluster analysis, using species presence/absence data. Samples were ordinate (NMDS) by abundance and biomass of phytoplankton descriptor species. The relation between phytoplankton and limnological data was accessed by Pearson's univariate correlation and BIOENV multivariate analysis. The reservoir presented regulated flow, short theoretical retention time (<7 days) and high water transparency (median Z_{EUF} : $Z_{MAX} = 1.0$). Phytoplankton biomass was consistent with low-productive systems (median = 0.9 mg L^{-1}), limited mainly by phosphorus in rainy period (median $_{SRP} = 8.4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), and nitrogen in dry period (median $_{DIN} = 36.5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). Phytoplankton composition showed marked seasonality, especially for diatoms, with main contributions of planktonic in rainy period and typically periphytic in dry period. Under limitation by SRP and DIN, organisms adapted to mixotrophy (dinoflagellates and euglenoids) reached higher biomass. In contrast, nanoplanktonic organisms (chlorophytes and cryptophytes) were dominant in conditions of high nutrient availability. The studied sites showed three distinct environments: body, arms with submerged macrophytes and arms under influence of tributaries. Among human activities observed, agriculture was considered the most striking in relation to eutrophication. Moreover, proliferation of submerged macrophytes in arms can cause

impairment for multiple uses, despite apparent benefits on water quality (increased transparency). Human activities, presence of submerged macrophytes and retention time influenced the availability of resources, being considered the driving forces of phytoplankton structure.

Keywords: Human activities, Limnological variables, Phytoplankton structure, Spatio-temporal variation.

1. Introdução

Define-se por reservatório artificial o ecossistema criado a partir do represamento do curso natural de um rio. Este ambiente, em geral, possui condições ambientais intermediárias entre rios e lagos, no entanto, diferencia-se desses ecossistemas naturais basicamente em função de seus padrões de circulação, que são controlados pelo regime de operação das barragens (Tundisi, 2000).

Historicamente, o propósito inicial dos represamentos artificiais foi servir à irrigação e, posteriormente, à prevenção de cheias, evoluindo para outras utilizações, como abastecimento público, pesca, navegação e, mais recentemente, para geração de energia elétrica e recreação. Essa evolução dos ecossistemas foi observada no Brasil, com algumas particularidades no semiárido do Nordeste Brasileiro, onde pequenos reservatórios ($1 - 10^6 \text{ m}^3$) foram construídos principalmente para regularização de rios e estocagem de água para propósitos diversos (Straškraba et al., 1993; Tundisi, 2000).

Ainda no semiárido brasileiro, grandes represamentos foram construídos, alguns em cascata, com o propósito principal de geração de energia elétrica. Hoje, a multiplicidade de usos observada nestes locais, tais como irrigação, produção de peixes e turismo, demonstra a importância destes recursos para o desenvolvimento econômico e social do entorno (Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005; CHESF, 2009).

Sob o ponto de vista da heterogeneidade espacial, os reservatórios hidrelétricos dendríticos tendem a ser mais complexos, pois além da zonação longitudinal em função dos processos hidrodinâmicos, que acarretam várias alterações limnológicas ao longo do eixo rio principal-barragem (Thornton, 1990), também são importantes as interações que ocorrem nas reentrâncias (Wetzel, 1990).

Atividades urbanas, industriais e agrícolas dentro da bacia hidrográfica podem promover o aporte excessivo de nutrientes a esses sistemas. sendo determinante para a composição e a ecologia da biota aquática (Figueredo e Giani, 2001; Quirós et al., 2006). Estudos da heterogeneidade espacial em reservatórios têm demonstrado que, dentre outros fatores, a presença de vegetação litorânea e de atividades antrópicas nas margens e reentrâncias podem ser decisivas sobre a qualidade da água e a estrutura fitoplanctônica nesses locais (Nogueira et al., 1999; Espíndola et al., 2000; Pelechaty e Owsianny, 2003).

O reservatório de Moxotó, situado no meio da cascata de barragens hidrelétricas do rio São Francisco, é um importante representante da utilização de corpos de água para fins múltiplos. Neste barramento, várias atividades antrópicas podem ser relacionadas: abastecimento rural e urbano, aquicultura, geração de energia elétrica, lazer, entre outras. Em seu entorno são encontradas atividades em desenvolvimento, tais como cultivos agropecuários e ocupação populacional crescente (CHESF, 2009; IBGE, 2009).

Em função dessas características, este reservatório tende a apresentar-se como um “mosaico” de ambientes heterogêneos, com processos internos que podem ser influenciados tanto espacialmente, pela própria morfometria e pelos diferentes usos do solo na bacia hidrográfica, quanto sazonalmente, pelas variações nos regimes climatológicos e hidrológicos.

Diante disso, o presente estudo pretende verificar como este “mosaico” interfere na distribuição espacial do fitoplâncton, a partir do conhecimento e da análise da estrutura da comunidade e das condições ambientais encontradas, visando contribuir para o conhecimento da biodiversidade, da ecologia e dos principais mecanismos de funcionamento deste ecossistema, bem como identificar

possíveis influências de atividades antrópicas sobre a qualidade da água e a estrutura desta comunidade.

2. Revisão bibliográfica

Em vista da escassez de publicações sobre o assunto abordado nesse estudo, em especial nos ambientes aquáticos brasileiros, será apresentada a revisão de trabalhos envolvendo o estudo do fitoplâncton em reservatórios hidrelétricos no Brasil, bem como estudos que tratam da heterogeneidade de habitats em ecossistemas aquáticos, enfocando principalmente aqueles realizados em regiões tropicais.

2.1. O estudo do fitoplâncton em reservatórios hidrelétricos brasileiros

No Brasil, os estudos com fitoplâncton em reservatórios hidrelétricos se concentram nas regiões hidrográficas sul e sudeste, principalmente nos rios Paranapanema (SP), Tietê (SP) e Iguaçu (PR) (Nogueira, 2000; Beyruth, 2000; Calijuri et al., 2002; Silva et al., 2005), e abordam diferentes temáticas, apresentadas a seguir.

2.1.1. Composição florística

O projeto intitulado “Balanço de Carbono nos Reservatórios de Furnas Centrais Elétricas S/A” deu origem à publicação contendo o levantamento da composição fitoplanctônica dos reservatórios hidrelétricos de Manso (MG), Serra da Mesa (GO), Corumbá (GO), Itumbiara (GO), Furnas (MG), Mascarenhas de Moraes (MG), Luiz Carlos Barreto de Carvalho (SP) e Funil (RJ). Este estudo encontrou o total de 369 táxons, com marcante variabilidade na diversidade local, variando de 35 em Funil (eutrófico) a 145 em Manso (mesotrófico). Dentre os 369 táxons identificados, apenas 12 ocorreram em mais de 85% dos reservatórios, representados pelas cianobactérias *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) Cronberg & Komárek, *Chroococcus minimus* (Keissler) Lemmermann, *Eucapsis alpina* Clements & Shantz, *Merismopedia tenuissima* Lemmermann e *Synechocystis aquatilis* Sauvageau, a críptofíceia *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bicudo & Bicudo

e as clorofíceas *Elakatothrix gelifacta* (Chodat) Hindák, *Eutetramorus planctonicus* (Korshikov) Bourrelly, *Monoraphidium fontinale* Kindák, *Monoraphidium kormakovae* Nygaard, *Scenedesmus acunae* (Comas) e *Tetraedron caudatum* (Corda) Hansgirg (Huszar e Silva, 2009).

2.1.2. Produtividade primária

No reservatório de Barra Bonita, no médio rio Tietê (SP), Calijuri e Dos Santos (2001) destacaram o evidente processo de eutrofização observado no local, descrevendo o sistema como extremamente dinâmico, apresentando pulsos de alta atividade fitoplanctônica, com intensidade controlada pela quebra da estabilidade da coluna d'água. Esses autores concluíram que o efeito limitante da penetração de luz foi o principal fator na determinação da atividade fotossintética, em detrimento da concentração de nutrientes. Nesse estudo, as cianobactérias destacaram-se como principais constituintes do fitoplâncton.

Da mesma forma, Calijuri et al. (1999), ao estudar o reservatório de Salto Grande (SP), constataram que a disponibilidade de luz subaquática foi limitante à produtividade primária, observando que esta foi influenciada pela cobertura de nuvens, pela entrada de material particulado na bacia, pelas freqüentes florações de cianobactérias e pela proliferação de macrófitas flutuantes. Com relação à abundância relativa, em estudos de curta (seis dias consecutivos, duas coletas diárias) e longa duração (12 meses), espécies dos gêneros *Microcystis*, *Pseudanabaena* (Cyanophyceae) e *Cryptomonas* (Cryptophyceae) foram sempre predominantes, revelando que as condições de baixa luminosidade foram propícias ao desenvolvimento de espécies adaptadas ao sombreamento ou dotadas de mobilidade na coluna d'água (Padisák et al., 2009).

2.1.3. Estrutura fitoplanctônica

Ao estudar os fatores que influenciam o desenvolvimento de cianobactérias no reservatório de Guarapiranga, Beyruth (2000) destaca como fatores propícios: Alta temperatura, disponibilidade de nutrientes, estabilidade da coluna d'água e baixa intensidade luminosa. No mesmo estudo, a autora afirma que perturbações físicas no ambiente foram determinantes para a composição da comunidade fitoplanctônica, citando, como exemplo, as contribuições de gêneros tipicamente litorâneos na região limnética, como *Mougeotia* e *Mougeotiopsis* (Zygnemaphyceae). Nesse mesmo sentido, confirmou que gêneros como *Peridiniopsis* e *Gymnodinium* (Dinophyceae) apresentam estratégia tolerantes/dependente dessas perturbações, enquanto que o gênero *Dictyosphaerium* (Chlorophyceae) é mais sensível as mesmas (Reynolds, 1988).

Calijuri et al. (2002) afirmam que, em reservatórios destinados a geração de energia, o ciclo natural do fitoplâncton é perturbado pelas flutuações de nível e de fluxo impostos pela operação das barragens que, em geral, são irregulares tanto em escala diária quanto anual. Segundo os autores, quando observadas, estas condições refletem no aumento da diversidade e da coexistência entre espécies, fato que pode ser explicado pela hipótese de perturbações intermediárias (Connell, 1978).

2.1.4. Variação espacial e temporal

O reservatório de Funil, situado na bacia do rio Paraíba do Sul (RJ), é outro exemplo de ambiente eutrofizado. Em estudo realizado por Ferrão-Filho et al. (2009) no local, verificou-se um aumento gradativo na densidade de cianobactérias ao longo dos anos e em períodos com temperaturas mais elevadas e precipitações mais intensas, atribuindo-se o fato ao elevado aporte de nutrientes. Os autores observaram padrão sazonal de distribuição desses organismos, com dominância do

gênero *Microcystis* (Cyanophyceae) em períodos quentes-chuvosos e co-dominância das cianobactérias *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault e *Cylindrospermopsis raciborski* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju no restante do ano.

Nogueira et al. (2005), estudando a cascata de reservatórios do rio Paranapanema (SP), também observaram maiores abundâncias nas regiões onde ocorre maior aporte de nutrientes. Estes autores observaram que maiores densidades não foram verificadas em função do baixo tempo de retenção de alguns reservatórios, demonstrando que o controle de vazões pode ser uma estratégia de manejo para controle de populações, principalmente de cianobactérias.

Na região Nordeste, embora a exploração hidrelétrica esteja desenvolvida, em especial nos rios São Francisco (BA/PE/AL/SE), Contas (BA), Parnaíba (MA/PI) e Acaraú (CE), os estudos com fitoplâncton nesses sistemas são escassos, e abordam aspectos da estrutura e dinâmica do fitoplâncton (Pompêo et al., 1998; Dantas et al., 2008; Fuentes et al., 2010), havendo, contudo, uma lacuna de conhecimentos sobre a relação desta comunidade com os parâmetros abióticos.

Dantas et al. (2008) estudaram o reservatório de Araras, situado no rio Acaraú (CE), revelando que, em termos qualitativos, a comunidade fitoplanctônica foi representada principalmente por clorofíceas, seguidas de cianobactérias e diatomáceas. No entanto, em termos quantitativos, o reservatório foi dominado por cianobactérias, principalmente as espécies *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju e *Geitlerinema amphibium* (C. Agardh) Anagnostidis. A espécie *P. agardhii* destacou-se das demais, por apresentar abundância relativa superior a 80% em todas as amostras de um período de amostragem. As condições de predomínio

de cianobactérias filamentosas em todo o estudo levaram os autores a considerarem o reservatório como eutrófico.

Fuentes et al. (2010) avaliaram a variação espacial e temporal do fitoplâncton no Rio de Contas (BA), observando que o aumento da atividade antrópica ao longo da bacia hidrográfica e as alterações sazonais do regime hidrológico e das condições climatológicas foram determinantes na estrutura da comunidade, que apresentou maior densidade de clorófitas no trecho inicial do rio, com modificações à jusante, onde cianobactérias (verão) e diatomáceas (inverno) apresentaram maiores densidades.

2.2. O fitoplâncton e a heterogeneidade de habitats em ecossistemas tropicais

A estrutura do fitoplâncton é determinada pela combinação estocástica de diversos fatores, dentre eles, clima, hidrografia e padrões hidráulicos, disponibilidade de luz, variabilidade na disponibilidade, consumo e ciclagem de nutrientes e teia trófica. Predições sobre a composição fitoplanctônica podem ser feitas considerando-se as probabilidades de ocorrência de determinadas combinações. Em casos de mistura profunda na coluna de água, organismos pesados e sem locomoção tendem a ser beneficiados. Em condições de segregação de habitats, por estratificação física ou química, organismos flagelados ou capazes de migração vertical possuem vantagem sobre os demais (Reynolds, 1999).

Correntes teóricas da ecologia do fitoplâncton assumem que a composição específica é determinada tanto pela relação entre biótico e abiótico quanto pela relação trófica nos ambientes aquáticos. Atualmente, é na relação entre os organismos e os fatores ambientais que residem os principais avanços científicos no sentido de elucidar a questão da biodiversidade (Litchman e Klausmeier, 2008). Espíndola et al. (2000) ressaltam a importância de caracterizar a heterogeneidade

espacial do ambiente como forma de melhor conhecer a relação entre as variáveis ambientais e a composição e distribuição das comunidades planctônicas.

A publicação científica mais remota sobre o tema no Brasil foi o estudo realizado no reservatório de Boa Esperança, no rio Parnaíba (PI/MA), onde Pompêo et al. (1998) demonstraram a heterogeneidade espacial da distribuição fitoplanctônica, com predominância de Chlorophyceae e Bacillariophyceae em ambientes lóticos, e Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae em ambientes lênticos. Este estudo apontou maiores riquezas em ambientes lênticos, onde foram detectadas espécies com maior capacidade de flutuação, em função da presença de mucilagem, gotículas de óleo e aumento da razão superfície/volume.

Em estudo detalhado sobre a compartimentalização interna do reservatório de Jurumirim, no rio Paranapanema, Nogueira (2000) observou maiores abundâncias em áreas sob influência do rio, sendo menores nas proximidades da barragem, atribuindo o fato à maior disponibilidade de nutrientes associada à maior turbulência nestes locais. Tais condições foram favoráveis ao desenvolvimento das espécies do gênero *Aulacoseira* (Bacillariophyceae). Em contrapartida, neste mesmo estudo, o autor observou que condições físicas mais estáveis em determinada reentrância do reservatório foram propícias ao desenvolvimento de cianobactérias, principalmente do gênero *Anabaena* (Cyanophyceae).

Matsumura-Tundisi e Tundisi (2005) estudaram a riqueza planctônica em pontos representativos de condições ambientais distintas no reservatório de Barra Bonita (SP), demonstrando que a variação espacial e sazonal das condições limnológicas e dos processos longitudinais nos dois tributários principais se refletiu na composição e na dinâmica das comunidades planctônicas.

Ferrareze e Nogueira (2006) analisaram o comportamento da comunidade fitoplanctônica e das variáveis abióticas em trechos lóticos e lênticos do Rio

Parapanema (SP). Os autores atribuíram o aumento das densidades em trechos lênticos ao aumento no tempo de retenção em períodos secos, e nos lóticos, ao aumento nos nutrientes em período chuvoso. No inverno, predominaram Bacillariophyceae, Chlorophyceae e, em alguns trechos lóticos, Cryptophyceae. No verão, ocorreu aumento significativo de Cyanophyceae e Cryptophyceae. Cyanophyceae foi favorecida com o aumento de nutrientes em reservatório com elevado tempo de retenção. Cryptophyceae foi favorecida pela elevada concentração de nutrientes e pelo aumento da vazão em determinados trechos. A densidade e riqueza relativamente baixas de Cyanophyceae foram atribuídas à predominância de condições lóticas no sistema.

Caputo et al. (2008) avaliaram as condições tróficas e a distribuição fitoplanctônica ao longo do eixo longitudinal de quatro reservatórios em forma de “*canyon*”, na Espanha. Esses reservatórios, dispostos em gradiente de altitudinal, apresentaram acentuado gradiente trófico tanto internamente quanto entre si, atribuído a crescente influência antrópica sobre as bacias em ambos os sentidos, longitudinal e altitudinal. Os autores identificaram padrões de distribuição e composição fortemente relacionados à disponibilidade de luz, principalmente em condições hipertróficas, onde espécies filamentosas (R-estrategistas) predominaram. Por outro lado, sob condições de depleção de nutrientes e elevado coeficiente de extinção da luz, organismos com elevada razão superfície/volume (C e S-estrategistas) foram predominantes.

Fonseca e Bicudo (2010) estudaram a composição específica do fitoplâncton de dois reservatórios com níveis diferentes de estado trófico. Em reservatório tipicamente oligotrófico, observaram a predominância de macrófitas submersas, e no eutrófico, macrófitas flutuantes. Na presença de macrófitas submersas, espécies flageladas foram beneficiadas. Søndergaard e Moss (1998) consideram as altas

taxas de crescimento e a mobilidade como principais fatores favoráveis ao sucesso dos flagelados em ambientes de estrutura vertical heterogênea, como os criados por macrófitas submersas. Estudos anteriores, em ambientes rasos com alta proliferação de macrófitas submersas, corroboram com tais observações, relatando tendência geral de menores biomassas e predominância de picoplâncton e flagelados, na presença macrófitas submersas (Meerhoff et al, 2003; Takamura et al, 2003).

3. Referências bibliográficas

- Beyruth, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, 424, 51-65.
- Calijuri, M. C., Deberdt, G. L. B., Minoti, R. T., 1999. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: Henry, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDBIO, Botucatu, pp. 109-148.
- Calijuri, M. C., Dos Santos, A. C. A., 2001. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). *Hydrobiologia*, 445, 11–26.
- Calijuri, M. C., Dos Santos, A. C. A., Jati, A., 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical reservoir and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). *J. Plank. Res.*, 24, 617–634.
- Caputo, L., Naselli-Flores, L., Ordoñez, J., Armengol, J., 2008. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). *Freshwater Biol.*, 53, 2543-2556.
- CHESF, 2009. Dados sobre economia regional na região da bacia do rio São Francisco. Disponível em: <http://www.chesf.gov.br/riosaofrancisco_economia.shtml>. Acesso em: 5 ago. 2009.
- Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Dantas, E. W., Severi, W., Moura-Júnior, E. G. M., Moura, A. N., 2008. Heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Araras, Estado do Ceará. In: Moura, A. N., Araújo, E. L., Albuquerque, U. P.

- (Eds.). Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos. NUPEEA, Recife, pp. 181-208.
- Espíndola, E. L. G., Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A. C., Tundisi, J. G., 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Rev. Bras. Biol.*, 60 (2), 179-194.
- Ferrão-Filho, A. S., Soares, M. C., Rocha, M. I. A., Magalhães, V. F., Azevedo, S. M. F. O., 2009. Florações de cianobactérias tóxicas no reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. *Oecol. Bras.*, 13, 346-365.
- Ferrareze, M., Nogueira, M. G., 2006. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema basin (Southeast Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, 18, 389-405.
- Figueredo, C. C., Giani, A., 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 445, 165-174.
- Fonseca, B. M., Bicudo, C. E. M., 2010. How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? *J. Plank. Res.*, 32, 31-46.
- Fuentes, E. V., Oliveira, H. S. B., Cordeiro-Araújo, M. K., Severi, W., Moura, A. N., 2010. Variação espacial e temporal do fitoplâncton do Rio de Contas, Bahia, Brasil. *Rev. Bras. Eng. Pesca*, 5, 13-25.
- Huszar, V. L. M., Silva, L. H. S., 2009. Reservatórios e a comunidade fitoplanctônica. In: Silva, L. H. S.; Huszar, V. L. M.; Roland, F. (Orgs.). *Algas planctônicas em reservatórios de hidrelétricas brasileiras*. Museu Nacional, Rio de Janeiro, pp. 21-29.

- IBGE, 2009. Dados estatísticos e populacionais. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 5 ago. 2009.
- Litchman, E., Klausmeier, C. A., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.*, 39, 615-639.
- Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, 542, 367-378.
- Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B., Rodríguez-Gallego, L., 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecol.*, 37, 377–391.
- Nogueira, M. G., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 431, 115–128.
- Nogueira, M. G., Henry, R., Maricatto, F. E., 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lake Reserv. Manage.* 4, 107–120.
- Nogueira, M. G., Jorcim, A., Vianna, N. C., Britto, Y. C. T., 2005. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema. In: Nogueira, M. N., Henry, R., Jorcim, A. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos, pp. 83-125.
- Padisák, J., Crossetti, L. O., Naselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1-19.

- Pelechaty, M., Owsiany, P. M., 2003. Horizontal distribution of phytoplankton as related to the spatial heterogeneity of a lake – a case study from two lakes of the Wielkopolski National Park (western Poland). *Hydrobiologia*, 510, 195-205.
- Pompêo, M. L. M., Moschini-Carlos, V., Costa-Neto, J. P., Cavalcante, P. R. S., Ibañes, M. S. R., Ferreira-Correia, M. M., Barbieri, R., 1998. Heterogeneidade espacial do fitoplâncton no reservatório de Boa Esperança (Maranhão – Piauí, Brasil). *Acta Limnol. Bras.*, 10, 101-113.
- Quirós, R., Boveri, M. B., Petracchi, C. A., Renella, A. M., Rosso, J. J., Sosnovsky, A., Von Bernard, H. T., 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. In: Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., Galli, C. S. (Eds.) *Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle*. IIE, São Carlos, pp. 1-16.
- Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. Em: Sandgren, C. D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 388-434.
- Reynolds, C. S., 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: Tundisi, J. G., Straškraba, M. (Eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. IIE, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers, São Carlos, pp. 439-456.
- Silva, A. S., Train, S., Rodrigues, C., 2005. Phytoplankton assemblages in Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, 537, 99-109.
- Søndegaard, M., Moss, B., 1998. Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: Jeppensen, E.; Søndegaard, M.

- Christoffersen, K. (Eds). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ecological Studies, Vol.131. New York , Springer Verlag, pp. 115–132.
- Straškraba, M., Tundisi, J. G., Duncan, A., 1993. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherland.
- Takamura, N., Kadono, Y., Fukushima, M., Nakagawa, M., Kim, B. H. O., 2003. *Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes*. Ecological Res., 18, 381–395.
- Thornton. W. K., 1990. *Perspectives on reservoir limnology*. In: Thornton K. W., Kimmel B. L., Payne F. E. (Eds.) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, New York, pp. 1–13.
- Tundisi, J. G., 2000. *Gerenciamento de reservatórios no Brasil*. In: Jorgensen, S. E., Vollenweider, A. (Eds.) *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. ILEC, IEE, UNEP, São Carlos, pp. 139-152.
- Wetzel, R. G., 1990. *Reservoir ecosystems: Conclusions and speculations*. In: Thornton K. W., Kimmel B. L., Payne F. E. (Eds.) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, New York, pp. 227–238.

4. Manuscrito

Artigo científico a ser encaminhado para publicação em revista científica.

Título

Análise da heterogeneidade do fitoplâncton em função das condições limnológicas em reservatório hidrelétrico no semiárido brasileiro

Autores

Eduardo Vetromilla Fuentes^{a,*}, Ariadne do Nascimento Moura^a, William Severi^b

^aUFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Botânica, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. vetromilla@gmail.com; ariadne_moura@hotmail.com

^bUFRPE - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Pesca e Aquicultura, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. wseveri@depaq.ufrpe.br

****Autor para correspondência***

Endereço atual: Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Botânica, Avenida Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. Tel: 55 81 3320 6361; Fax: 55 81 3320 6360

Endereço eletrônico: vetromilla@gmail.com

Título resumido

Fitoplâncton em reservatório hidrelétrico

Palavras-chave:

Atividades antrópicas, Estrutura fitoplanctônica, Variação espaço-temporal.

Resumo

Em vista da multiplicidade de usos à qual os reservatórios hidrelétricos geralmente estão sujeitos, espera-se encontrar condições diferenciadas quanto à composição, densidade e biomassa fitoplanctônica, em função de possíveis variações espaciais e sazonais das condições limnológicas e de ocupação do solo na bacia. Com o objetivo de conhecer a estrutura fitoplanctônica e sua variação em função da heterogeneidade espacial no reservatório hidrelétrico de Moxotó, foram analisadas amostras em dois períodos sazonais, de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009). As coletas foram realizadas em uma estação no corpo central (barragem à montante) e cinco em reentrâncias representativas de diversas atividades antrópicas (piscicultura, agricultura, ocupação urbana, aterro sanitário e sem atividade pontual). O reservatório apresentou vazão regularizada, tempo teórico de retenção curto (< 7 dias) e transparência da água elevada (mediana $Z_{EUF}:Z_{MAX} = 1,0$). A biomassa fitoplanctônica foi compatível com sistemas pouco produtivos (mediana = $0,9 \text{ mg L}^{-1}$), limitadas principalmente por fósforo nas chuvas (mediana $SRP = 8,4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), e nitrogênio (mediana $DIN = 36,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) na estiagem. A composição fitoplanctônica apresentou sazonalidade marcante, especialmente para diatomáceas, com maiores participações das planctônicas nas chuvas e das tipicamente perifíticas, na estiagem. Em condições de limitação por fósforo e nitrogênio, organismos adaptados a mixotrofia (dinoflagelados e euglenóides) atingiram biomassas mais elevadas. Por outro lado, organismos nanoplanctônicos (clorofíceas e criptofíceas) foram dominantes em condições de disponibilidade de nutrientes. Os locais estudados mostraram a existência de três ambientes distintos, sendo corpo central e reentrâncias com macrófitas submersas e sob influência de tributários. Dentre as atividades antrópicas observadas, a agrícola foi considerada a mais impactante em relação à eutrofização. Por outro lado, a proliferação de

macrófitas submersas em reentrâncias pode ocasionar o comprometimento destes locais para fins de usos múltiplos, apesar dos aparentes benefícios para a qualidade da água (aumento da transparência). Atividades antrópicas, presença de macrófitas submersas e tempo de retenção influenciaram a disponibilidade de recursos, sendo considerados os fatores direcionadores da estrutura do fitoplâncton.

1. Introdução

Reservatórios hidrelétricos são ambientes artificiais de natureza dinâmica, onde atividades antrópicas e variações hidrológicas e climatológicas são alguns dos fatores externos que influenciam a organização interna desses ecossistemas (Nogueira, 2000).

Esses fatores agem sobre o ambiente de diferentes formas e em diferentes magnitudes, que variam tanto em escala espacial quanto temporal. Como consequência, esses sistemas podem caracterizar-se como um mosaico de ambientes heterogêneos, que determinam a composição específica das comunidades biológicas presentes (Nogueira, 2001; Calijuri et al., 2002).

Estudos da heterogeneidade espacial em reservatórios têm demonstrado que, além da zonação longitudinal em função dos processos hidrodinâmicos, que acarretam várias alterações limnológicas ao longo do eixo rio principal-barragem (Thornton, 1990), também são importantes as interações com a bacia hidrográfica, especialmente em ambientes dendríticos (Wetzel, 1990). A presença vegetação litorânea e de atividades antrópicas nas margens e reentrâncias pode ser decisiva sobre a qualidade da água e a estrutura fitoplanctônica nesses sistemas (Nogueira et al., 1999; Espíndola et al., 2000; Pelechaty e Owsianny, 2003).

Ademais, fatores internos como morfometria, padrões hidrodinâmicos, tempo de retenção da água, tipo de substrato, tamanho e densidade de organismos e presença de competidores são determinantes para a disponibilidade de recursos e a

distribuição vertical e horizontal do fitoplâncton (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008; Bini et al., 2010).

Em vista da multiplicidade de usos à qual os reservatórios hidrelétricos estão sujeitos, espera-se encontrar condições diferenciadas quanto à composição, densidade e biomassa fitoplanctônica, em função de possíveis variações sazonais e espaciais das condições limnológicas e de ocupação do solo.

O objetivo deste estudo é conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica e sua variação em função da heterogeneidade espacial no reservatório hidrelétrico de Moxotó, visando contribuir para o conhecimento da biodiversidade, da ecologia e dos principais mecanismos de funcionamento deste ecossistema, bem como identificar possíveis influências de atividades antrópicas sobre a qualidade da água e a estrutura desta comunidade.

2. Material e métodos

Área de estudo

O reservatório de Moxotó (9°20'53.88"S-038°13'11.91"W) situa-se no meio da cascata de barramentos do rio São Francisco, na região Nordeste do Brasil (Fig. 1). Apresenta forma dendrítica, com presença de macrófitas submersas em áreas rasas (até 9 m), principalmente *Egeria densa* Planchon (Oliveira et al., 2005). O clima da região é árido quente de estepes de baixa latitude e altitude (Köppen BSh), caracterizado por elevadas temperaturas (média > 18 °C) e chuvas escassas (380 – 760 mm), e a vegetação é a caatinga arbustiva (Andrade-Lima, 1981). O rio Moxotó é o único tributário permanente, situado à sua margem esquerda. Dados morfométricos do reservatório (Tab. 1) foram fornecidos pela Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF).

Amostragem e análises das amostras

Foram realizadas duas (2) amostragens, uma no período de chuvas (C; 16/jun/2009) e outra no período de estiagem (S; 1/dez/2009). Amostras de fitoplâncton foram coletadas sob a superfície ($\approx 0,1$ m), com garrafa van Dorn de 3 L, em seis estações (E1 a E6) representativas de diferentes influências antrópicas (Tab. 2), sendo preservadas com lugol acético ($n = 12$).

O material biológico foi analisado em microscópio óptico ZEISS JENAVAL, com ocular de medição e sistema acoplado de fotodocumentação digital SANSUNG SHC-730N. O enquadramento taxonômico foi feito a partir de características morfológicas e morfométricas dos organismos, considerando valores médios das medições. Tais características foram visualizadas em lâminas permanentes ($n = 5$ /amostra), para diatomáceas (Carr et al., 1986), e semi-permanentes ($n = 5$ /amostra) para os demais grupos.

A identificação da comunidade fitoplanctônica foi baseada em Prescott et al. (1982) e Komárek e Fott (1983) para clorofíceas; Komárek e Anagnostidis (2000; 2005) e Komárek e Cronberg (2001) para cianobactérias; Popovsky e Pfiester (1990) para dinoflagelados, Krammer e Lange-Bertalot (1991a, b) para diatomáceas e John et al. (2002), para outros fitoflagelados, como euglenóides e criptofíceas.

As densidades populacionais (ind L^{-1}) foram estimadas pelo método de Utermöhl (1958), sendo considerada a média da contagem de três transectos inteiros. A biomassa algal (mg L^{-1}) foi estimada através de fórmulas predefinidas por aproximação das formas geométricas dos indivíduos (Sun e Liu, 2003), utilizando-se medições médias e gravidade específica de indivíduos igual a 1 mg mm^{-3} . A dominância foi determinada de acordo com Lobo e Leighton (1986). Espécies com abundâncias ou biomassas relativas acima de 5% foram consideradas descritoras

do fitoplâncton. Os organismos foram classificados por tamanho, baseado na máxima dimensão linear (Sieburth et al., 1978).

Simultaneamente às coletas de fitoplâncton, foram mensuradas as variáveis temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), concentração ($\text{mg L}^{-1} \text{O}_2$) e saturação de oxigênio dissolvido ($\% \text{O}_2$), com uso de analisador multiparâmetro YSI 556. A transparência da água foi estimada pela profundidade de extinção de disco de Secchi (z_{DS}). A profundidade (z_{MAX}) foi obtida com ecobatímetro, e a zona eufótica (z_{EUF}) foi considerada como três vezes z_{DS} (Cole, 1994).

Foram estimadas as concentrações de nitrato (N-NO_3) e nitrito (N-NO_2 ; Mackereth et al., 1978), nitrogênio amoniacal ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$; Koroleff, 1976); fósforo solúvel reativo (SRP, P-PO_4) e fósforo total (PT; Strickland e Parsons, 1960), alcalinidade total (CaCO_3 ; Goltermann et al., 1978) e sílica solúvel reativa (SRSi, SiO_2 ; APHA, 1995). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi considerado como a soma das concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal. As concentrações de DIN, SRP e SRSi foram utilizadas para estimativa da limitação por nutrientes, considerando-se limitantes ao crescimento fitoplanctônico concentrações abaixo de $10 \mu\text{g P L}^{-1}$, $100 \mu\text{g N L}^{-1}$ e $100 \mu\text{g Si L}^{-1}$ (Sas, 1989; Reynolds, 1999; 2006). A turbidez (UNT) foi medida com turbidímetro de bancada, e a clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi estimada conforme Nusch (1980) e recomendações de Wetzel e Likens (1997). Dados hidrológicos diários foram fornecidos pela Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF). Dados pluviométricos diários foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET; Estação Paulo Afonso, $9^{\circ}22'\text{S-}038^{\circ}13'\text{W}$).

Análise dos dados

Foi utilizado o coeficiente de variação (CV), em percentual, como estimativa da heterogeneidade dos dados limnológicos entre estações. Foi realizada análise de correlação univariada (Spearman) entre variáveis limnológicas e atributos estruturais

(riqueza, densidade e biomassa totais, razão biomassa/densidade e densidade por classes) do fitoplâncton, através do pacote estatístico STATISTICA, versão 8 (Statsoft, 2008).

Curvas de comparação de abundância e biomassa acumuladas (curvas ABC) foram utilizadas na análise da estrutura do fitoplâncton nas estações. Valores positivos da estatística W indicam predomínio de organismos com biomassa mais elevada, e negativos indicam predomínio de organismos menores (Warwick, 1986; Warwick e Clarke, 1994). Para estimativa da diversidade florística entre períodos e estações, foi realizada análise de agrupamento utilizando o método de associação média (UPGMA), a partir de matriz de similaridade calculada através do coeficiente de Jaccard, utilizando-se dados de presença/ausência de espécies. A significância dos agrupamentos foi obtida através do teste SIMPROF ($p \leq 0,05$). Ambos os procedimentos descritos acima consideraram a riqueza total no estudo, e foram realizados através do pacote estatístico PRIMER, versão 6 (Clarke e Warwick, 1994).

Foram calculadas matrizes de similaridade dos dados transformados [$\log(x + 1)$] de densidade e biomassa das espécies descritoras do fitoplâncton, utilizando-se a distância de Bray-Curtis. A matriz de similaridade dos dados limnológicos foi calculada através da distância euclidiana, utilizando dados padronizados (centrados e reduzidos). Essas matrizes foram utilizadas na ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e na relação entre a similaridade nas amostras e nos dados limnológicos, desenvolvida através da análise multivariada “*biota-environment*” (BIOENV) (Clarke e Ainsworth, 1993; Xu et al., 2008). Foi utilizado o coeficiente de Spearman (ρ) para medir a correlação entre as matrizes. A significância dos resultados da BIOENV foi acessada através da rotina RELATE. Essas análises foram realizadas através do pacote estatístico PRIMER, versão 6.

3. Resultados

3.1. Hidrologia e pluviometria

A hidrologia revelou a condição de regularidade das vazões afluente e defluente, tendo o tempo teórico de retenção variado de 4,5 a 4,8 dias em ambos os períodos (Tab. 3). Os dados de precipitação acumulada nos 90 dias anteriores às coletas comprovaram que as amostragens foram realizadas nos respectivos períodos de chuvas (389 mm, junho/2009) e estiagem (86 mm, dezembro/2009) (Tab. 3).

3.2. Variáveis limnológicas

Os dados limnológicos constam da Tabela 4. A temperatura da água variou entre 25,6 °C e 29,5 °C. O pH variou de neutro a alcalino, sendo mais elevado nas chuvas. A alcalinidade total e a condutividade elétrica foram mais elevadas em E4, em ambos os períodos, tendo a condutividade também sido elevada em E2, nas chuvas (437 $\mu\text{S cm}^{-1}$). A condutividade foi mais heterogênea entre estações (CV > 100%). A tendência geral do percentual de oxigênio dissolvido foi de subsaturação, porém normóxicos, ocorrendo supersaturação apenas em E3 (109%) e hipóxia moderada em E6, na estiagem (47,3%). A zona eufótica alcançou a profundidade máxima em 83% das estações, indicando condições predominantemente transparentes. Exceções ocorreram em E1 e E4, nas chuvas (Razão $Z_{\text{EUF}}:Z_{\text{MAX}} = 0,5$ e 0,3, respectivamente), tendo a turbidez apresentado valor máximo em E4 (50,3 UNT).

Os nutrientes nitrogenados apresentaram comportamento sazonal marcante, sendo nitrato mais elevado nas chuvas e nitrogênio amoniacal na estiagem, com elevada variabilidade entre as estações, principalmente na estiagem (CV > 100%). De forma geral, o nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi mais elevado nas chuvas, estando acima de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ em 67% das estações no período. As concentrações

máximas foram registradas em E4 (271,3 $\mu\text{g L}^{-1}$), nas chuvas, e E6 (489,6 $\mu\text{g L}^{-1}$), na estiagem, e as mínimas em E2 (44,4 $\mu\text{g L}^{-1}$), nas chuvas, e E3 (21,2 $\mu\text{g L}^{-1}$), na estiagem. O fósforo solúvel reativo (SRP) esteve abaixo de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ em 58% das estações no estudo, principalmente nas chuvas (mediana = 8,4 $\mu\text{g L}^{-1}$). No entanto, o fósforo total foi mais elevado nas chuvas (mediana = 71,9 $\mu\text{g L}^{-1}$), apresentando maior variabilidade (CV = 107%). A sílica solúvel reativa (SRSi) apresentou-se homogênea (CV = 12%), sendo mais elevada na estiagem (mediana = 4,1 mg L^{-1}). A clorofila-a variou de 0,7 $\mu\text{g L}^{-1}$, em E1 e E4, nas chuvas, a 11,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ em E4, na estiagem.

3.3. Estrutura do fitoplâncton

Foram identificadas 111 espécies pertencentes a oito classes, sendo 62 na época de chuvas e 99 na de estiagem. A classe Chlorophyceae (46) foi a mais bem representada, seguida de Bacillariophyceae (25), Cyanophyceae (16), Zygnemaphyceae (10), Euglenophyceae (5), Cryptophyceae (4), Chrysophyceae (3) e Dinophyceae (2). Zygnemaphyceae não foi representada nas chuvas (Fig. 2).

A riqueza variou entre 18 táxons em E2, nas chuvas, e 68 táxons em E6, na estiagem. A densidade foi sempre menor em E1, bem como a biomassa na estiagem. Picos de densidade foram verificados em E2 (4233 ind mL^{-1}), nas chuvas, e E4 (3680 ind mL^{-1}), na estiagem, e de biomassa, em E6 (2,9 mg L^{-1}), nas chuvas, e E4 (4,6 mg L^{-1}), na estiagem (Fig.3A,B,C).

A participação das classes algais mostrou comportamento distinto entre períodos. Nas chuvas, Chlorophyceae apresentou a maior densidade, enquanto que Bacillariophyceae apresentou a biomassa mais elevada. Na estiagem, Chlorophyceae e Cryptophyceae foram as mais abundantes, com Cyanophyceae e Cryptophyceae apresentando biomassas mais elevadas (Figs. 4 e 5).

As curvas ABC (Fig. 6) mostraram a ocorrência de dominância em E2, nas chuvas, e E6, na estiagem, atribuída a espécie *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová (E2C = 84,1%; E6S = 50,2%) (Tab. 5). Nas chuvas, observou-se maior abundância de organismos do microfitoplâncton (> 20 µm), com valores negativos de *W* apenas em E2 e E4, enquanto que na estiagem, organismos nanoplânctônicos (< 20 µm) foram mais abundantes.

Dentre as espécies consideradas descritoras, destacaram-se as clorofíceas (8 spp.), em densidade, e as diatomáceas (9 spp.), em biomassa (Tabs. 5 e 6). *Chlamydomonas microscopica* West, *Chlamydomonas* sp. 1, *Trachelomonas volvocina* Ehrenberg, *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bicudo & Bicudo e *Cryptomonas erosa* Ehrenberg ocorreram em todas as estações.

Alguns gêneros foram dominantes nas chuvas (Tab. 5), sendo *Aulacoseira* (*A. ambigua*, *A. granulata* e *A. italica*) em E6 (51,7%) e *Monoraphidium* (*M. contortum*, *M. pusillum* e *M. tortile*) em E4 (50,7%). *Aulacoseira italica* (Ehrenberg) Simonsen (1,8%) não consta na Tabela 5 (espécie descritora por biomassa). As biomassas relativas mais elevadas foram de *Aulacoseira* (*A. ambigua*, *A. granulata* e *A. italica*), em E1 (60,5%), E3 (59,7%) e E6 (66,5%), e de flagelados, em E2 (61,3%) e E5 (66,4%), sendo principalmente *Cryptomonas* (*C. brasiliensis*, *C. marssonii* e *C. tetrapyrenoidosa*) em E2 (47,7%), e *Euglena acus* Ehrenberg (30,2%) e *Peridinium volzii* Lemmermann (22,4%) em E5.

Na estiagem, *Cryptomonas* (*C. brasiliensis*, *C. erosa*, e *C. marssonii*) foi dominante em E4 (51,3%). Flagelados apresentaram biomassas relativas mais elevadas em E4 (57,4%), principalmente de *Cryptomonas* (36,5%), e em E1 (58,5%), principalmente de *Peridinium* (54,0%). As cianobactérias contribuíram para o aumento da biomassa total em E4, atingindo 23,7% na estiagem. *Geitlerinema amphibium* (Agardh ex Gomont) Anagnostidis apresentou a maior biomassa relativa

(14,6%). Nesse período, observou-se aumento da biomassa relativa de diatomáceas tipicamente perifíticas, principalmente em E5 e E6, como *Epithemia sorex* Kützing e *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Ehrenberg (Tab. 6).

A análise de agrupamentos (Fig. 7A) mostrou a formação três grupos ($p < 0,05$), separando E2C das demais (25,8% de similaridade), devido à baixa riqueza. A análise revelou o aspecto sazonal da composição, com 33,8% de similaridade entre os grupos I e II. O grupo I (chuvas) dividiu-se em dois subgrupos de maior (E4C) e menores densidades (40,3% de similaridade), este se subdividindo em maiores (E5C e E6C) e menores (E3C e E1C) biomassas. Dois subgrupos formaram o grupo II (estiagem), sendo um com riqueza, densidade e biomassa mais elevadas (E6S). O outro dividiu-se em menores (E2S e E5S) e maiores riquezas, este se subdividindo em maior (E4S) e menores (E1S e E3S) densidades e biomassas.

O escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) formou quatro grupos. Para densidade (Fig. 7B), dois grupos (I e IV) de caráter sazonal foram formados com 70% de similaridade. E1S e E2C separaram-se das demais por apresentarem, respectivamente, menor e maior densidade. Para biomassa (Fig. 7C), verificou-se condição análoga, sendo formados dois grupos (II e III) com 30% de similaridade, e separados I e IV, com maiores e menor biomassa, respectivamente.

3.4. Relações entre o fitoplâncton e o meio

A análise da relação entre os dados bióticos e abióticos (BIOENV) mostrou-se diferenciada para densidade e biomassa. Para a densidade, os melhores resultados foram encontrados para os modelos contendo temperatura da água, sílica solúvel reativa e profundidade ($p = 0,601$; $p = 0,001$) ou zona eufótica ($p = 0,584$; $p = 0,001$). Para biomassa, os modelos contendo somente condutividade elétrica e razão $Z_{EUF}:Z_{MAX}$ ($p = 0,425$; $p = 0,001$), ou conjuntamente com a turbidez ($p = 0,437$; $p = 0,002$) foram melhores. Dentre as variáveis selecionadas pelos modelos de

densidade, observou-se que temperatura da água, zona eufótica e SRSi apresentaram sazonalidade marcante.

A temperatura da água se correlacionou diretamente com a densidade ($\rho = 0,59$; $p < 0,05$) e biomassa totais ($\rho = 0,74$; $p < 0,05$), densidade de cianobactérias ($\rho = 0,64$; $p < 0,05$), clorofíceas ($\rho = 0,61$; $p < 0,05$), criptofíceas ($\rho = 0,80$; $p < 0,01$) e dinoflagelados ($\rho = 0,67$; $p < 0,05$). A densidade de euglenóides se correlacionou negativamente com SRSi ($\rho = -0,59$; $p < 0,05$), e positivamente com a condutividade elétrica ($\rho = 0,60$; $p < 0,05$), e a de dinoflagelados e diatomáceas correlacionou-se com a turbidez de forma negativa ($\rho = -0,65$; $p < 0,05$) e positiva ($\rho = 0,60$; $p < 0,05$), respectivamente.

Dos nutrientes nitrogenados, nitrato foi o mais elevado nas chuvas, apresentando correlação positiva com a densidade de diatomáceas ($\rho = 0,81$; $p < 0,01$), assim como nitrito ($\rho = 0,64$; $p < 0,05$) e DIN ($\rho = 0,77$; $p < 0,01$), e negativa com dinoflagelados ($\rho = -0,69$; $p < 0,05$). Na estiagem, nitrogênio amoniacal foi mais elevado, correlacionando-se negativamente com a razão biomassa/densidade ($\rho = -0,65$; $p < 0,05$). A densidade total apresentou correlação positiva com SRP ($\rho = 0,62$; $p < 0,05$) e fósforo total ($\rho = 0,69$; $p < 0,05$), bem como a de clorofíceas, com o fósforo total ($\rho = 0,62$; $p < 0,05$). A riqueza não apresentou correlação significativa com as variáveis limnológicas estudadas.

4. Discussão

As condições gerais de funcionamento do reservatório de Moxotó foram determinadas pelo regime de operação das barragens, a montante e jusante, e pela morfometria, que controlaram vazão, nível hidrológico e tempo de retenção das águas. As condições de vazão regularizada proporcionaram variações mínimas de cota e volume, resultando em funcionamento “a fio d’água” (*run-of-the-river*).

De acordo com o tempo teórico de retenção, o reservatório foi de fluxo rápido (Classe A; Straškraba, 1999). No entanto, deve-se considerar que em ambientes dendríticos, o tempo de retenção da água nas reentrâncias laterais tende a ser maior que no corpo central (Tundisi et al., 1993).

Associadas à forma dendrítica, a baixa profundidade média e a transparência e alcalinidade elevadas foram favoráveis ao desenvolvimento de macrófitas submersas, corroborando com estudos anteriores (Thomaz, 2005). Em vista da ampla distribuição e elevada biomassa de *Egeria densa* Planchon (Oliveira et al., 2005; Nascimento et al., 2008), é provável que a espécie constitua o principal produtor primário no sistema.

Analisando a disponibilidade de nutrientes, verificou-se que o fósforo (SRP), e o nitrogênio (DIN) apresentaram concentrações abaixo de 10 e 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, em 75% das estações, sendo considerados limitantes ao crescimento fitoplanctônico. A sílica solúvel reativa não foi limitante no sistema, permanecendo acima de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Tempo de retenção curto e competição por recursos podem ter contribuído fortemente para as condições gerais de baixa biomassa do fitoplâncton, a exemplo de resultados observados em sistemas de reservatórios em cascata e ambientes rasos com presença de macrófitas submersas (Takamura et al., 2003; Nogueira et al., 2005).

A estação sob influência agrícola (E4) apresentou qualidade de água distinta. O tipo de uso do solo na reentrância foi a causa provável da turbidez e condutividade elétrica elevada, como consequência da erosão e do lixiviamento observado em solos irrigados na região (Antonello et al., 2010).

Devido ao afastamento do corpo central, o tempo de retenção nesta estação tende a ser mais longo. A contribuição em biomassa de flagelados e cianobactérias

filamentosas mostrou que esses organismos, capazes de regular sua posição vertical e adaptados ao sombreamento (Reynolds et al., 2002), foram favorecidos por condições de menor turbulência e baixa disponibilidade de luz na estiagem.

Nas chuvas, as condições de luminosidade foram inferiores no local, limitando a biomassa a despeito da disponibilidade de nutrientes. Tais condições também foram observadas por Calijuri et al. (1999), no reservatório de Salto Grande (SP), sendo atribuídas a cobertura de nuvens, entrada de material particulado na bacia e proliferação de macrófitas flutuantes.

O aumento do aporte hídrico no tributário (Rio Moxotó) favoreceu as diatomáceas *Aulacoseira ambígua* e *Cyclotella meneghiniana*, principais contribuintes em biomassa no período. Diatomáceas cêntricas são condicionadas à presença de mistura, sendo tolerantes a condições de baixa disponibilidade de luz (Reynolds et al., 2002).

Baixa transparência, elevada condutividade e presença de macrófitas flutuantes em ambos os períodos, associado à concentrações elevadas de DIN e SRP nas chuvas, e de clorofila-a, juntamente com elevada densidade e biomassa fitoplanctônica, na estiagem, permitem sugerir que a estação sob influência agrícola apresentou condições predominantemente eutróficas. Condições semelhantes foram reportadas por Calijuri et al. (2002) durante períodos de mistura no reservatório de Barra Bonita (SP), também considerado como eutrófico.

Curvas ABC têm sido utilizadas na estimativa do nível de perturbação em comunidades macrobentônicas marinhas (Warwick e Clarke, 1994). A predominância de organismos com elevada biomassa (*K*-seleção) resulta em curvas de biomassa inteiramente acima das de abundância ($W > 0$), correspondendo a ambientes pouco perturbados (Pianka, 1970; Warwick, 1986). Este conceito pode ser estendido à comunidade fitoplanctônica, que responde estruturalmente de forma semelhante às

comunidades macrobentônicas, o que faz do uso das curvas ABC uma forma simples de visualizar possíveis perturbações no meio ($W < 0$), sejam elas de origem antrópica ou natural.

A dominância de *M. contortum* ocorreu em situações distintas, associada à baixa concentração de oxigênio dissolvido e a níveis elevados de condutividade elétrica (E2), nas chuvas, e de nutrientes (E6), na estiagem. Nas chuvas, o aumento da condutividade nas reentrâncias foi atribuído aos aportes oriundos de precipitações na bacia hidrográfica. Nos dois casos, os organismos nanoplanctônicos (espécies de *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* e *Cryptomonas*) foram dominantes, indicando condições de perturbação, refletidas em valores negativos máximos de W .

Tais condições podem ser consequência de processos de ciclagem de nutrientes, ocasionados por eventos de anoxia noturna. Esses processos promovem rápida disponibilização de nutrientes, agindo como pulsos no sistema, situações em que tais organismos são frequentemente observados, em elevadas densidades, devido à elevada capacidade reprodutiva e habilidade como competidores por recursos (Calijuri e Dos Santos, 1996; Dos Santos e Calijuri, 1998; Nogueira, 2000; Falco e Calijuri, 2002; Crossetti e Bicudo, 2005).

As baixas concentrações de DIN e SRP na estação sem atividade antrópica pontual (E2), nas chuvas, pode ter sido consequência de rápido consumo, expressado na elevada dominância de organismos nanoplanctônicos (96,4%) e concentração de clorofila-*a* ($4,3 \mu\text{g L}^{-1}$). Bini et al. (2010) descrevem a influência das macrófitas submersas na ciclagem de nutrientes em reentrâncias, ressaltando que estas podem agir como competidoras ou fornecedoras, não existindo consenso ainda quanto aos seus efeitos sobre a qualidade da água. Nesse estudo, os autores sugerem que a decomposição contínua de *Egeria najas* Planchon contribuiu na

disponibilização de nitrogênio, sendo observada rápida absorção desses recursos pela vegetação adjacente.

O ciclo sazonal das espécies de *Aulacoseira* vem sendo relatado em vários estudos, que demonstram a restrição a qual estão submetidas pela elevada taxa de sedimentação, apontando a importância dos eventos climatológicos e hidrológicos na promoção de turbulência que mantém esses indivíduos em suspensão (Reynolds et al., 1986; Nogueira, 2000; Zohary, 2004; Chellappa et al., 2009). Em períodos de estiagem, estes organismos diminuíram em abundância.

No Brasil, a predominância deste gênero geralmente ocorre em períodos chuvosos (Nogueira, 2000). Tal fato não foi verificado nas reentrâncias sem atividade antrópica (E2) e sob influência agrícola (E4) e urbana (E5), onde organismos flagelados (*Cryptomonas* spp., *Euglena acus* e *Peridinium volzii*) apresentaram biomassa mais elevada. É possível que tal fato tenha se dado em função da limitação por DIN e SRP, e tais organismos estejam utilizando outras vias metabólicas para seu desenvolvimento (mixotrofia).

Essa condição de limitação por nutrientes se acentuou nesses locais, na estiagem. Estudos com dinoflagelados têm demonstrado sua preferência por condições oligotróficas, sugerindo que a mixotrofia seja a principal estratégia para obtenção de biomassa em períodos de menor aporte de nutrientes (Oda e Bicudo, 2006; Cardoso et al., 2010).

Em estudo que avaliou a resposta fitoplanctônica à depleção de nutrientes, Crossetti e Bicudo (2005) observaram mudanças na composição em virtude do aumento da diluição, com a substituição progressiva de espécies típicas de condições eutróficas, como cianobactérias coloniais e filamentosas, por criptofíceas e euglenóides e, posteriormente, por clorofíceas e dinoflagelados. Comparando tais resultados com o presente estudo, é possível comprovar que as condições de

limitação por nutrientes foram determinantes não apenas para a biomassa, mas também para a composição fitoplanctônica.

A heterogeneidade espacial e sazonal do fitoplâncton foi bem representada na análise de agrupamento, mostrando que tanto a composição quanto os atributos estruturais foram importantes para sua caracterização. Por outro lado, o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) realçou situações onde os respectivos atributos analisados refletiram condições de limitação (E2C, E1S e E5C) e disponibilidade de nutrientes (E6C e E4S).

Devido à baixa produção fitoplanctônica geral, não foram encontradas correlações significativas entre variáveis limnológicas e dados de biomassa, à exceção da temperatura da água. Da mesma forma, a análise multivariada revelou fraca correlação entre ambos. Por outro lado, as densidades apresentaram algumas correlações significativas, possibilitando melhor compreensão da relação biótico-abiótico.

Em sistemas pouco produtivos, como os ambientes oligo-mesotróficos, análises com dados de biomassa fitoplanctônica podem produzir respostas distorcidas sob o ponto de vista ecológico, pois costumam desvalorizar a participação de organismos de menor biovolume. Nesses casos, a análise da densidade pode produzir respostas mais coerentes, a exemplo dos estudos com fitoplâncton em ambientes lóticos (Lavoie et al., 2010).

Clorófitas nanoplanctônicas foram predominantes no estudo, atingindo maiores densidades na estiagem, assim como as cianobactérias, criptófitas e dinoflagelados, que elevaram suas biomassas no período. Correlações significativas entre densidades, biomassas e temperatura da água revelam aspecto sazonal bastante conhecido, relacionado aos processos fotossintéticos, assim como a

relação entre fósforo e densidade de clorofíceas (Huszar e Caraco, 1998; Calijuri et al., 2002; Huszar et al., 2006; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

As correlações entre diatomáceas, formas oxidadas de nitrogênio e turbidez já foram reportadas anteriormente (Marinho e Huszar, 2002; Becker et al., 2009), sendo atribuída à elevada participação das cêntricas nas chuvas. Assim como observado por Marinho e Huszar (2002), sugere-se que o nitrogênio foi limitante, em vista da pouca representatividade desses organismos em locais sob depleção severa do nutriente.

Os euglenóides tiveram melhores participações nas chuvas, principalmente em reentrâncias onde *Aulacoseira* não foi dominante. Apesar do comportamento oposto (correlação negativa com SRSi), ambas apresentaram afinidade por ambientes misturados, conforme observado por Becker et al. (2009). As correlações negativas entre densidade de dinoflagelados, turbidez e nitrato ocorreram em virtude da preferência destes organismos por condições oligotróficas, corroborando com estudos existentes (Oda e Bicudo 2006; Becker et al., 2009). Organismos nanoplactônicos (C-estrategistas) apresentam correlação positiva com nitrogênio amoniacal (Huszar e Caraco, 1998), resultando em baixa razão biomassa/densidade, conforme observado neste estudo.

De forma geral, o estudo demonstrou a existência de três ambientes distintos, sendo corpo central (E1), reentrâncias com macrófitas submersas (E2, E3, E5 e E6) e sob influência de tributários (E4 e possivelmente, E2 nas chuvas).

Condições predominantemente lóticicas na porção inicial do corpo central (E1) resultaram em baixas densidades e biomassas, o que pode ser atribuído ao curto tempo de retenção e a perda por escoamento hidráulico (Straškraba, 1999).

Conforme observado por Bini et al. (2010), a presença de macrófitas submersas em reentrâncias eleva a complexidade de interações envolvendo o

fitoplâncton e a dinâmica de ciclagem de nutrientes. No presente estudo, tais condições resultaram em elevada transparência e heterogeneidade da estrutura fitoplanctônica, a exemplo do aumento da biomassa algas tipicamente perifíticas nesses locais, principalmente na estiagem.

A reentrância sob influência de tributário (E4) revelou-se diferenciada principalmente em função das práticas agrícolas no local. No entanto, é necessário considerar a contribuição de tributários temporários, que são importantes neste reservatório. A exemplo do observado em planícies de inundação (Abdo e Da Silva, 2004), o período de chuvas pode promover a revitalização de rios desconectados, acarretando o aporte de águas com características limnológicas diferenciadas nas reentrâncias, conforme observado nos valores de condutividade elétrica na estação sem atividade pontual (E2).

Dentre as atividades antrópicas observadas, a agrícola foi considerada a mais impactante em relação à eutrofização. Aparentemente, atividades em desenvolvimento, tais como piscicultura em tanques-rede e ocupação urbana, não causaram prejuízos à qualidade de água. No entanto, a elevada proliferação de *E. densa* em áreas rasas pode ter mascarado os efeitos de tais atividades, através da absorção dos excedentes de fósforo e nitrogênio introduzidos no sistema.

Por outro lado, conforme verificado em outros sistemas (Thomaz e Bini, 1999), a proliferação de macrófitas submersas em reentrâncias pode ocasionar o comprometimento destes locais para fins de usos múltiplos, apesar dos aparentes benefícios para a qualidade da água (aumento da transparência).

Atividades antrópicas, presença de macrófitas submersas e tempo de retenção influenciaram a disponibilidade de recursos, sendo considerados os fatores direcionadores da estrutura do fitoplâncton no sistema.

5. Apêndices

5.1. Tabelas

Tabela 1. Dados morfométricos do reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil

(Fonte: CHESF, 2010).

Dados morfométricos	
Área (km ²)	98
Volume total (hm ³)	1150
Volume útil (hm ³)	180
Profundidade máxima (m)	≈ 35
Profundidade média (m)	11,7
Perímetro (km)	175
Índice de desenvolvimento de margens	5,0

Tabela 2. Localização, atividades antrópicas e tipos de fundo das estações de amostragem do reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

Estações	Localização	Atividade antrópica	Tipo de fundo
E1	Corpo central	Operação da UHE*	Pedra
E2	Reentrância	Sem atividade pontual	Macrófitas submersas
E3	Reentrância	Piscicultura (tanques-rede)	Macrófitas submersas
E4	Reentrância	Área agrícola (Rio Moxotó)	Areia
E5	Reentrância	Ocupação urbana	Macrófitas submersas
E6	Reentrância	Aterro sanitário	Macrófitas submersas

* usina hidrelétrica.

Tabela 3. Precipitação acumulada e valores medianos, mínimos e máximos do tempo de retenção e das vazões, nos períodos de chuvas e de estiagem, no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil. Dados calculados com base nos 90 dias anteriores às coletas (Fontes: INMET, 2010; CHESF, 2010).

Pluviometria	Chuvas		Estiagem	
Precipitação acumulada (mm)	389		86	
Hidrologia	Mediana	Mín-Máx	Mediana	Mín-Máx
Tempo de retenção (dias)	4,8	4,2 - 7,8	4,5	3,9 - 6,6
Vazão afluente ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	2190	1342 - 2497	2322	1570 - 2664
Vazão defluente ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	2127	1407 - 2847	2298	1478 - 2585

Tabela 4. Valores das variáveis limnológicas e coeficiente de variação entre estações nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

Variáveis limnológicas	Chuvas							Estiagem						
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	CV*	E1	E2	E3	E4	E5	E6	CV*
Profundidade – z _{MAX} (m)	12,0	2,3	1,3	3,2	2,1	2,3	104	12,0	2,7	2,4	2,1	2,1	3,0	97
Temperatura da água (°C)	25,8	26,8	25,6	27,0	27,0	26,9	2	26,4	28,6	28,1	29,5	28,2	29,1	4
pH	7,7	8,3	8,3	8,0	8,7	8,5	4	7,8	7,6	8,5	7,4	7,5	6,9	7
Alcalinidade total (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	28,5	47,0	34,0	100,0	36,5	38,5	56	31,5	30,0	24,0	64,5	31,5	31,0	41
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	86,0	437,0	93,0	939,0	136,0	135,0	111	58,0	70,0	60,0	576,0	58,0	65,0	142
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹ O ₂)	7,3	4,6	6,7	6,2	7,2	6,9	15	7,0	6,7	8,2	5,3	7,1	3,5	26
Saturação oxigênio dissolvido (% O ₂)	94,5	60,6	86,5	81,2	94,5	90,4	15	91,8	89,9	109,0	71,7	94,5	47,3	26
Extinção de Secchi - z _{DS} (m)	2,1	2,1	1,3	0,3	2,1	2,0	44	5,9	2,7	2,4	1,2	2,1	2,6	57
Zona eufótica – z _{EUf} (m)	6,3	2,3	1,3	0,9	2,1	2,3	76	12,0	2,7	2,4	2,1	2,1	3,0	97
Razão z _{EUf} /z _{MAX}	0,5	1,0	1,0	0,3	1,0	1,0	40	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0
Turbidez (UNT)	5,8	3,5	4,0	50,3	3,0	3,7	162	1,1	1,6	3,7	4,9	2,2	3,0	51
Nitrogênio amoniacal (µg L ⁻¹)	6,3	17,2	3,9	65,7	1,6	3,1	152	51,7	37,3	11,9	26,3	14,4	294,3	151
Nitrito (µg L ⁻¹)	0,6	0,6	1,9	4,4	2,2	4,2	73	1,1	0,8	1,9	1,4	2,2	16,4	154
Nitrato (µg L ⁻¹)	126,5	26,7	124,0	201,1	77,9	133,6	51	3,6	3,3	7,4	3,8	10,2	179,0	205
DIN** (µg.L ⁻¹)	133,3	44,4	129,9	271,3	81,6	140,9	58	56,4	41,5	21,2	31,5	26,9	489,6	167
SRP*** (µg.L-1)	7,0	8,4	8,4	144,8	4,2	19,7	173	8,4	8,4	14,0	20,9	9,8	53,0	91
Fósforo total (µg L ⁻¹ P)	19,8	86,7	59,5	309,8	37,2	84,3	66	21,8	36,4	29,1	55,8	70,3	75,2	70
SRSi**** (mg L ⁻¹ SiO ₂)	3,6	3,6	2,7	3,2	3,1	2,9	107	4,4	3,1	4,2	4,1	4,1	3,6	46
Clorofila-a (µg L ⁻¹)	0,7	4,3	2,9	0,7	2,9	8,2	12	2,3	3,6	6,6	11,4	1,7	4,2	12

* coeficiente de variação (%); **nitrogênio inorgânico dissolvido; *** fósforo solúvel reativo; **** sílica solúvel reativa.

Tabela 5. Percentuais de abundância relativa e classificação por tamanho das espécies descritoras do fitoplâncton nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

Espécies descritoras	Chuvas						Estiagem						T*
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6	
Cyanophyceae													
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	0,8	-	0,6	4,9	4,6	1,1	6,9	1,9	0,8	0,9	0,5	0,7	N**
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis	0,8	-	0,7	0,2	3,6	16,8	0,1	4,8	0,2	9,1	8,0	0,4	M***
Chlorophyceae													
<i>Actinastrum gracillimum</i> Smith	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,1	-	-	M***
<i>Chlamydomonas microscopica</i> West	13,0	3,6	13,7	15,6	7,0	1,5	7,9	40,3	47,2	3,2	16,2	6,7	N**
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	15,8	1,5	8,7	2,2	12,1	5,5	3,0	6,1	1,9	0,6	2,0	0,7	N**
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	7,5	0,1	7,8	0,4	6,7	-	3,7	3,8	1,2	0,3	4,4	1,7	N**
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	-	84,1	-	45,2	3,4	1,3	1,0	1,5	0,4	0,1	1,1	50,2	N**
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Komárková-Legnerová	-	0,4	-	4,9	0,3	-	-	-	-	10,1	31,6	2,5	N**
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová	0,6	1,5	0,8	0,6	0,8	0,3	-	0,8	1,2	0,6	8,4	1,3	N**
<i>Quadrigula</i> cf. <i>sabulosa</i> Hindák	-	-	-	-	-	-	11,3	0,3	2,1	-	4,0	0,5	N**
Euglenophyceae													
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	1,6	0,4	8,4	0,6	6,7	5,0	5,3	2,3	1,2	1,3	0,7	0,8	N**
Cryptophyceae													
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bicudo & Bicudo	5,2	2,8	14,9	2,8	11,1	2,1	9,0	16,3	7,3	24,8	5,8	9,7	N**
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	0,7	-	0,7	1,4	4,6	4,2	2,6	1,0	6,0	14,0	0,7	1,9	M***
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	-	1,9	1,7	0,4	5,2	0,6	0,6	2,5	2,7	12,5	0,4	1,5	N**
Dinophyceae													
<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	-	-	-	-	-	-	15,6	5,3	3,5	0,7	4,9	2,2	N**
Bacillariophyceae													
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	12,1	-	6,1	0,4	2,3	8,6	-	-	-	-	-	0,2	M***
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	25,6	-	20,6	2,2	4,9	41,3	1,7	-	0,2	0,5	-	-	M***

hifen - abundância relativa < 0,1%; * classificação por tamanho; ** nanoplâncton (< 20 µm); *** micropoplâncton (> 20 µm).

Tabela 6. Percentuais de biomassa relativa e classificação por tamanho das espécies descritoras do fitoplâncton nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

Espécies descritoras	Chuvas						Estiagem						T*
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6	
Cyanophyceae													
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis	0,8	-	0,9	1,2	3,4	14,2	0,1	13,8	0,5	14,6	16,8	1,2	M***
<i>Lyngbya</i> cf. <i>maior</i> Meneghini ex Gomont	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,1	-	-	M***
Chlorophyceae													
<i>Chlamydomonas microscopica</i> West	0,7	5,8	1,0	5,3	0,4	0,1	0,4	6,8	7,3	0,3	2,0	1,2	N**
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	-	-	-	-	-	-	1,8	0,5	8,0	0,4	0,9	4,3	M***
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	-	18,0	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	N**
Zygnemaphyceae													
<i>Staurastrum nudibrachiatum</i> Borge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,6	M***
Euglenophyceae													
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg	9,2	-	-	-	30,2	3,1	-	-	-	-	-	-	M***
<i>Lepocynclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	-	-	-	10,1	1,1	-	-	-	-	-	-	-	M***
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	0,9	6,7	6,1	2,0	3,6	2,5	-	-	-	-	-	-	N**
Cryptophyceae													
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bicudo & Bicudo	1,4	21,0	5,2	4,4	2,9	0,5	2,1	13,0	5,3	11,0	3,4	8,2	N**
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	0,6	1,1	0,7	6,7	3,6	2,9	1,8	2,3	13,1	18,7	1,3	4,9	M***
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	-	18,0	0,7	0,8	1,6	0,2	0,2	2,4	2,4	6,8	0,3	1,6	N**
<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i> Skuja	0,2	8,7	0,7	4,6	0,6	0,4	-	-	-	-	-	-	N**
Dinophyceae													
<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	-	-	-	-	-	-	17,4	20,1	12,0	1,6	13,5	8,9	N**
<i>Peridinium volzii</i> Lemmermann	2,7	-	6,6	-	22,4	6,3	36,6	-	5,9	13,7	31,0	6,9	M***
Chrysophyceae													
<i>Mallomonas caudata</i> Ivanov	5,1	-	0,9	-	-	-	-	-	-	5,3	-	-	M**
Bacillariophyceae													
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	22,8	2,5	15,2	4,5	4,3	14,2	-	-	-	-	-	-	M***

hifen - biomassa relativa < 0,1%; * classificação por tamanho; ** nanoplâncton (< 20 µm); *** microplâncton (> 20 µm).

Tabela 6. Continuação

Espécies descritoras	Chuvas						Estiagem						T*
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	34,6	-	36,8	17,9	6,5	49,2	-	-	-	-	-	-	M***
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	3,1	-	7,7	-	-	3,1	-	-	-	-	-	-	M***
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0,8	-	1,6	13,1	1,0	-	-	-	-	-	-	-	N**
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	0,7	8,5	8,3	-	14,4	3,2	M***
<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	-	-	6,4	-	4,0	-	0,7	3,3	4,3	0,9	5,3	6,6	M***
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	-	-	-	-	-	-	8,6	-	-	-	-	-	M***
<i>Surirella linearis</i> Smith	-	-	-	6,3	-	-	-	-	-	-	-	-	M***
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	2,5	4,1	5,3	1,8	-	12,4	M***

hífen - biomassa relativa < 0,1%; * classificação tamanho; ** nanoplâncton (< 20 µm); *** microplâncton (> 20 µm).

5.2. Figuras

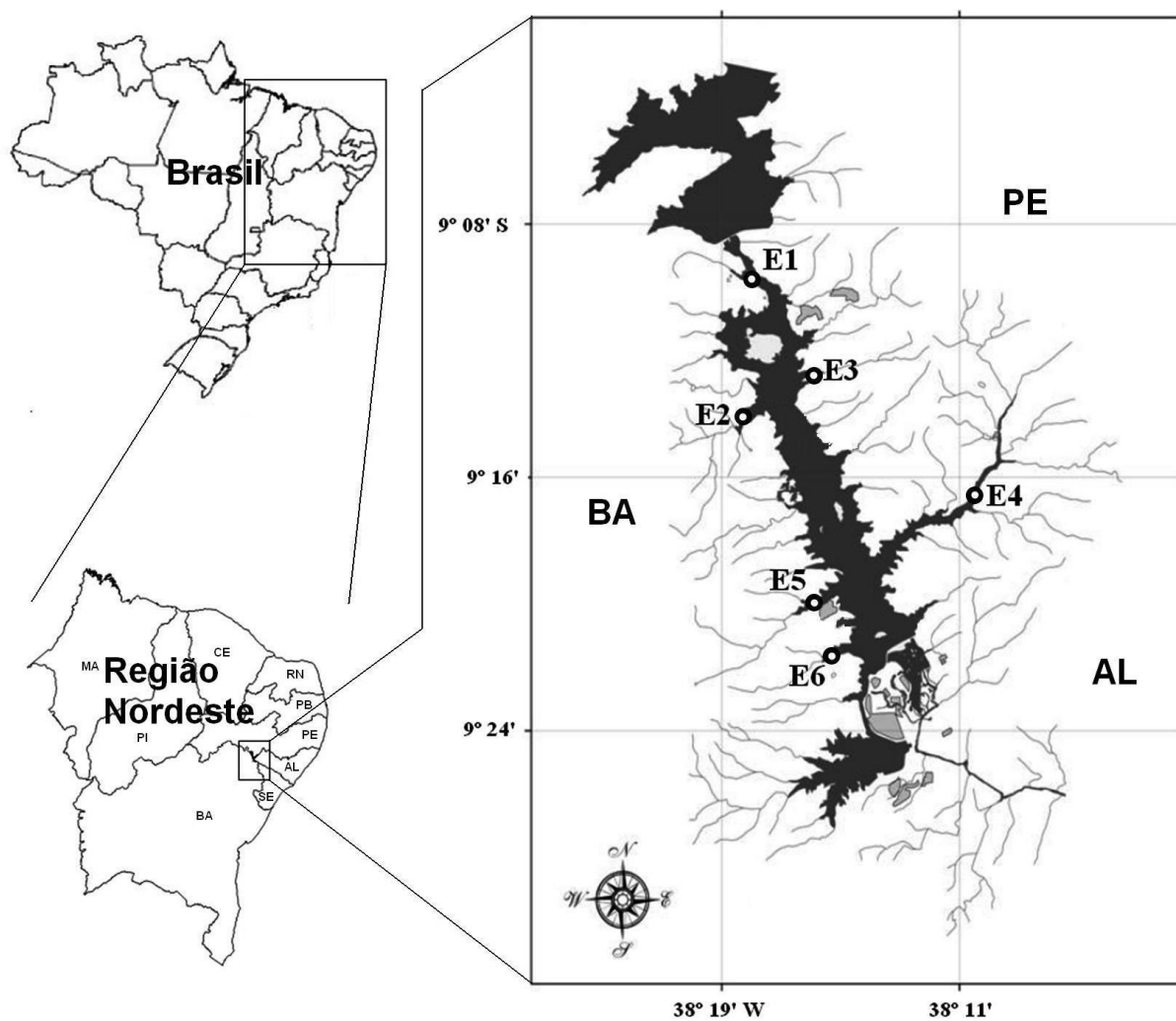


Fig. 1 Localização da área estudada e das estações de amostragem no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

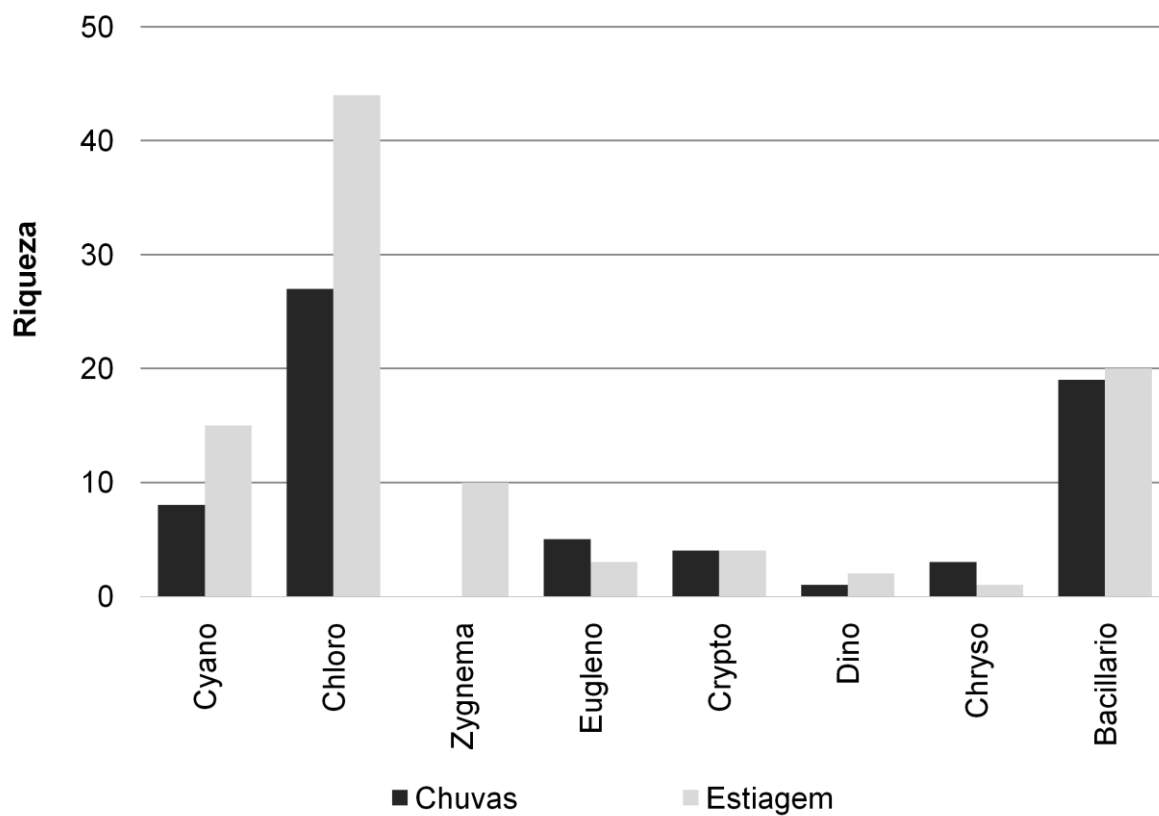


Fig. 2 Riqueza das classes algais nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), no reservatório de Moxotó, Brasil. As classes estão referidas por abreviações.

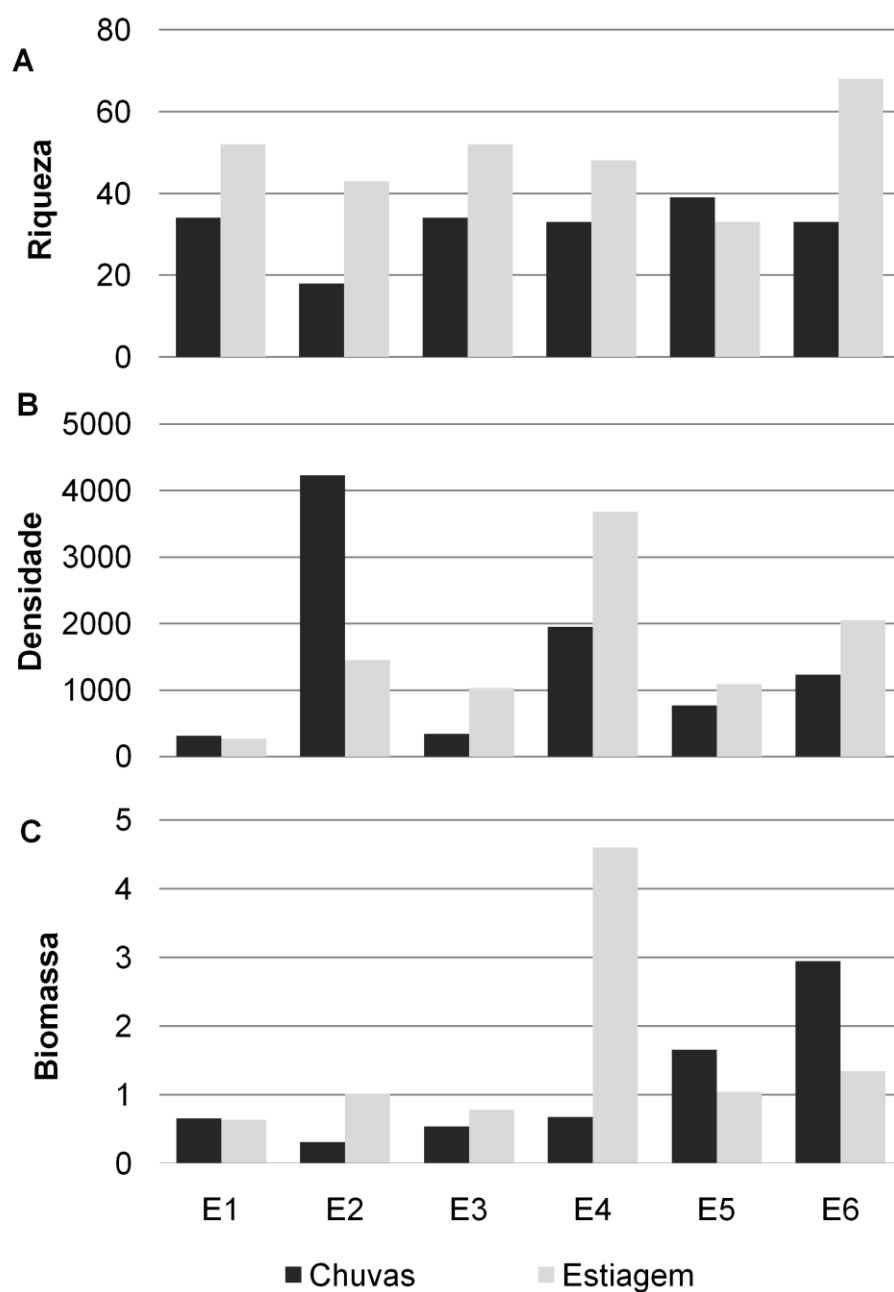


Fig. 3 Variação da riqueza, densidade e biomassa do fitoplâncton nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), nas estações de amostragem do reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil. A – riqueza (táxons/amostra); B – densidade (ind mL⁻¹); C – biomassa (mg L⁻¹).

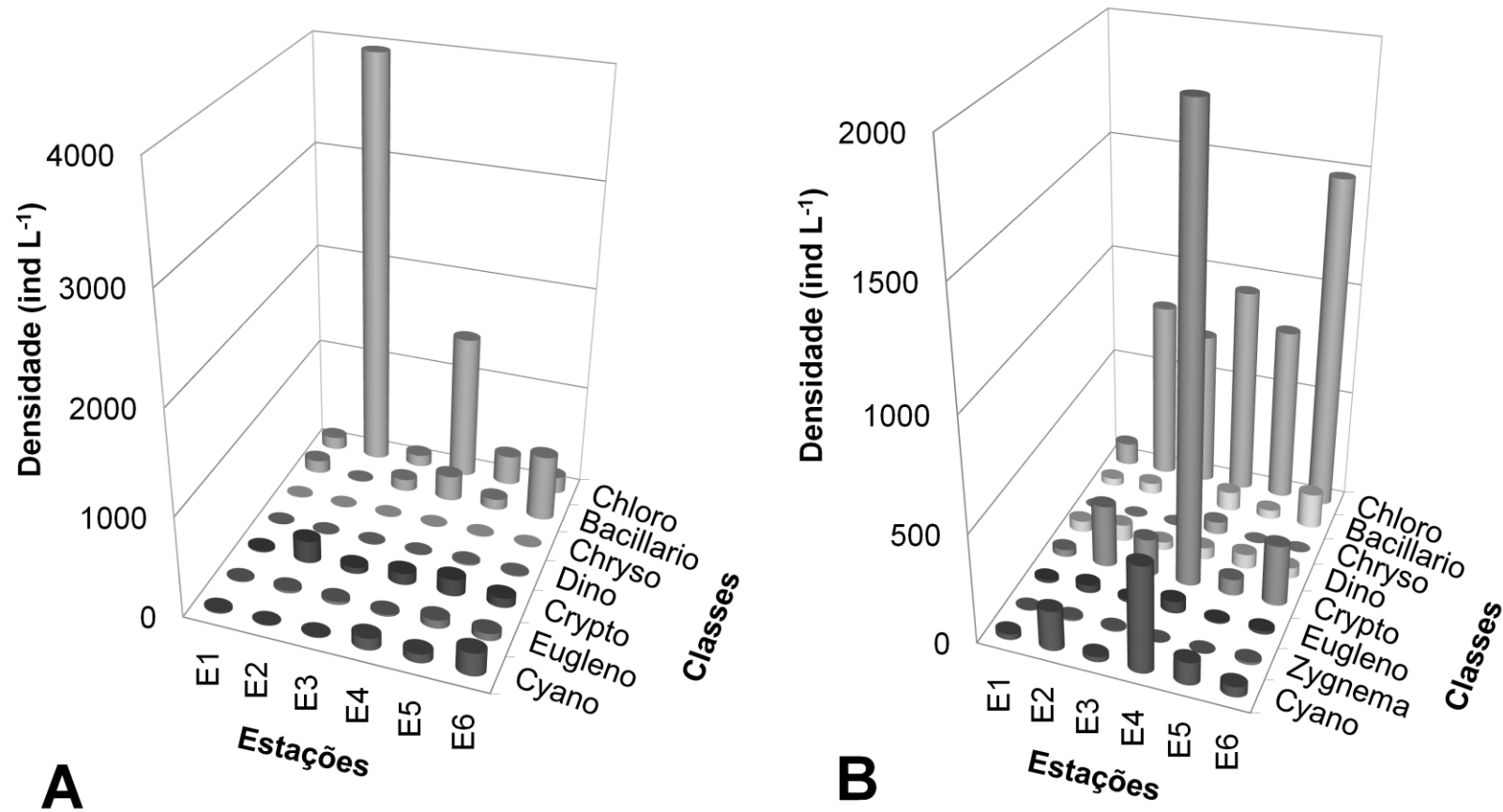


Fig. 4 Variação da densidade (ind mL⁻¹) das classes algais, nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), nas estações de amostragem do reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil. As classes são referidas por abreviações. A – chuvas; B - estiagem.

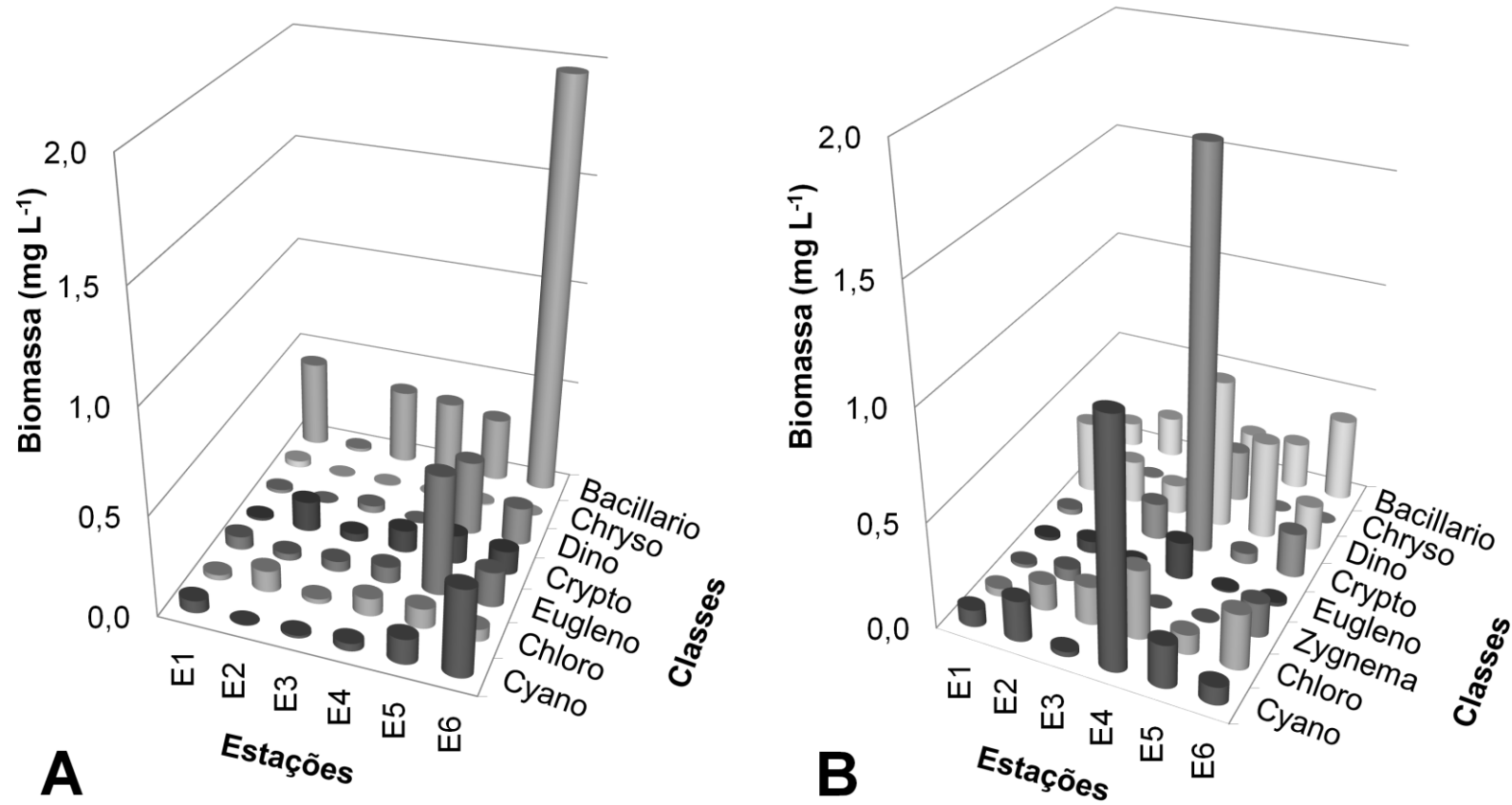


Fig. 5 Variação da biomassa (mg L^{-1}) das classes algais, nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), nas estações de amostragem do reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil. As classes são referidas por abreviações. A – chuvas; B - estiagem.

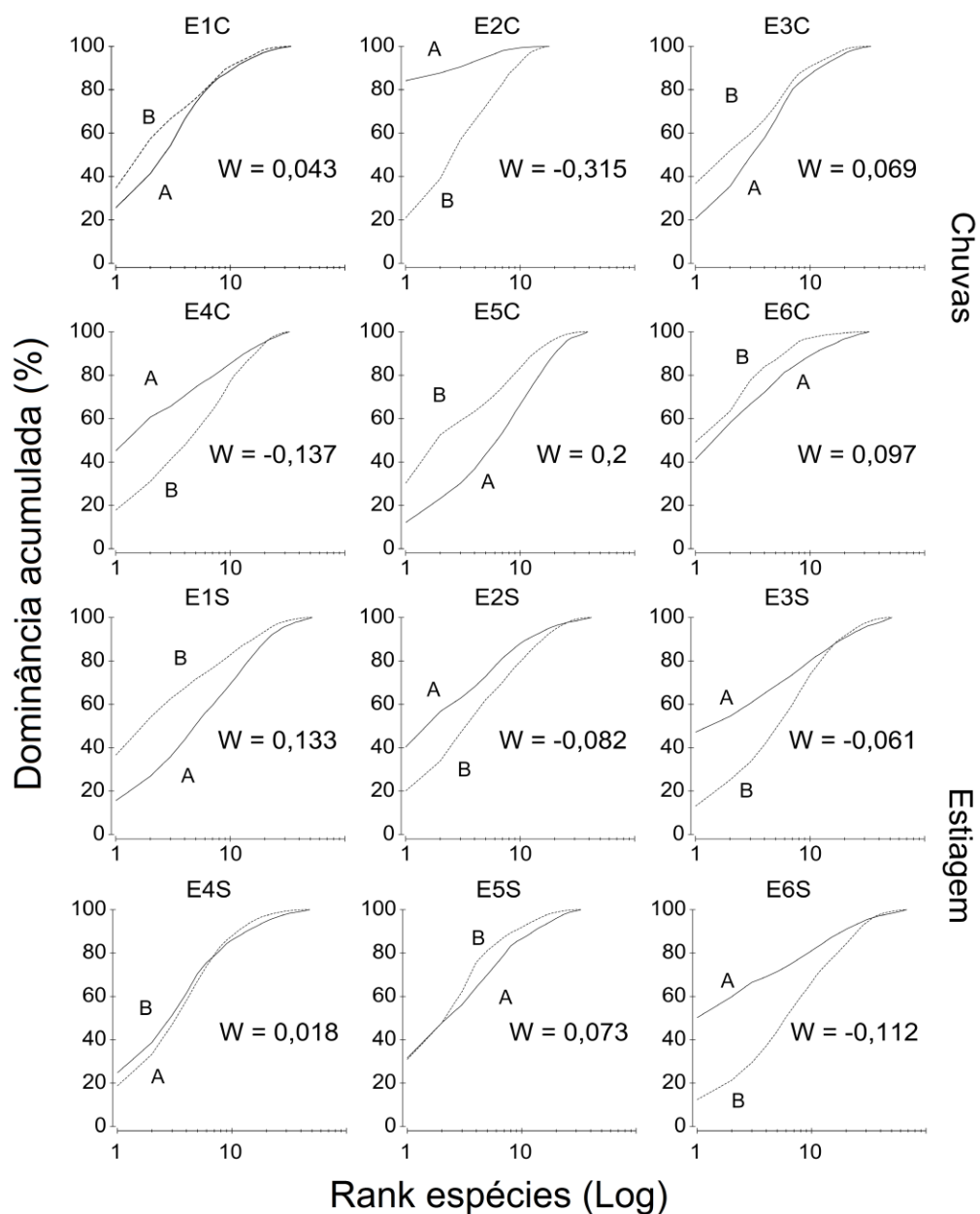


Fig. 6 Curvas de comparação da abundância e biomassa acumuladas (curvas ABC) e valores de W , nos períodos de chuvas (junho/2009) e de estiagem (dezembro/2009), nas estações de amostragem do reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil. A – abundância; B – biomassa; C – chuvas; S – estiagem.

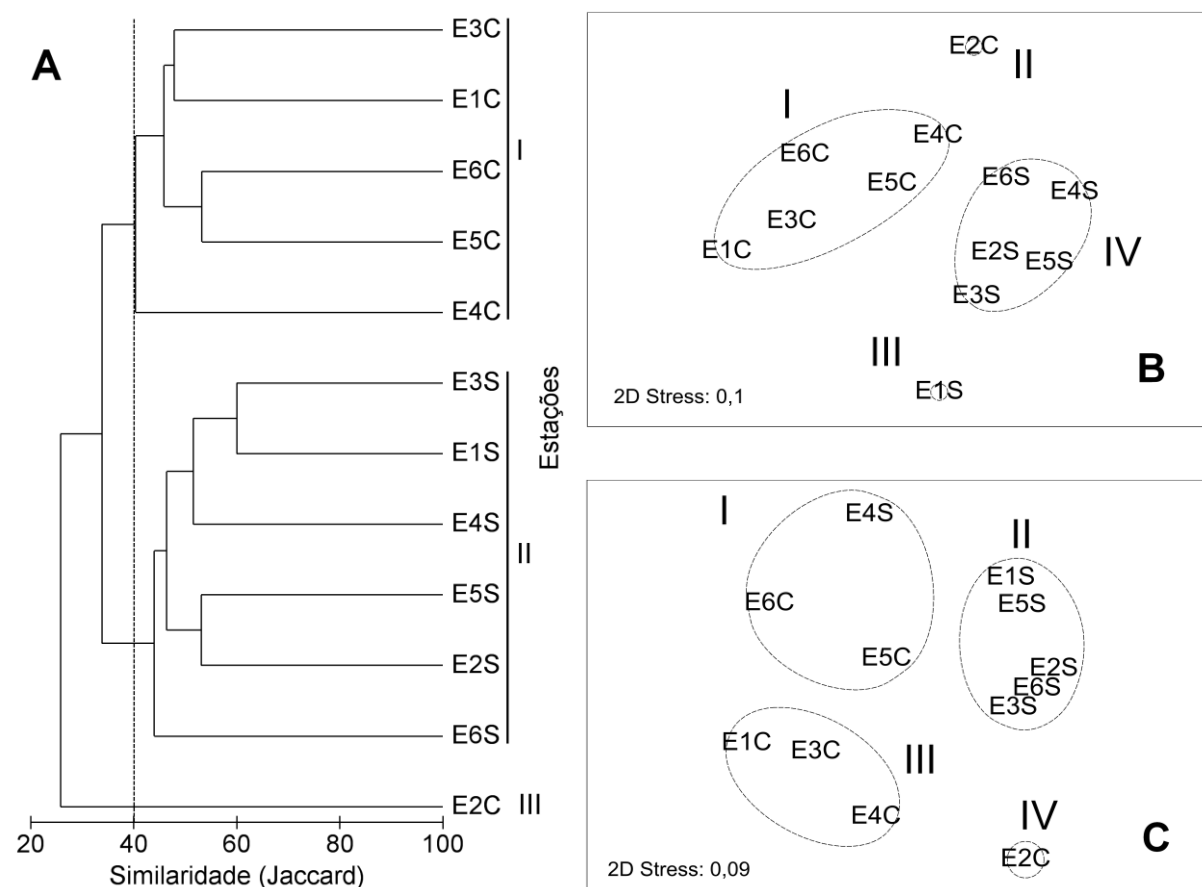


Fig. 7 Agrupamento das estações em função da (A) presença/ausência de espécies e ordenação NMDS em função da (B) densidade e (C) biomassa das espécies descritoras do fitoplâncton no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil. C - chuvas (junho/2009); S – estiagem (dezembro/2009); Linhas tracejadas indicando (A) 40%, (B) 70% e (C) 30% de similaridade.

Agradecimentos

À Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional (FADURPE), à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro. Ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), pelo fornecimento dos dados meteorológicos utilizados no estudo. À Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF) pelo fornecimento dos dados hidrológicos e pelo apoio financeiro.

Referências

- Abdo, M. S. A., Da Silva, C. J., 2004. Limnological characteristics of the water bodies of the Corutuba Nesting Site, in Brazil's Pantanal. *Acta Limnol. Bras.*, 16, 359-368.
- Andrade-Lima, D., 1981. The Caatingas Dominion. *Rev. Bras. Bot.* 4, 149-153.
- Antonello, M. M. B., Travassos, P. E. P. F., Candeias, A. L. B., Severi, W., 2010. Uso do sensoriamento remoto na avaliação de características limnológicas do reservatório de Itaparica, submédio rio São Francisco. In: Moura, A. N., Araújo, E. L., Bittencourt-Oliveira, M. C., Pimentel, R. M. M., Albuquerque, U. P. (Eds.) *Reservatórios do Nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo*. NUPPEA, Recife, pp. 329-359.
- APHA, 1995. *Standard Methods*. 19th Edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Becker, V., Huszar, V. L. M., Crossetti, L. O. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-009-9751-7.
- Bini, L. M., Thomaz, S. M., Carvalho, P., 2010. Limnological effects of *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae) in the arms of Itaipu Reservoir (Brazil, Paraguay). *Limnology* 11, 39-47.
- Calijuri, M. C., Dos Santos, A. C. A., 1996. Short term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, 330, 163–175.
- Calijuri, M. C., Deberdt, G. L. B., Minoti, R. T., 1999. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: Henry, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDBIO, Botucatu, pp. 109-148.

- Calijuri, M. C., Dos Santos, A. C. A., Jati, A. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). *J. Plank. Res.*, 24, 617–634.
- Cardoso, L. S., Fagundes, P. B., Becker, V. 2010. Spatial and temporal variations of Dinophyceae in subtropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-010-0382-9.
- Carr, J. M., Hergenrader, G. L., Troelstrup, N. H., 1986. A simple inexpensive method for cleaning diatoms. *T. Am. Microsc. Soc.*, 105, 152-157.
- Chellappa, N. T., Chellappa, T., Câmara, F. R. A., Rocha, O., Chellappa, S., 2009. Limnological impacts of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. *Limnologica*. 39, 273-282.
- Clarke, K. R., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92, 205-219.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M., 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Bourne Press, Bournemouth.
- Cole, G. A., 1994. Textbook of Limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Crossetti, L. O., Bicudo, C. E. M., 2005. Effects of nutrient impoverishment on phytoplankton biomass: a mesocosms experimental approach in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Rev. Bras. Bot.*, 28, 95-108.
- Dos Santos, A. C. A., Calijuri, M. C., 1998. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo , Brazil). *Hydrobiologia*, 367, 139-152.
- Espíndola, E. L. G., Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A. C., Tundisi, J. G., 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Rev. Bras. Biol.*, 60 (2), 179-194.

- Falco, P.B. De, Calijuri, M. C., 2002. Longitudinal phytoplanktonic community distribution in a tropical reservoir (Americana, São Paulo, Brasil). *Acta Limnol. Bras.*, 14(2), 27-37.
- Goltermann, H. J., Clymo, R. S., Ohnstad, M. A. M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Blackwell Sci. Pub., London.
- Huszar, V. L. M., Caraco, N. F., 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biol.*, 40, 679-696.
- Huszar, V. L. M., Caraco, N. F., Roland, F., Cole, J., 2006. Nutrient–chlorophyll relationships in tropical–subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*, 79, 239-250.
- John, D. M., Whitton, B. A., Brook, A. J., 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae*. The Natural History Museum and The British Phycological Society, Cambridge University Press, London.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 2000. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (Eds.). *Sübwasserflora Von Mitteleuropa 19/1*. Elsevier/Spektrum, Heidelberg.
- Komárek, J., Anagnostidis K., 2005. Cyanoprokaryota -2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (Eds.). *Sübwasserflora Von Mitteleuropa 19/2*. Elsevier/Spektrum, Heidelberg.
- Komárek, J., Cronberg, G., 2001. Some chroococcalean and oscillatorialean Cyanoprokaryotes from African lakes, ponds and pools. *Nova Hedwigia*, 73, 129-160.

- Komárek, J., Fott, B., 1983. Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, G. (Ed.) Das Phytoplankton des Süßwassers, Teil 7 (1). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- Krammer, K.; Lange-Bertalot, H., 1991a. Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) Naviculaceae. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Krammer, K.; Lange-Bertalot, H., 1991b. Bacillariophyceae 4. Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Linolatae) und Gomphonema. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) Naviculaceae. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Koroleff, F., 1976. Determination of Nutrients. In: Grasshoff, K. (Ed.). Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie, Weinheim, pp. 117-187.
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Poulin, M., 2010. Phytoplankton community metrics based on absolute and relative abundance and biomass: implications for multivariate analyses. J. Appl. Phycol. Available at: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10811-010-9573-z>.
- Lobo, E., Leighton, G., 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. Rev. Biol. Mar., 22, 1-29.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J., Talling, J. F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Scientific Publications, London.
- Marinho, M. M., Huszar, V. L. M., 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). Arch. Hydrobiol., 153 (3), 443-468.

- Nascimento, P. R. F., Pereira, S. M. B., Sampaio, E. V. S. B., 2008. Biomassa de *Egeria densa* nos reservatórios da hidrelétrica de Paulo Afonso – Bahia. *Planta Daninha*, 26, 481-486.
- Nogueira, M. G., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim reservoir (Paranapanema river), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 431, 115–128.
- Nogueira, M. G., 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim reservoir (Paranapanema river), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455, 1–18.
- Nogueira, M. G., Henry, R., Maricatto, F. E., 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lake Reserv. Manage.* 4, 107–120.
- Nogueira, M. G., Jorcin, A., Vianna, N. C., Britto, Y. C. T., 2005. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema. In: Nogueira, M. N., Henry, R., Jorcin, A. (Eds.) *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos, pp. 83-125.
- Nusch, E. A., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14, 14-36.
- Oda, A. C. R., Bicudo, C. E. M., 2006. Ecology of *Peridinium gatunense* and *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae) in a shallow, tropical, oligotrophic reservoir (IAG Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 18 (2), 165-180.

- Oliveira, N. M. B., Sampaio, E. V. S. B., Pereira, S. M. B., Moura Junior, A. M., 2005. Capacidade de regeneração de *Egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta Daninha*, 23, 363-369.
- Pelechaty, M., Owsiany, P. M., 2003. Horizontal distribution of phytoplankton as related to the spatial heterogeneity of a lake – a case study from two lakes of the Wielkopolski National Park (western Poland). *Hydrobiologia*, 510, 195-205.
- Pianka, E. R., 1970. On *r* and *K*-selection. *Am. Nat.* 104, 592-597.
- Popovsky, J., Pfiester, L. A., 1990. Dinophyceae (Dinoflagellida). In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. 6. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-272.
- Prescott, G. W., Bicudo, C. E. M., Vinyard, W. C., 1982. A synopsis of North American Desmids, II. Desmidiaceae: Placodermae, Sec. 4. Lincoln and London, London.
- Reynolds, C. S., 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: Tundisi, J. G., Straškraba, M. (Eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. IIE, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers, São Carlos, pp. 439-456.
- Reynolds, C. S., 2006. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S., Huszar, V. L. M., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plan. Res.*, 24, 417-428.
- Reynolds, C. S., Montecino, V., Graf, M. E., Cabrera, S., 1986. Short-term dynamics of a *Melosira* population in the plankton of an impoundment in central Chile. *J. Plan. Res.*, 8 (4), 715-740.

- Sas, H., 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz GmbH, Sankt Augustin, Germany.
- 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.*, 23, 1256-1263.
- Statsoft, 2008. STATISTICA for Windows (computer program manual). Statsoft Inc., Tulsa, Oklahoma.
- Straškraba, M., 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: Tundisi, J. G., Straškraba, M. (Eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. IIE, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers, São Carlos, pp. 385-410.
- Strickland, J. D. H.; Parsons, T. R., 1960. A manual of seawater analysis. *B. Fish. Res. Board Can.*, 125, 1-185.
- Sun, J., Liu, A. D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 25, 1331–1346.
- Takamura, N., Kadono, Y., Fukushima, M., Nakagawa, M., Kim, B. H. O, 2003. Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. *Ecol. Res.*, 18, 381–395.
- Thomaz, S. M., 2005. Fatores que afetam a distribuição e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em reservatórios: Uma análise em diferentes escalas. In: Nogueira, M. G., Henry, R., Jorcin, A. (Eds.) *Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos, pp. 165-181.

- Thomaz, S. M., Bini, L. M., 1999. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios. In: Henry, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Fapesp-Fundibio, Botucatu, pp. 109-148.
- Thornton. W. K., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton K. W., Kimmel B. L., Payne F. E. (Eds.) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, New York, pp. 1–13.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos, São Paulo.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., Calijuri, M. C., 1993. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: Straškraba, M., Tundisi, J. G., Duncan, A. (Eds.) *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 25-55.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommer Der Quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Verein. theor. amgew. Limnol.* 9, 1-38.
- Warwick, R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, 92, 557-562.
- Warwick, R. M., Clarke, K. R., 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Mar. Biol.*, 118, 738-744.
- Wetzel, R. G., 1990. Reservoir ecosystems: Conclusions and speculations. In: Thornton K. W., Kimmel B. L., Payne F. E. (Eds.) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, New York, pp. 227–238.
- Wetzel, R. G., Likens, G. E., 1997. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, London.
- Xu, H., Song, W., Warren, A., Al-Rasheid, K. A. S., Al-Farraj, S. A., Gong, J., Hu, X., 2008. Planktonic protist communities in a semi-enclosed mariculture pond:

structural variation and correlation with environmental conditions. *J. Mar. Biol. Assoc.*, 88, 353-362.

Zohary, T., 2004. Changes to the phytoplankton assemblage of Lake Kinneret after decades of a predictable , repetitive pattern. *Freshwater Biol.*, 49, 1355-1371.

5. Apêndices

Apêndice 1 – Tabela dos valores de densidade por espécies (ind.mL⁻¹) do fitoplâncton nas estações e períodos de amostragem, e suas respectivas classificações segundo os grupos funcionais (GF) propostos por Reynolds et al. (2002), no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009						GF
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S	
Cyanophyceae													
<i>Anabaena</i> sp. 1	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	H
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	3	0	2	96	36	14	18	28	8	35	6	14	X1
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	12	0	4	4	18	0	4	6	0	0	6	8	S_N
<i>Dolichospermum</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0	2	H
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis	3	0	2	4	28	208	0	69	2	333	87	8	S1
<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie) Taylor & Drouet	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	4	S1
<i>Lyngbya</i> cf. <i>maior</i> Meneghini ex Gomont	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	S1
<i>Microcystis</i> sp. 1	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	M
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	M
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>tenuis</i> Agardh ex Gomont	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	S1
<i>Oscillatoria limosa</i> Agardh ex Gomont	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	S1
<i>Phormidium</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	67	6	0	2	2	S1
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	1	0	0	0	8	2	0	0	2	0	0	0	S1
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	2	S1
<i>Romeria</i> cf. <i>gracilis</i> (Koczwara) Koczwara ex Geitler	0	0	0	15	0	0	0	0	0	105	0	0	S1
<i>Trichodesmium lacustre</i> Klebanh	0	0	0	0	0	0	0	4	2	4	4	2	S1
Chlorophyceae													
<i>Actinastrum gracillimum</i> Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	186	0	0	J
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	0	0	0	0	2	8	0	0	0	4	0	0	J
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda ex Korshikov	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	J
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	J
<i>Ankyra judayi</i> (Smith) Fott	0	107	0	4	0	0	0	12	6	12	0	30	J
<i>Chlamydomonas microscopica</i> West	40	152	47	304	54	18	21	587	488	116	176	137	X1

Apêndice 1 – Continuação.

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009						GF
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S	
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	49	63	30	42	93	68	8	89	20	23	22	14	X1
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	23	6	27	8	52	0	10	56	12	12	48	36	X1
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Smith) Belcher & Swale	2	0	4	0	8	2	2	0	6	19	0	2	J
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	0	0	1	4	2	0	0	2	4	0	0	0	J
<i>Coenococcus polycoccus</i> (Korshikov) Hindák	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	F
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	J
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) West & West	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	0	J
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) An, Friedl & Hegewald	0	0	0	0	0	2	6	8	12	4	8	46	J
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richter) Hegewald	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	J
<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson ex Ralfs	0	0	0	12	0	0	0	0	2	0	0	0	J
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	F
<i>Didymocystis</i> cf. <i>fin</i> a Komárek	0	0	0	0	0	0	3	0	8	4	0	0	X1
<i>Dimorphococcus lunatus</i> Braun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	J
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	0	0	0	0	0	0	7	0	48	43	14	8	F
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	G
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	1	6	0	0	0	0	5	2	26	8	4	24	F
<i>Golenkinia paucispina</i> West & West	0	0	0	0	12	10	0	0	4	8	2	0	J
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	J
<i>Kirchneriella irregularis</i> (Smith) Korshikov	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	2	4	F
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	2	F
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	J
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	0	3561	0	881	26	16	3	22	4	4	12	1031	J
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	0	0	0	0	2	0	2	2	2	16	14	6	J
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	5	0	0	35	24	28	3	4	2	16	6	10	X1
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Komárková-Legnerová	0	16	0	96	2	0	0	0	0	372	345	52	J
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová	2	64	3	12	6	4	0	12	12	23	91	26	J

Apêndice 1 – Continuação.

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009						GF
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S	
<i>Oocystis borgeii</i> Snow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	F
<i>Oocystis elliptica</i> West	0	0	1	19	0	2	1	0	0	0	0	0	F
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	0	0	0	0	0	0	0	0	12	8	2	0	F
<i>Oocystis parva</i> West & West	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	F
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	J
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	J
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> Smith	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	F
<i>Quadrigula</i> cf. <i>sabulosa</i> Hindák	0	0	0	0	0	0	30	4	22	0	44	10	X1
<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle) Marvan, Komárek & Comas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	F
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann	0	0	0	8	0	0	1	0	2	4	0	2	X1
<i>Scenedesmus bijugus</i> (Turpin) Kützing	2	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	4	X1
<i>Schroederia indica</i> Philipose	0	0	0	19	2	4	0	0	4	4	0	8	J
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	0	0	1	0	10	8	0	0	0	0	0	2	F
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	X1
Zygnemaphyceae													
<i>Cosmarium portianum</i> Archer	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	N
<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	X1
<i>Cosmarium regnellii</i> Wille	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	X1
<i>Gonatozygon pilosum</i> Wolle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	N
<i>Mougeotia</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	T
<i>Staurastrum alternans</i> Brébisson	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	P
<i>Staurastrum nudibrachiatum</i> Borge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	P
<i>Staurastrum quadrangulare</i> Brébisson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	P
<i>Staurastrum rotula</i> Nordstedt	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	P
<i>Staurodesmus dickiei</i> (Ralfs) Lillieroth	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	2	N

Apêndice 1 – Continuação.

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009						GF
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S	
Euglenophyceae													
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg	3	0	0	0	22	4	0	0	0	4	0	0	W1
<i>Euglena cf. proxima</i> Dangeard	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	W1
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	0	0	0	8	2	0	0	2	0	4	0	0	W1
<i>Strombomonas cf. globulosa</i> Conforti & Joo	0	8	0	0	8	6	0	0	0	0	0	0	W1
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	5	18	28	12	52	62	14	34	12	47	8	16	W1
Cryptophyceae													
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bicudo & Bicudo	16	117	51	54	85	26	24	238	75	911	63	198	X1
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	2	2	2	27	36	52	7	14	61	516	8	40	X1
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	0	82	6	8	40	8	2	36	28	461	4	32	X1
<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i> Skuja	1	23	3	27	8	10	1	2	10	105	0	12	X1
Dinophyceae													
<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	0	0	0	0	0	0	42	77	36	27	54	46	L_o
<i>Peridinium volzii</i> Lemmermann	1	0	2	0	16	8	10	0	2	27	14	4	L_o
Chrysophyceae													
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	E
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	E
<i>Mallomonas caudata</i> Ivanov	8	0	1	0	0	0	0	0	0	58	0	0	E
Bacillariophyceae													
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	38	2	21	8	18	106	0	0	0	0	0	4	P
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	79	0	70	42	38	509	5	0	2	19	0	0	P
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	5	0	10	0	0	22	0	0	0	0	0	0	P
<i>Cocconeis plancetula</i> Ehrenberg	0	0	0	15	4	4	3	2	24	4	8	24	T_B
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	5	0	7	77	14	0	5	12	18	12	0	10	D

Apêndice 1 – Continuação.

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009						GF
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S	
<i>Discostella stelligera</i> Cleve & Grunow	0	0	0	0	0	0	1	4	2	0	0	0	D
<i>Encyonema</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	T_B
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	8	6	0	14	4	T_B
<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	0	0	6	0	12	0	1	6	6	8	10	16	T_B
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	0	0	0	8	0	0	0	0	2	0	2	2	P
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	P
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	26	T_B
<i>Gyrosigma</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	T_B
<i>Melosira varians</i> Agardh	1	0	1	12	2	0	1	0	0	4	0	2	P
<i>Navicula</i> cf. <i>disparalis</i> Hustedt	0	0	0	15	0	2	0	0	0	0	0	8	T_B
<i>Navicula</i> sp. 1	0	0	2	31	0	0	0	0	0	0	0	2	T_B
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	P
<i>Nitzschia</i> cf. <i>paleaeformis</i> Hustedt	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	P
<i>Pinnularia</i> sp. 1	0	0	1	38	0	4	2	14	4	31	8	50	T_B
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	T_B
<i>Surirella linearis</i> Smith	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	T_B
<i>Surirella</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	T_B
<i>Ulnaria acus</i> Kützing	1	0	1	0	20	8	1	0	0	0	0	2	P
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	1	0	0	0	2	0	1	2	2	4	0	8	P
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zacharias) Bukhtiyarova	0	0	0	0	0	4	8	0	6	8	0	0	A

Apêndice 2 – Tabela dos valores de biomassa por espécies (mg.L⁻¹) do fitoplâncton nas estações e períodos de amostragem no reservatório de Moxotó, rio São Francisco, Brasil.

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009					
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S
Cyanophyceae												
<i>Anabaena</i> sp. 1	0,0000	0,0004	0,0001	0,0000	0,0000	0,0008	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	0,0006	0,0000	0,0004	0,0207	0,0077	0,0030	0,0040	0,0060	0,0017	0,0075	0,0013	0,0030
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	0,0276	0,0000	0,0088	0,0088	0,0409	0,0000	0,0097	0,0136	0,0000	0,0000	0,0136	0,0182
<i>Dolichospermum</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0054	0,0000	0,0000	0,0136	0,0000	0,0069
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis	0,0053	0,0000	0,0047	0,0078	0,0560	0,4189	0,0008	0,1399	0,0040	0,6722	0,1759	0,0160
<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie) Taylor & Drouet	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0029	0,0000	0,0000	0,0000	0,0012
<i>Lyngbya</i> cf. <i>maior</i> Meneghini ex Gomont	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,4172	0,0000	0,0000
<i>Microcystis</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0044	0,0009	0,0000	0,0044	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	0,0257	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0263	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>tenuis</i> Agardh ex Gomont	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0324
<i>Oscillatoria limosa</i> Agardh ex Gomont	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0313	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Phormidium</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0181	0,0016	0,0000	0,0005	0,0005
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	0,0020	0,0000	0,0000	0,0000	0,0206	0,0052	0,0010	0,0000	0,0052	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0002	0,0005	0,0000	0,0002
<i>Romeria</i> cf. <i>gracilis</i> (Koczwara) Koczwara ex Geitler	0,0000	0,0000	0,0000	0,0009	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0064	0,0000	0,0000
<i>Trichodesmium lacustre</i> Klebanh	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0013	0,0130	0,0065	0,0127	0,0130	0,0065
Chlorophyceae												
<i>Actinastrum gracillimum</i> Smith	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1875	0,0000	0,0000
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0036	0,0146	0,0000	0,0000	0,0000	0,0071	0,0000	0,0000
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda ex Korshikov	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0015	0,0000	0,0000	0,0000	0,0015
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0009	0,0000	0,0000	0,0009
<i>Ankyra judayi</i> (Smith) Fott	0,0000	0,0078	0,0000	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0009	0,0004	0,0008	0,0000	0,0022
<i>Chlamydomonas microscopica</i> West	0,0047	0,0179	0,0055	0,0356	0,0063	0,0021	0,0025	0,0688	0,0572	0,0136	0,0207	0,0160
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	0,0046	0,0058	0,0028	0,0040	0,0087	0,0063	0,0008	0,0083	0,0019	0,0022	0,0020	0,0013
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	0,0049	0,0012	0,0056	0,0016	0,0109	0,0000	0,0021	0,0117	0,0025	0,0025	0,0101	0,0075
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Smith) Belcher & Swale	0,0006	0,0000	0,0014	0,0000	0,0027	0,0007	0,0005	0,0000	0,0020	0,0066	0,0000	0,0007
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	0,0000	0,0000	0,0003	0,0013	0,0007	0,0000	0,0001	0,0007	0,0014	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Coenococcus polycoccus</i> (Korshikov) Hindák	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0203
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0282	0,0000	0,0000

Apêndice 2 - Continuação

Táxons	Junho/2009						Dezembro/2009					
	E1C	E2C	E3C	E4C	E5C	E6C	E1S	E2S	E3S	E4S	E5S	E6S
<i>Mallomonas caudata</i> Ivanov	0,0333	0,0000	0,0049	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,2447	0,0000	0,0000
Bacillariophyceae												
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	0,1486	0,0077	0,0820	0,0304	0,0704	0,4179	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0156
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	0,2259	0,0000	0,1992	0,1204	0,1071	1,4486	0,0131	0,0000	0,0056	0,0551	0,0000	0,0000
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	0,0204	0,0000	0,0417	0,0000	0,0000	0,0915	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Cocconeis planctetula</i> Ehrenberg	0,0000	0,0000	0,0000	0,0092	0,0024	0,0024	0,0018	0,0012	0,0143	0,0023	0,0048	0,0143
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0,0052	0,0000	0,0084	0,0887	0,0160	0,0000	0,0062	0,0137	0,0206	0,0134	0,0000	0,0114
<i>Discostella stelligera</i> Cleve & Grunow	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0013	0,0046	0,0023	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Encyonema</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0028
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0042	0,0861	0,0645	0,0000	0,1506	0,0430
<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	0,0000	0,0000	0,0346	0,0000	0,0668	0,0000	0,0043	0,0334	0,0334	0,0435	0,0557	0,0891
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	0,0000	0,0000	0,0000	0,0296	0,0000	0,0000	0,0015	0,0000	0,0076	0,0000	0,0076	0,0076
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0550	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0011	0,0011	0,0000	0,0000	0,0139
<i>Gyrosigma</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0023	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Melosira varians</i> Agardh	0,0006	0,0000	0,0010	0,0098	0,0017	0,0000	0,0007	0,0000	0,0000	0,0033	0,0000	0,0017
<i>Navicula</i> cf. <i>disparalis</i> Hustedt	0,0000	0,0000	0,0000	0,0049	0,0000	0,0006	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0025
<i>Navicula</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0007	0,0096	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0006
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0007
<i>Nitzschia</i> cf. <i>paleaeformis</i> Hustedt	0,0000	0,0020	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Pinnularia</i> sp. 1	0,0000	0,0000	0,0002	0,0101	0,0000	0,0010	0,0005	0,0036	0,0010	0,0081	0,0021	0,0130
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller	0,0000	0,0072	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0073	0,0000	0,0000	0,0000	0,0073
<i>Surirella linearis</i> Smith	0,0000	0,0000	0,0000	0,0423	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Surirella</i> sp. 1	0,0079	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Ulnaria acus</i> Kützing	0,0004	0,0000	0,0004	0,0000	0,0100	0,0040	0,0006	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0010
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0,0237	0,0000	0,0000	0,0000	0,0417	0,0000	0,0162	0,0417	0,0417	0,0814	0,0000	0,1666
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zacharias) Bukhtiyarova	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0041	0,0082	0,0000	0,0061	0,0079	0,0000	0,0000

6. Anexos

Anexo 1 – Instruções para autores da revista *Limnologica*

Instructions to Authors

LIMNOLOGICA

1. Electronic submission: From now on, all manuscripts should be submitted electronically through Elsevier Editorial System (EES) which can be accessed at <http://ees.elsevier.com/limno>.

2. Unpublished papers of scientific value which comply with the standards of the editorial aims of LIMNOLOGICA will be readily accepted. Acceptance for publication is dependent upon recommendation by one of the editors. The editor-in-chief reserves the right to reject any manuscript submitted, whether on invitation or otherwise, and to make suggestions and modifications before publication. All manuscripts will be peer-refereed. Submission of a manuscript implies that the submitted work has not been published before (except as part of a thesis, lecture note or in the form of an abstract) and that it is not under consideration for publication elsewhere.

3. **Copyright.** Once a paper is accepted, authors will be asked to transfer copyright (for more information on copyright, see <http://www.elsevier.com/authorsrights>). A form facilitating transfer of copyright will be provided after acceptance. If material from other copyrighted works is included, the author(s) must obtain written permission from the copyright owners and credit the source(s) in the article.

4. The manuscript must be submitted ready for the printer, i.e. typewritten, double-spaced on one side of the paper, on format A4. It must be written in English. Authors not using their mother tongue are urgently requested to have their manuscript checked for linguistic correctness before submission. Editors are entitled to submit manuscripts to an additional linguistic examination. Number the pages of the manuscript consecutively. Lines should be numbered.

5. Please upload text, tables and figures as separate files:

- Text, including italics and bold characters, should be saved as Word or WordPerfect documents in DOS or Macintosh format. Do not use capital letters for authors' names or headlines.
- Pictures should be saved as TIFF or EPS-format.
- Tables as Word or WordPerfect documents in DOS or Macintosh format or as Excel sheets.

6. The title page should include title of paper, first name(s) written in full, surname(s) of authors, laboratory or institution, name of town and country. Name, address as well fax and phone number, e-mail-address of the author responsible for correspondence or reprint requests should be mentioned. A short running title of no more than 40 to 50 characters should be added. Up to 10 key words should follow.

7. Every manuscript has to be preceded by the title, and a abstract in English giving a synopsis with sufficient detailed information concerning the methods used and the results obtained has to be added.

8. Text marking: Italics, should be used for all scientific names from the level of the genus downward.

9. Each table should be typed on a separate page. Tables should be numbered consecutively in Arabic numerals and attached to the end of the text. They should be supplied with headings and kept as simple as possible and should be referred to in the text as "Table 1", etc.

10. Figures should be numbered consecutively in Arabic numerals. Legend for figures (incl. photographs) should be listed consecutively on a separate page.

11. Photographs should be sharp and well-contrasted. The magnification should be indicated by a scale bar. Inscriptions, marks, and scale bars should preferably be drawn neatly in black ink in an appropriate size. Please see that the figures making a plate fit each other in size and contrast and that they correspond. Plan all figures to suit a column width of 8.8 cm or a page width of 18.2 cm. Figures

may be combined to a maximum plate size of 18.2 cm x 24.3 cm. Figures should be supplied in digital format (EPS or TIFF format, resolution of figures in final printing size 300 dpi for halftones, 600–1200 dpi for black/white line drawings).

12. Free colour reproduction. If, together with your accepted article, you submit usable colour figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in colour on the web (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in colour in the printed version. Colour figures can be printed only if the costs are covered by the author (€ 250.00 for first colour figure, € 200.00 for every following colour figure). For further information on the preparation of electronic artwork, please see www.elsevier.com/artworkinstructions.

13. Bibliographical references (section called "References") should be listed in alphabetical order and then further sorted chronologically if necessary. The following usage should be confirmed to:

Reference to a journal publication: Finlay, B. J., Clarke, K. J., Cowling, A. J., Hindle, R. M., Rogerson, A., Beringer, U. G., 1988. On the abundance and distribution of protozoa and their food on a productive freshwater pond. *Eur. J. Protist.* 23, 205–217.

Reference to a book: Fott, B., 1959. *Algenkunde*. Gustav Fischer, Jena.

Reference to a chapter in an edited book or articles of monographs (symposia, etc): Hastings, I. W., Sweeny, B. M., 1959. The *Gonyaulax* clock. In: Withrow, R. B. (Ed.), *Photoperiodism and related phenomena in plants and animals*. American Association for Advancement of Science, Washington, pp. 567–584.

14. In the text, references should be cited chronologically by author's surname followed by year of publication: Koschel (1995), Koschel and Adams (2003), Finlay et al. (1988) or (Koschel, 1995; Koschel and Adams, 2003; Finlay et al., 1988). If several contributions by the same author were published in one year, a distinction of these should be made by adding a, b, or c, e.g. (Koschel, 1981a; Meyer and Huss, 1999a, b).

15. When papers originally published in languages which use alphabets others than Latin (e.g. Russian Cyrillic, Japanese, etc.) are cited, author, title of the paper and the periodical itself must be transliterated (romanized) using ISO1 or ISO2 or similar romanization standards (cf. Nicolson, *Taxon* 30/1981, 168–183). A translation of the title into English should be added in parentheses.

16. The journal LIMNOLOGICA is produced directly in page set. Consequently the author only receives the page proofs for his approval. Therefore all positions for figures and tables must already be marked in the left margin of the manuscript.

17. There are **no page charges**. The corresponding author, at no cost, will be provided with a PDF file of the article via e-mail. The PDF file is a watermarked version of the published article and includes a cover sheet with the journal cover image and a disclaimer outlining the terms and conditions of use. Additional offprints may be ordered when proofs are returned. Until publication of the print edition, corrected proofs will be available at online first (www.sciencedirect.com).

18. **Funding body agreements and policies.** Elsevier has established agreements and developed policies to allow authors who publish in Elsevier journals to comply with potential manuscript archiving requirements as specified as conditions of their grant awards. To learn more about existing agreements and policies please visit <http://www.elsevier.com/fundingbodies>