



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA INSTITUCIONAL DE DOUTORADO TEMÁTICO
DOUTORADO EM RECURSOS NATURAIS**



RUCELINE PAIVA MELO LINS

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM
RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO TRÓPICO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

CAMPINA GRANDE – PB

2011

RUCELINE PAIVA MELO LINS

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM
RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO TRÓPICO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande como requisito para obtenção do Título de Doutora em Recursos Naturais.

Área de Concentração: Sociedade e Recursos Naturais

Orientadora: Prof^{fa} Dr^a Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

CAMPINA GRANDE – PB

2011

RUCELINE PAIVA MELO LINS

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM
RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO TRÓPICO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande como requisito para obtenção do Título de Doutora em Recursos Naturais. Área de concentração Sociedade e Recursos Naturais.

Aprovado em 16 de novembro de 2011

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a Beatriz Susana Ovruski de Ceballos (Orientadora)

Aposentada da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil - UAEC/CCT/UFCG
Professora do Departamento de Ciências Biológicas - DCB/CCBS/UEPB

Prof^a. Dr^a Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

Professora do Departamento de Sistemática e Ecologia - DSE/UFPB

Prof^a. Dr^a. Célia Regina Diniz

Professora do Departamento de Ciências Biológicas - DCB/CCBS/UEPB

Prof^a. Dr^a Annemarie König

Professora Voluntária da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil -
UAEC/CCT/UFCG

Prof^a. Dr^a. Márcia Maria Rios Ribeiro

Professora da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil - UAEC/CCT/UFCG

Dedicatória

A meus pais, Orlando e Socorro, que sempre me apoiaram, lutaram para me proporcionar o melhor e me ensinaram a lutar e conquistar os meus sonhos mesmo que em alguns momentos eles parecessem impossíveis.

A meus irmãos, Rilávia Nayara e Orlando Júnior, pela vivência, carinho e apoio, respeitando e compartilhando de minhas escolhas.

A minha bela sobrinha Lara Sophia que mesmo tão pequena me ensinou a amar ainda mais a vida.

Ao meu amado esposo, Rodrigo Melo, pelo amor incondicional, pelo companheirismo, dedicação, paciência carinho e por ter sido minha força para prosseguir nesta longa e difícil caminhada

Eu amo demais todos vocês!

Com carinho,

Ruceline P.M. Lins

Agradecimentos

A ti, Senhor, que me presenteou com a vida e me deu força e perseverança para superar as dificuldades. Que me mostra a cada dia que a paciência, a perseverança e, principalmente, o amor e a fé, são elementos essenciais para conseguirmos seguir em frente.

À Universidade Federal de Campina Grande pela oportunidade de realizar este curso junto ao Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais.

Ao CNPq CTHidro pela bolsa de doutorado concedida (Processo nº141293/2007-1)

À querida Prof^a. Dr^a. Beatriz Susana Ovruskii de Ceballos, pelo privilégio de tê-la como orientadora por sua competência e profissionalismo. Obrigada pela confiança na minha capacidade de trabalho, compreensão e principalmente pela ajuda nos momentos mais difíceis.

À Prof^a. Dr^a. Luciana Gomes Barbosa por quem tenho grande admiração e respeito pelo profissionalismo, conduta científica e principalmente pela solidariedade e atenção nos momentos difíceis. Muito obrigada pelos valiosos ensinamentos durante o desenvolvimento dessa tese.

Aos professores Maria Cristina Basílio Crispim, Célia Regina Diniz, Annemarie König e Márcia Maria Rios Ribeiro, por aceitar o convite de participar da banca examinadora.

Ao professor Dr. José Etham, por ter me conduzido com tanta dedicação no campo da limnologia, ter me orientado durante a graduação, o mestrado e ainda com tanta confiança ter me recomendado para o doutorado.

À professora Dr^a Annemarie König por ter me apresentado com tanta paciência às primeiras algas e pela disponibilidade e atenção nos momentos necessários.

Ao Prof. Dr. Luiz Lopes por compartilhar de seu conhecimento nas análises estatísticas.

Ao Prof. Dr. Roberto Sassi, pela liberação das minhas atividades nas dependências do Laboratório de Microplâncton-NEPREMAR/UFPB e por mostrar-se disposto a ajudar sempre que necessário.

Ao Prof. Dr. Alessandro Minillo por colaborar com as análises de cianotoxinas.

Aos professores Drs. José Dantas Neto e Pedro Vieira, respectivamente coordenador e vice-coordenador do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, pela eficiência na condução do curso.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais pelos conhecimentos transmitidos e pelas horas agradáveis de convivência.

À secretária Cleide dos Santos (Cleidinha), exemplo constante de competência, muito obrigada por tudo.

A todos os colegas do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais pelos momentos de discussão e aprendizado durante o desenvolvimento das disciplinas e pelos momentos de descontração nos intervalos das aulas.

À querida amiga Rosângela Souto pelos valiosos conselhos e pela paciência em ouvir minhas angústias. Agradeço também pela grande ajuda na etapa final dessa tese.

A Evânia por ter em vários momentos me acolhido em sua casa, permitindo-me conviver com sua bela família.

Às grandes amigas e companheiras de pesquisa: Suzana, Flávia, Patrícia Campos e Patrícia Cruz. Muito obrigada pelas constantes ajudas durante as coletas e análises laboratoriais. Vocês foram peças fundamentais no desenvolvimento desse trabalho e apesar dos “aperreios” nos divertimos muito.

Aos amigos Ismael, Ronaldo e Altiéres pelo apoio nas coletas de campo que foram tão cansativas, mas muito divertidas.

À querida Valmária ou simplesmente Val, pela grande ajuda na execução dos trabalhos no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFCG, mas, principalmente, pela amizade e pelo estímulo durante o período da pesquisa.

Às amigas Rosa e Patrícia Campos, por ter sempre me acolhido com tanto carinho quando eu precisava permanecer vários dias em Campina Grande e também aos demais amigos da UEPB pela constante atenção e ajuda.

À amiga Katarina e a todos que compõem o laboratório de Microplâncton da UFPB pelas conversas e momentos de descontração.

À querida amiga Alzira Gabrielle pela elaboração dos mapas e pelas muitas conversas e conselhos.

Aos queridos(as) sogro (Joaquim Robertson), sogra (Maria Raimunda), cunhadas (Daniela, Luciana e Cybele), cunhado (Sobrinho Junior), tio (Edvaldo) e tias (Lúcia e Selda), pela ajuda constante, por acreditar em mim e principalmente por se alegrarem com minhas pequenas e grandes conquistas.

A todos, que direta ou indiretamente, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

O êxito na vida não se mede pelo que você conquistou, mas sim pelas dificuldades que superou ao longo do caminho"

Abraham Lincoln

RESUMO

ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO TRÓPICO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

O presente trabalho estudou a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica do reservatório Argemiro de Figueiredo-PB, com piscicultura intensiva em tanques-rede, enfocando os padrões de distribuição temporal e espacial das estratégias de vida e grupos funcionais característicos. As amostragens ocorreram entre agosto de 2007 e julho de 2009, com intervalos bimensais no primeiro ano e mensais nos dois últimos, na zona eufótica e afótica dos pontos de confluência dos rios tributários (PC), próximo aos tanques-rede (PT) e na zona de barragem (PB). As variáveis analisadas foram: precipitação pluviométrica, temperatura da água, transparência, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, oxigênio dissolvido, fósforo reativo solúvel (PSR), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), biomassa fitoplanctônica e presença de cianotoxina (microcistina-LR) na água. A abordagem de grupos funcionais fitoplanctônicos e atributos morfológicos e ecológicos foi utilizada para descrever a trajetória das espécies entre períodos. A sazonalidade promoveu o estabelecimento de períodos distintos, estiagem e chuvoso. Durante a estiagem condições ambientais favoráveis no reservatório tais como elevada temperatura da água ($>24^{\circ}\text{C}$), pH básico (mínimo 7,0 e máximo 10), pouca disponibilidade de luz subaquática ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}\leq 1$), condições eutróficas ($\text{IET}=61,2\pm 5,1$ -PC; $62,5\pm 5,4$ -PT; $60,7\pm 6,6$ -PB) e estabilidade ambiental associada ao elevado tempo de residência da água (146 dias), contribuíram para o estabelecimento de elevada biomassa fitoplanctônica constituída principalmente por cianobactérias filamentosas (estrategistas R), pertencentes aos grupos funcionais S1, Sn, H1 e MP, típicos de ambientes eutrofizados, com baixa disponibilidade de luz. Cianobactérias cocóides dos grupos M e K também foram registradas. Nesse período, as espécies dominantes foram: *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolicospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis sp.* e *Aphanocapsa incerta*. Redução na biomassa e na dominância das cianobactérias ocorreu com as chuvas, em especial nos momentos de transbordamento do reservatório, quando espécies invasoras (C

estrategistas) e tolerantes ao estresse (S estrategistas), colonial não flagelado (*Botryococcus braunii*), unicelular flagelado (*Chlamydomonas sp.* e *Peridinium umbonatum*) e unicelular não flagelado (*Closterium sp.*) dominaram ou co-existiram no ambiente, favorecendo o aumento da biomassa dos grupos: F, P, Lo e X2, típicos de ambientes meso-eutróficos. Esses táxons predominaram especialmente na confluência dos rios tributários e na zona de barragem durante eventos de transbordamento. Próximo aos tanques-rede as cianobactérias dominaram e os valores de biomassa foram mais elevados, indicando que a atividade de piscicultura intensiva foi um importante fator de perturbação antropogênica no reservatório. Das oito espécies de cianobactérias dominantes ($\geq 50\%$ da biomassa total), as espécies *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolicospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis sp.* são capazes de produzir toxinas. Durante o estudo, formação de florações tóxicas e produção de microcistina-LR foram registradas, sendo os valores mais elevados observados na estiagem (mínimo= $0,93\mu\text{g.L}^{-1}$ -dezembro/2008 e máximo= $27,29\mu\text{g.L}^{-1}$ -dezembro/2007). A ocorrência de microcistina alerta para possíveis riscos à saúde pública visto que esse reservatório é utilizado para o abastecimento humano e atividade de piscicultura intensiva. O uso dos grupos funcionais, dos atributos ecológicos e morfológicos constituem ferramentas eficazes para o entendimento das relações entre ambiente e espécies e avaliação da saúde ecológica do reservatório.

Palavras-chave: comunidade fitoplanctônica, eutrofização, reservatório, semiárido

ABSTRACT

STRUCTURE AND DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON COMMUNITY IN A EUTROPHIC RESERVOIR OF TROPIC SEMIARID REGION

This work studied the structure and dynamics of the phytoplankton community of a eutrophic reservoir of semiarid region, with intensive fish farming in cages, focusing on the patterns of temporal and spatial distribution of life strategies and functional groups characteristic. Sampling occurred between August 2007 and July/2009, with bimonthly frequency in the first year and at monthly intervals thereafter, in the euphotic and aphotic zone of the points of confluence of tributary rivers (PC), near the fish net cages (PT) and near the dam itself (PB). The variables analyzed were: rainfall, water temperature, transparency, pH, electrical conductivity, alkalinity, dissolved oxygen, soluble reactive phosphorous (SRP), dissolved inorganic nitrogen (DIN), phytoplankton biomass and the presence of cyanotoxins (microcystin-LR) in water. The approach of phytoplankton functional groups and ecological and morphological attributes was used to describe the trajectory of species between periods. Seasonality promoted the establishment of distinct periods, drought and rainy. During the drought favorable environmental conditions in the reservoir such as high temperature ($>24^{\circ}\text{C}$), alkaline pH (minimum 7.0 and maximum 10), limited availability of underwater light ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}\leq 1$), eutrophic conditions ($\text{IET}=61.2\pm 5.1\text{-PC}$, $62.5\pm 5.4\text{-PT}$, $60.7\pm 6.6\text{-PB}$) and environmental stability associated with high water residence time (146 days), contributed to the establishment of high phytoplankton biomass consisting mainly of filamentous cyanobacteria (R strategists), belonging to the functional groups S1, Sn, H1 and MP, typical of eutrophic environments with low light availability. Coccoid cyanobacteria of M and K were also recorded. During this period, the dominant species were: *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Doliospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis sp.* and *Aphanocapsa incerta*. Reduction in biomass and in the dominance of cyanobacteria occurred in the rains, especially in times of overflow of the reservoir, when invasive species (C strategists) and stress tolerant (S strategists), not colonial flagellate (*Botryococcus braunii*), single-celled flagellate (*Chlamydomonas sp.* and

Peridinium umbonatum) and non-flagellated unicellular (*Closterium sp.*) dominated or co-existed in the environment, favoring the increase in biomass of the groups: F, P, Lo and X2, typical of meso-eutrophic environments. These taxa were predominant especially at the confluence of tributary rivers and near the dam itself, during overflow events. Next to the cages cyanobacteria dominated and the biomass values were higher, indicating that the activity of intensive fish farming was an important factor of anthropogenic disturbance in the reservoir. Of the eight species of cyanobacteria dominant ($\geq 50\%$ of the total biomass), *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Doliospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis sp.* are capable of producing toxins. During the study the formation of toxic blooms and production of microcystin-LR was recorded, with the highest values observed in the dry season (minimum= $0.93\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -dezembro/2008 and maximum= $27.29\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -december/2007). The occurrence of microcystin alert to possible risks to public health since this reservoir is used to supply human activity and intensive fish farming. The use of functional groups, ecological and morphological attributes was effective tools for understanding the links between environment and species, and assessing the ecological health of the reservoir.

Keywords: phytoplankton community, eutrophication, reservoir, semiarid

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do estado da Paraíba, da bacia hidrográfica do rio Paraíba e do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil37

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, indicando as estações de coleta43

Figura 2 – Valores de precipitação pluviométrica e volume de água acumulada no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.....48

Figura 3 - Ordenação pela ACP (eixos 1 e 2) das unidades amostrais em função das variáveis abióticas do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: PP=precipitação pluviométrica; WT= temperatura da água; DO=oxigênio dissolvido; EC=condutividade elétrica; DIN:SRP=razão nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo, $Z_{eu}:Z_{mix}$ =razão zona eufótica e zona de mistura.....48

Figura 4 - Contribuição relativa das classes fitoplanctônicas e dos hábitos de vida em escalas espacial e temporal no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 200950

Figura 5 - Contribuição relativa das classes de máxima dimensão linear e volume celular em escalas espacial e temporal no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: MDL: I (<10 μ m), II (entre 11 e 20 μ m), III (entre 21 e 50 μ m) e IV (> 50 μ m); Volume celular (VC): I (< 10² μ m³), II (entre 10² e 10³ μ m³), III (entre 10³ e 10⁴ μ m³) e IV (> 10⁴ μ m³).53

Figura 6 - Contribuição relativa das espécies estrategistas C, R e S em escalas espacial e temporal no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 200954

Figura 7 - Ordenação da ACC entre as estratégias adaptativas e características morfológicas do fitoplâncton em função das variáveis abióticas do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: MDL: I (<10µm), II (entre 11 e 20µm), III (entre 21 e 50µm) e IV (> 50µm); Volume celular (VC): I (< 10² µm³), II (entre 10² e 10³ µm³), III (entre 10³ e 10⁴ µm³) e IV (> 10⁴ µm³); PP=precipitação pluviométrica, WT=temperatura da água, DO=oxigênio dissolvido, EC=condutividade elétrica, DIN:SRP=razão nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo, Z_{eu}:Z_{mix}=razão zona eufótica e zona de mistura.....56

CAPITULO 2

Figura 1 - Reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, indicando as estações de coleta67

Figura 2 - Valores de precipitação pluviométrica e volume de água acumulada no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.....69

Figura 3 - Variação da biomassa total fitoplanctônica (mm³.L⁻¹) e biomassa relativa (%) dos grupos funcionais na zona eufótica (Z_{eu}) e zona afótica (Z_{af}) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, nos três pontos de coleta, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.76

Figura 4 - Ordenação da ACC entre as principais associações algais e as variáveis abióticas significativas no reservatório Argemiro de Figueiredo-Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: DIN=Nitrogênio inorgânico dissolvido, SRP=Fósforo reativo solúvel.....77

CAPÍTULO 3

Figura 1 - Reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, indicando as estações de coleta.89

Figura 2 - Variação na biomassa da comunidade de cianobactérias e outras algas planctônicas (mm³.L⁻¹) (a) e níveis de microcistinas-LR (µg.L⁻¹) (b) detectadas na água do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, durante o período de

agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: nd= não determinado pelo método adotado; * Coleta não realizada e ↓ Meses com amostras insuficiente para mensuração de microcistinas-LR93

Figura 3 - Biomassa relativa (%) das principais espécies de cianobactérias e dos grupos funcionais S1 e outros, na zona eufótica e afótica dos pontos de confluência dos rios tributários, próximo aos tanques-rede e próximo a barragem (PB) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.....94

Figura 4 - Ordenação da ACC entre as principais associações algais e as variáveis abióticas significativas no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: WT=temperatura da água; $Z_{eu}:Z_{mix}$ =razão zona eufótica e zona de mistura; EC=condutividade elétrica; DIN:SRP=razão nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo; Apin=*Aphanocapsa incerta*; Crac=*Cylindrospermopsis raciborskii*; Dcir=*Doliospermum circinalis*; Mae= *Microcystis aeruginosa*; Msp= *Microcystis sp.*; Olac=*Oscillatoria lacustre*; Plag=*Planktothrix agardhii*; Psli=*Pseudanabaena limnetica*; Other=Outras 100

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Resumo dos dados das variáveis abióticas (n=132) e índice de estado trófico, encontrados nos três pontos de coleta, na zona eufótica (*) e zona afótica (**) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.....47

Tabela 2 - Espécies descritoras do fitoplâncton (n=132), abreviações, habito de vida, classificação segundo MDL, volume celular e estratégia ecológica no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil no período de agosto de 2007 a julho de 200951

CAPITULO 2

Tabela 1 - Valores mínimos, médios±SD e máximos (n=132) das variáveis abióticas, índice de estado trófico e biovolume total, encontrados nos três pontos de coleta, na zona eufótica (*) e zona afótica (**) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.....71

Tabela 2 - Resumo da análise de covariância realizada com as variáveis abióticas e as espécies fitoplanctônicas do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 200973

CAPÍTULO 3

Tabela 1 - Resumo da análise de regressão múltipla realizada com as espécies de cianobactérias dominantes, outras algas concentração de microcistinas totais, encontrados no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 200996

Tabela 2 - Resumo dos dados das variáveis abióticas (n=132) e índice de estado trófico, encontrados nos três pontos de coleta, na zona eufótica (*) e zona afótica (**) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.....97

SUMÁRIO

Apresentação da Tese	21
Introdução geral	24
Hipótese	30
Objetivos	31
Área de estudo	33
Capítulo 1 - Estratégias adaptativas do fitoplâncton e características morfológicas indicadoras da saúde ecológica de um reservatório do semiárido brasileiro	
Resumo	39
Abstract	40
Introdução e objetivos	41
Materiais e métodos	42
Resultados	45
Discussão	56
Referências	58
Capítulo 2 - Grupos funcionais do fitoplâncton em um reservatório tropical dominado por cianobactérias: forças direcionadoras em escala espacial e temporal no semiárido brasileiro	
Resumo	63
Abstract	64
Introdução e objetivos	65
Materiais e métodos	66
Resultados	68
Discussão	78
Referências	80

Capítulo 3 - Fatores determinantes na dominância de cianobactérias tóxicas em reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro: ocorrência de microcistina em eventos de floração

Resumo	85
Abstract	86
Introdução e objetivos	87
Materiais e métodos	88
Resultados	91
Discussão.....	100
Referências	104
Considerações finais	110
Referências bibliográficas.....	113



Apresentação da Tese

Apresentação da Tese

O presente trabalho buscou compreender o padrão de distribuição temporal e espacial de espécies e grupos funcionais fitoplanctônicos de um reservatório eutrófico localizado no trópico semiárido brasileiro (reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba, Brasil), em especial os fatores responsáveis pela dominância e persistência de cianobactérias toxigênicas, visando contribuir com a gestão sustentada dos recursos hídricos da região.

O estudo, iniciado no ano de 2007, foi parte integrante do Projeto MCT/CNPQ O2/2006 Universal, intitulado "Efeitos da Piscicultura Intensiva na Qualidade da Água e Proliferação de Cianobactérias Potencialmente Toxigênicas em Açudes de Usos Múltiplos no Semiárido: subsídios para a gestão". As amostragens foram realizadas ao longo de 22 meses, sendo as amostras coletadas na zona eufótica e afótica do reservatório. Variáveis físicas, químicas, biológicas e toxicológicas foram monitoradas. Os resultados encontrados serão aqui apresentados em três capítulos, a seguir:

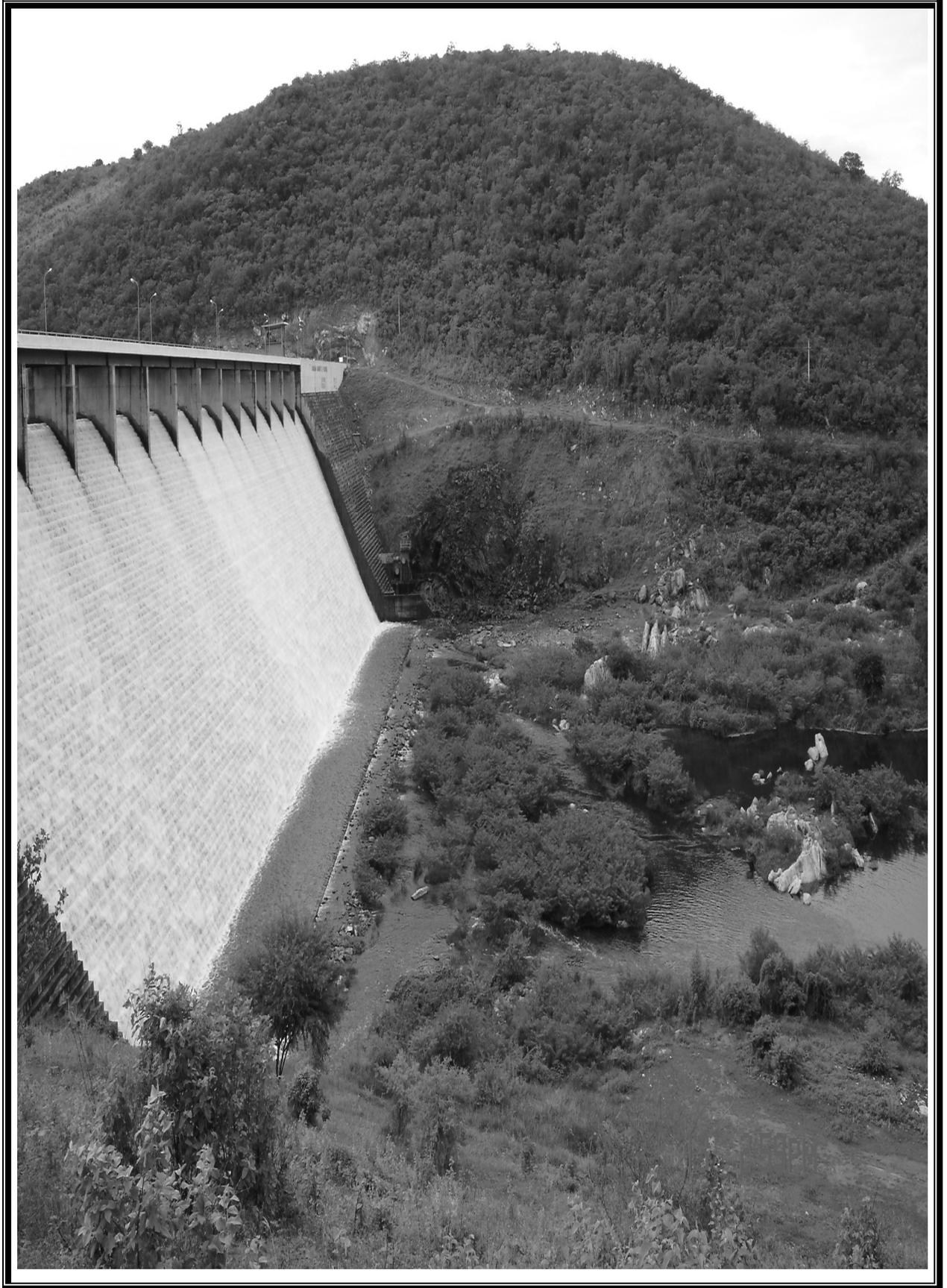
i) O primeiro capítulo intitulado "Estratégias adaptativas do fitoplâncton e características morfológicas indicadoras da saúde ecológica de um reservatório do semiárido brasileiro", teve como objetivo avaliar em escala temporal e espacial as estratégias adaptativas do fitoplâncton e identificar se essas estratégias refletem a saúde ecológica de reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro.

ii) O segundo capítulo, intitulado "Grupos funcionais do fitoplâncton em um reservatório tropical dominado por cianobactérias: forças direcionadoras em escala espacial e temporal no semiárido brasileiro" investigou as variáveis ambientais de maior influência na dinâmica sazonal e espacial da comunidade fitoplanctônica e os distúrbios naturais e antropogênicos capazes de quebrar a estabilidade da biomassa fitoplanctônica. Para isso duas perguntas foram levantadas, a primeira: *o transbordamento do reservatório, ocorrido durante alguns meses de coleta é um distúrbio natural, que promove interrupções ou alterações na biomassa da comunidade fitoplanctônica?* e a segunda: *o aporte de nutrientes, provenientes da atividade de piscicultura em tanques-rede, desenvolvida no reservatório é um*

distúrbio antropogênico que estimula o aumento de biomassas de grupos funcionais formados por cianobactérias?

iii) O terceiro capítulo "Fatores determinantes na dominância de cianobactérias tóxicas em reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro: ocorrência de microcistina em eventos de floração" buscou identificar os fatores ambientais mais relevantes na dominância de cianobactérias com potencial toxigênico e a presença de cianotoxinas no reservatório Argemiro de Figueiredo, ambiente eutrófico e com florações duradouras de cianobactérias.

O trabalho é apresentado com uma introdução geral que precede aos capítulos, a descrição detalhada da área de estudo, e considerações finais, reunindo informações geradas nos três capítulos.



Introdução Geral

Os ecossistemas aquáticos apresentam composição fitoplanctônica diferenciada, associada a fatores geográficos, climáticos, físicos, químicos e biológicos. Os organismos que compõem estes sistemas estão interligados em uma teia trófica, sendo o fitoplâncton a base dessa teia. A comunidade fitoplanctônica é composta por algas e cianobactérias que reúnem grande diversidade filogenética com tamanhos, formas e estratégias adaptativas variadas (REYNOLDS, 2006). A composição, abundância e distribuição temporal e espacial desses organismos, estão intimamente relacionadas com forças autogênicas (interações competitivas e de coexistência, depleção de nutrientes, elevada abundância de herbívoros) e alogênicas (índices pluviométricos, eventos de misturas pelos ventos, renovação de água), capazes de favorecer a sucessão de espécies melhor adaptadas à condição ambiental (REYNOLDS, 1988).

Para compreender a dinâmica das comunidades biológicas, é preciso entender os mecanismos que controlam a estrutura, forma e funcionamento dessas comunidades (WEIHER; KEDDY, 1995; LE QUÉRÉ et al., 2005). No entanto, esse entendimento parece uma tarefa difícil, pela grande diversidade de espécies fitoplanctônicas e infinidade de fatores (bióticos e abióticos) e condicionantes potenciais existentes no ambiente (HARRIS, 1986; REYNOLDS, 2006).

Estimadores agregados das comunidades fitoplanctônicas (biomassa total, por exemplo) funcionam para prever as respostas da comunidade em geral, em diferentes condições ambientais (VOLLENWEIDER, 1976; SCHEFFER et al., 2003). Porém, é importante saber que tipo de espécies ou grupos de espécies ocorrerá e considerar os mecanismos por trás desses padrões. Assim, são cada vez mais freqüentes as tentativas de classificar as comunidades com base em características adaptativas e morfológicas, buscando padrões simplificados da complexidade ambiental (MCINTYRE et al., 1999).

Várias abordagens têm sido aplicadas para explicar e prever a resposta do fitoplâncton às condições ambientais, tanto em ambientes marinhos como em sistemas aquáticos continentais (WEITHOFF, 2003; REYNOLDS, 2006; LITCHMAN; KLAUSMEIER, 2008). Estudos enfocando o modelo r e k estrategistas são

discutidos e aplicados há muito tempo (PIANKA, 1977; GRIME, 1977, MARGALEF, 1978; SANTOS; CALIJURI, 1998). O modelo das estratégias C, S e R, baseado no conceito de Grime (1979) para vegetação terrestre, foi aplicado para o fitoplâncton por Reynolds (1980, 1984, 1988, 1997).

A partir da associação entre métodos de adaptação das espécies, dimensões lineares, forma e relação superfície:volume, Reynolds (1997) definiu: C-estrategistas (invasoras) como espécies pequenas, com crescimento rápido, selecionadas por condições de alta disponibilidade de luz e nutrientes; S-estrategistas (tolerantes ao estresse) unicelulares ou coloniais grandes, dotadas de crescimento lento e com aptidão para dominar em condições de alta luminosidade e baixas concentrações de nutrientes; e R-estrategistas (ruderais) as espécies geralmente unicelulares, grandes, com talos alongados, representadas por filamentos ou colônias adaptadas a baixa disponibilidade de luz e a freqüentes flutuações de luz nas camadas turvas mais profundas, as quais são misturadas por força física externa.

Avanços na classificação funcional do fitoplâncton propostos por Reynolds (1997) foram atualizados por Reynolds et al. (2002). Nesse modelo, as espécies fitoplanctônicas que apresentam semelhanças morfológicas, fisiológicas e ecológicas foram agrupadas em 31 grupos funcionais, denominados por códigos alfanuméricos. O uso desta classificação foi validado através do trabalho de Kruk et al. (2002) e desde então é aplicado como uma importante ferramenta de poder preditivo tanto em ambientes temperados (PADISÁK et al., 2003; ÇELIK; ONGUN, 2008) como tropicais (MARINHO; HUSZAR, 2002; FONSECA; BICUDO, 2008; BECKER; et al., 2009). Na revisão sobre o tema, desenvolvida por Padisák et al. (2009), o sistema de classificação funcional já contava com 40 grupos funcionais mencionados em 67 artigos que aplicaram esse sistema de classificação. Segundo Padisák et al. (2009), os grupos A, B, C, D, MP, N, P e T são formados por diatomáceas; os grupos F, G, J, K, MP, N, P, T, X e W são compostos por espécies de clorófitas; H, K, L, M, MP, R, S, T, W e Z agrupam espécies de cianobactérias e os grupos E, L, Q, U, V, W, X e Y são formados por espécies de fitoflagelados. Os códons não são exclusivos de determinados grupos de algas e cianobactérias, e táxons filogeneticamente não relacionados podem pertencer a um mesmo código. Além do mais, os códons podem ser subdivididos em: H1 e H2; Lo e Lm; N e Na; S1, S2 e Sn; T, Tb, Tc e Td; W1, W2, Wo e Ws; e X1, X2, X3 e Xph.

Apesar dos estudos sobre a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica e dos grupos funcionais ter avançado, autores como Naselli-Flores (2003) e Dejenie et al. (2008) afirmaram que a maioria dos trabalhos são desenvolvidos em regiões temperadas. Nos lagos e reservatórios localizados nos trópicos semiáridos os estudos ainda são escassos.

As regiões semiáridas abrangem cerca de 23,74% da superfície terrestre (WORD RESOURCES INSTITUTE, 2003) e apresentam um conjunto de particularidades climáticas e geo-ambientais. Nessas regiões, os ecossistemas aquáticos são influenciados pela marcada heterogeneidade nos padrões de precipitação pluviométrica, com chuvas concentradas em poucos meses do ano, seguidas de uma estação seca prolongada com acentuada variabilidade interanual; pelas altas temperaturas o ano inteiro e pelas irregularidades climáticas (MARENGO et al., 2011).

Os ambientes aquáticos também são vulneráveis à eutrofização artificial em decorrência dos impactos antropogênicos acumulados nas bacias hidrográficas e da multiplicidade de usos a que se destinam os reservatórios, dentre eles destacam-se o abastecimento humano, a irrigação, a dessedentação dos rebanhos e a produção intensiva de peixes em tanques-rede.

No Nordeste semiárido do Brasil, a atividade de piscicultura intensiva é desenvolvida inclusive em reservatórios eutrofizados, que também são usados para o abastecimento público (CHELLAPPA; COSTA, 2003). A eutrofização é um dos principais problemas ambientais e a piscicultura intensiva contribui para esse processo (ONO; KUBITZA, 1999). Sistemas de cultivo em regime intensivo empregam considerável quantidade de insumos alimentares para a produção de peixes em altas densidades numa área reduzida, com o conseqüente lançamento de restos de alimentos e excretas diretamente no ambiente aquático (ONO; KUBITZA, 2003). No estado da Paraíba, os projetos de piscicultura em tanques-rede são concedidos para pequenos piscicultores que são estimulados a se unirem em associações ou cooperativas que têm apoio financeiro e técnico oficial. Geralmente estes projetos são planejados para oito tanques-rede por família, para que estas famílias obtenham renda mensal em torno de R\$ 400,00 reais. Cerca de vinte e uma famílias são beneficiadas em cada projeto, o que significa cento e sessenta e oito tanques para cada açude, por cada empreendimento piscícola. A produção anual máxima esperada é de 272.317,5kg de peixes (PARAÍBA, 2007).

Nos reservatórios, os fatores naturais e antropogênicos são fontes de “estresse” e “distúrbio” para o fitoplâncton e como resultados ocorrem alterações na riqueza e biomassa de espécies e grupos fitoplanctônicos em decorrência de mudanças nas propriedades físicas e químicas da água (SCHEFFER, 2001).

Um grupo fitoplanctônico frequentemente adaptado a condições ambientais variadas são as cianobactérias (SALMASO, 2000). Esses organismos apresentam uma grande diversidade de nichos e características morfológicas, metabólicas e ecológicas variadas (REYNOLDS, 2006). Florações de cianobactérias são freqüentes em ecossistemas aquáticos do mundo inteiro e estão associadas principalmente a processos de eutrofização (KHAN; ANSARI, 2005; WIEDNER et al., 2007; PAERL; HALL; CALANDRINO, 2011). Nos reservatórios localizados em regiões semiáridas, a dominância das cianobactérias está geralmente relacionada com fatores tais como: regime pluviométrico, elevada temperatura ambiente, longo fotoperíodo, pH básico e abundante disponibilidade de nutrientes (BOUVY et al., 1999; HUSZAR et al., 2000; MOURA et al., 2007; DANTAS et al., 2008).

O crescimento massivo das cianobactérias contribui para a deterioração da qualidade da água e põe em risco os usos múltiplos dos reservatórios (PANOSSO et al., 2007), pois podem causar gosto e odor desagradáveis na água e nos casos de degradação das florações, promove anoxia na coluna de água (MOLICA; AZEVEDO, 2009), o que afeta a sobrevivência dos organismos aquáticos aeróbios.

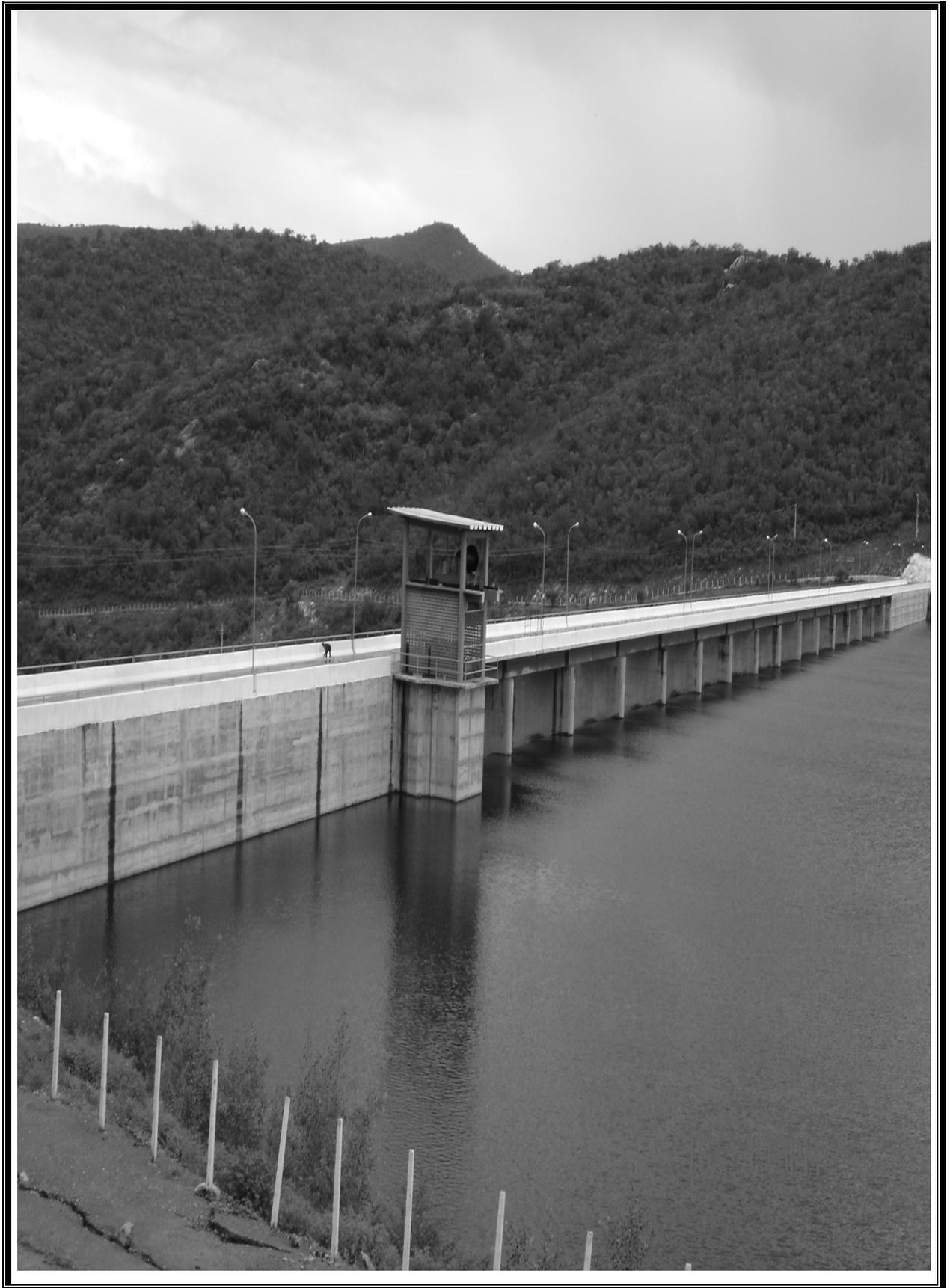
Algumas espécies de cianobactérias produzem metabólitos secundários, com altas propriedades tóxicas que podem afetar direta ou indiretamente a saúde humana e de outros animais que usam essas águas (CARMICHAEL, 1996). Entre as substâncias tóxicas (cianotoxinas) estão: peptídeos hepatotóxicos, alcalóides neurotóxicos, e um amplo espectro de outras toxinas seletivamente bioativas (CARMICHAEL, 1992). A exposição prolongada às cianotoxinas pode causar distúrbios hepáticos, neurológicos, gastrointestinais e reações alérgicas (CHORUS; BARTRAN, 1999). Como as toxinas podem ser bioacumuladas nos organismos e biomagnificadas ao longo das teias alimentares, a exposição da população humana às toxinas possivelmente acumuladas na musculatura de peixes deve ser considerada (MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001), principalmente em reservatórios eutrofizados onde se desenvolve a atividade de piscicultura intensiva.

Embora a dominância das cianobactérias esteja associada com condições ambientais especiais, os fatores capazes de explicar a ocorrência e promoção das

florações ainda são mal compreendidos (DAVIS et al., 2009). Identificar os fatores ambientais responsáveis pela ascensão rápida na biomassa de espécies e grupos fitoplanctônicos, em especial das cianobactérias é uma questão fundamental (BOUVY et al., 1999; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O conhecimento adequado dos fatores atuantes no funcionamento dos reservatórios e na estrutura e distribuição do fitoplâncton, permite prever, até certo ponto, a ocorrência de espécies e as suas prováveis estratégias, bem como estabelecer diretrizes para intervenções, visando o controle da biomassa e distribuição desta comunidade e ainda, otimizar o uso dos recursos biológicos e melhorar a qualidade da água (BICUDO et al., 1999; STRASKRABA; TUNDISI, 1999).

Visando contribuir com a gestão e manejo de ecossistemas eutrofizados no semiárido brasileiro, o presente estudo buscou estudar a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba, Brasil, relacionando a estrutura e dinâmica das espécies e associações algais com as variações temporais e espaciais apresentadas pelos fatores abióticos.



Hipótese e Objetivos

Hipótese

Fatores relacionados com o processo de eutrofização, como alto aporte de nutrientes e baixa disponibilidade de luz, associados às elevadas temperaturas e ao alto tempo de residência da água no açude contribuem para o incremento da biomassa fitoplanctônica e dominância de cianobactérias.

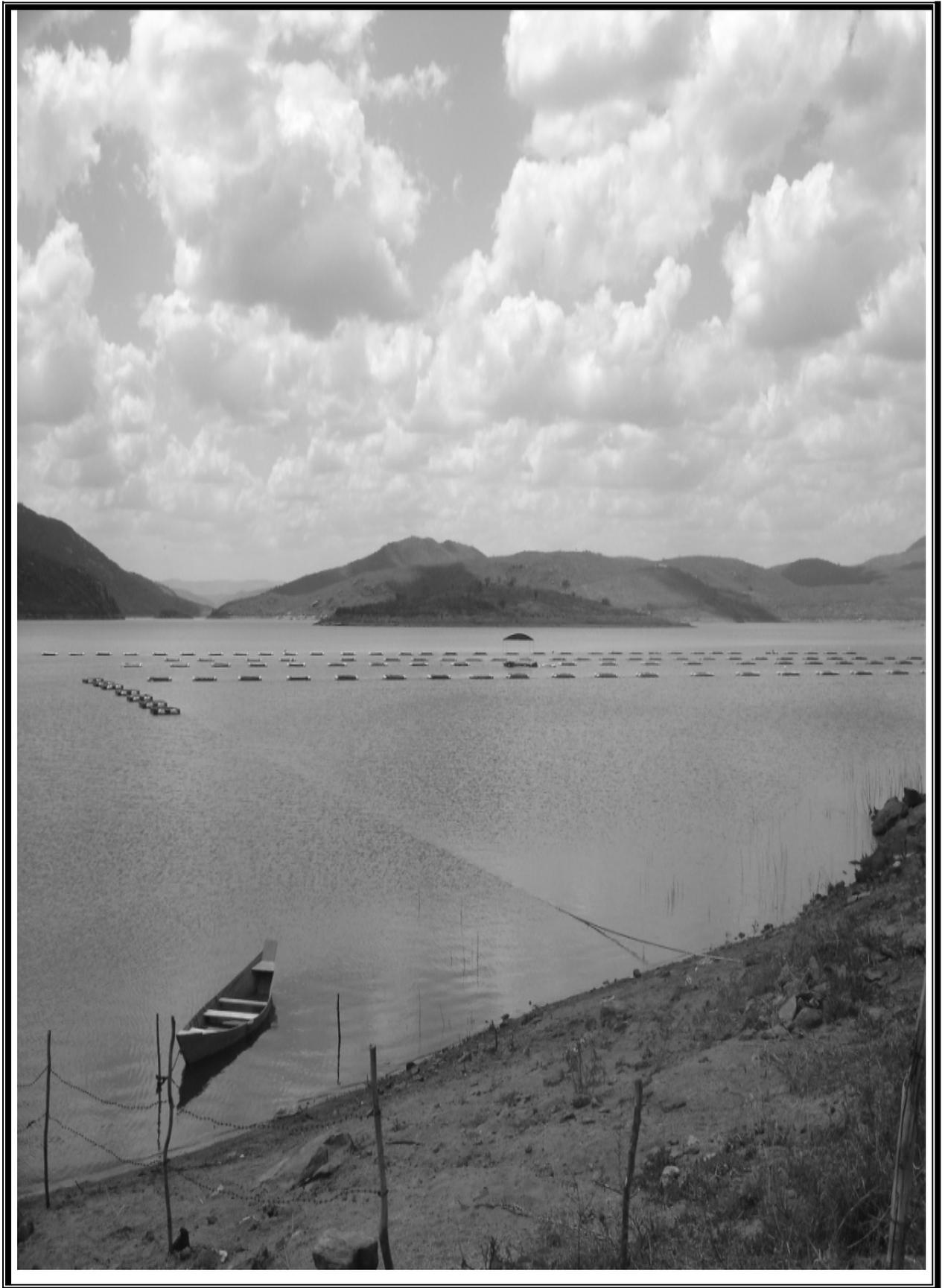
Objetivos

Objetivo Geral

Investigar a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica, relacionando o comportamento das espécies e das associações algais com as variações sazonais e espaciais apresentadas pelos fatores abióticos no reservatório Argemiro de Figueiredo-PB, localizado no trópico semiárido brasileiro, visando auxiliar futuros programas de gestão de ecossistemas eutrofizados localizados nessas regiões.

Objetivos Específicos

- Avaliar as estratégias adaptativas e características morfológicas do fitoplâncton em escalas temporal e espacial. **(CAPITULO 1)**
- Identificar as variáveis ambientais de maior influência na dinâmica sazonal e espacial da comunidade fitoplanctônica e os distúrbios naturais e antropogênicos que induzem a quebra da estabilidade de biomassa no reservatório. **(CAPITULO 2)**
- Identificar os fatores ambientais mais relevantes na dominância de cianobactérias com potencial toxigênico neste reservatório que tem florações perenes de cianobactérias. **(CAPITULO 3)**



Área de Estudio

Área de Estudo

O reservatório Argemiro de Figueiredo, também conhecido como Acauã (7°36'51,48"S e 7°25'47,55"S e 35°40'31,86"W e 35°33'1,66"W), faz parte da bacia hidrográfica do rio Paraíba e se localiza na região do médio curso desse rio. É o quarto maior reservatório do estado e é formado pelo barramento de dois rios (Paraíba e Paraibinha). Sua bacia hidráulica tem uma área de 1.725 hectares e 253.142.247m³ de capacidade de acumulação (PARAIBA, 2006). Apresenta uma profundidade máxima de 39,0m, média de 22,5m e tempo de residência hidráulica de 146 dias.

A bacia hidrográfica do rio Paraíba é a segunda maior do Estado da Paraíba, pois abrange 38% do seu território, abrigando 1.828.178 habitantes que correspondem a 52% da sua população total (AESAs, 2009). Considerada uma das mais importantes do semiárido nordestino essa bacia se estende desde o litoral paraibano até o Planalto da Borborema, sendo composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e as regiões correspondentes ao Alto, Médio e Baixo cursos do rio Paraíba (AESAs, 2008). Segundo a classificação de Köppen, essa região tem clima tipo BSw'h', isto é, semiárido quente com altas taxas de evaporação. O regime pluviométrico é marcadamente irregular, tanto em nível mensal como anual, com uma estação chuvosa e outra seca. A pluviometria média anual varia entre 600 a 1.100mm e a umidade relativa do ar de 68% a 85%. Nessa bacia foram construídos, pelos governos Federal e Estadual, vários açudes públicos que são utilizados para abastecimento das populações humanas e rebanhos, irrigação, pesca e em iniciativas de lazer e turismo regional (SILVA, 2006). A geologia da região apresenta predominância do complexo cristalino, sem possibilidade de formação de reservas subterrâneas capazes de realimentar adequadamente os cursos d'água superficiais. Os solos são em sua maioria pouco profundos, sendo a cobertura vegetal esparsa, naturalmente dominada por espécies do tipo caatinga hiperxerófila, hipoxerófila, floresta caducifólia e sub-caducifólia (PARAÍBA, 2006). O desmatamento desordenado e progressivo que ocorre na região é um agravante para a fina camada de solo, a qual fica exposta a intempéries, deixando-a vulnerável aos diversos processos de degradação que causam a desertificação (MELO; RODRIGUEZ,

2004). Segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PARAÍBA, 2006), em todo o estado da Paraíba, as atividades antrópicas se mostram bastante acentuada, atingindo 65% de sua área total.

Na região do médio curso do rio Paraíba estão total ou parcialmente incluídos os municípios de Alcantil, Aroeiras, Barra de Santana, Boqueirão, Campina Grande, Caturité, Gado Bravo, Ingá, Itatuba, Natuba, Puxinanã, Queimadas, Riacho de Santo Antônio, Santa Cecília, Salgado de São Félix e Umbuzeiro, o que reúnem mais de 500.000,00 habitantes nas zonas urbanas e rurais. As principais fontes econômicas são a agricultura e indústrias alimentícias de laticínios, na cidade de Campina Grande (IBGE, 2007).

Dados apresentados por Luna (2008), Brito (2008), Silva (2006), Lins (2006), Barbosa e Mendes (2005) e pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos (PARAÍBA, 2006), evidenciaram na bacia do rio Paraíba poluição marcante em duas fontes hídricas importantes: o riacho de Bodocongó e o próprio reservatório Argemiro de Figueiredo.

O riacho Bodocongó é um afluente do médio curso do Rio Paraíba que deságua a jusante do reservatório Epitácio Pessoa. Possui extensão aproximada de 75km e nasce à jusante do reservatório de Bodocongó, em Campina Grande. É um riacho usado para diluição de efluentes industriais, recebe aportes de esgotos domésticos ao longo de todo seu percurso e de pocilgas, até chegar ao bairro da Catingueira, onde recebe o efluente final, parcialmente tratado, da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Campina Grande. O encontro desse riacho com o rio Paraíba ocorre no município de Barra de Santana. No seu percurso até o reservatório Acauã o riacho de Bodocongó recebe também contribuições de esgotos, provenientes de córregos que escoam de cidades não saneadas situadas nessa bacia (PARAÍBA, 2006).

O reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) foi construído com a finalidade de abastecimento humano das cidades localizadas na bacia do Médio Paraíba, para fornecer água à Campina Grande em situações de escassez, além de servir de fonte de irrigação e pólo pesqueiro para o Baixo Vale do Paraíba, assim como na contenção das enchentes que ocorrem periodicamente nas cidades à jusante da barragem (PARAÍBA, 1999).

Desde a sua construção, Acauã recebe as cargas poluidoras dos rios afluentes, Paraíba e Paraibinha. No seu principal afluente, o rio Paraíba, foram calculadas cargas poluidoras expressas como DBO₅, DQO e resíduos sólidos da ordem de 100.590,74ton/ano, 201.181,49ton/ano e 591.553,19ton/ano, respectivamente (SILVA, 2006).

Segundo Silva (2006), entre os anos de 2005 e 2007 a carga média anual de DBO₅ e DQO lançadas pelas populações urbanas, rurais e pelas indústrias localizadas na Região do Médio Curso do Rio Paraíba e que potencialmente chegam a Acauã, seriam de 3.767,40ton; 7.543,81ton; 2.079,40ton; 4.158,80ton; 103.820,33Kg e 207.640,65Kg, respectivamente. Nesse mesmo intervalo de tempo, as cargas de fósforo total e nitrogênio potencialmente lançadas neste reservatório, oriundas das atividades agrícolas foram de 24.293,00Kg e 78.949,00Kg, respectivamente.

No reservatório de Acauã, os valores desses parâmetros foram superiores ao valor máximo permitido pelo CONAMA (Resolução nº 357/05) para esse corpo hídrico, enquadrado pelo COPAM (Conselho Estadual de Política Ambiental) em classe 2 e destinado a usos múltiplos, fato que ocasionou um acelerado processo de eutrofização (MENDES; BARBOSA, 2005, LINS, 2006, LUNA, 2008). Entre os períodos de agosto de 2004 a julho de 2005, Acauã apresentou valores máximos de fósforo total de 696,6µg/L (LINS, 2006). Entre o período de novembro de 2005 a dezembro de 2006, os valores máximos de fósforo total, segundo Luna (2008), ainda foram altos (183,4µg/L), visto que a resolução CONAMA nº357/05 considera como valor máximo permitido (VMP) para ambientes lênticos enquadrados na classe 2 e 3, os valores de 30µg/L e 50µg/L, respectivamente.

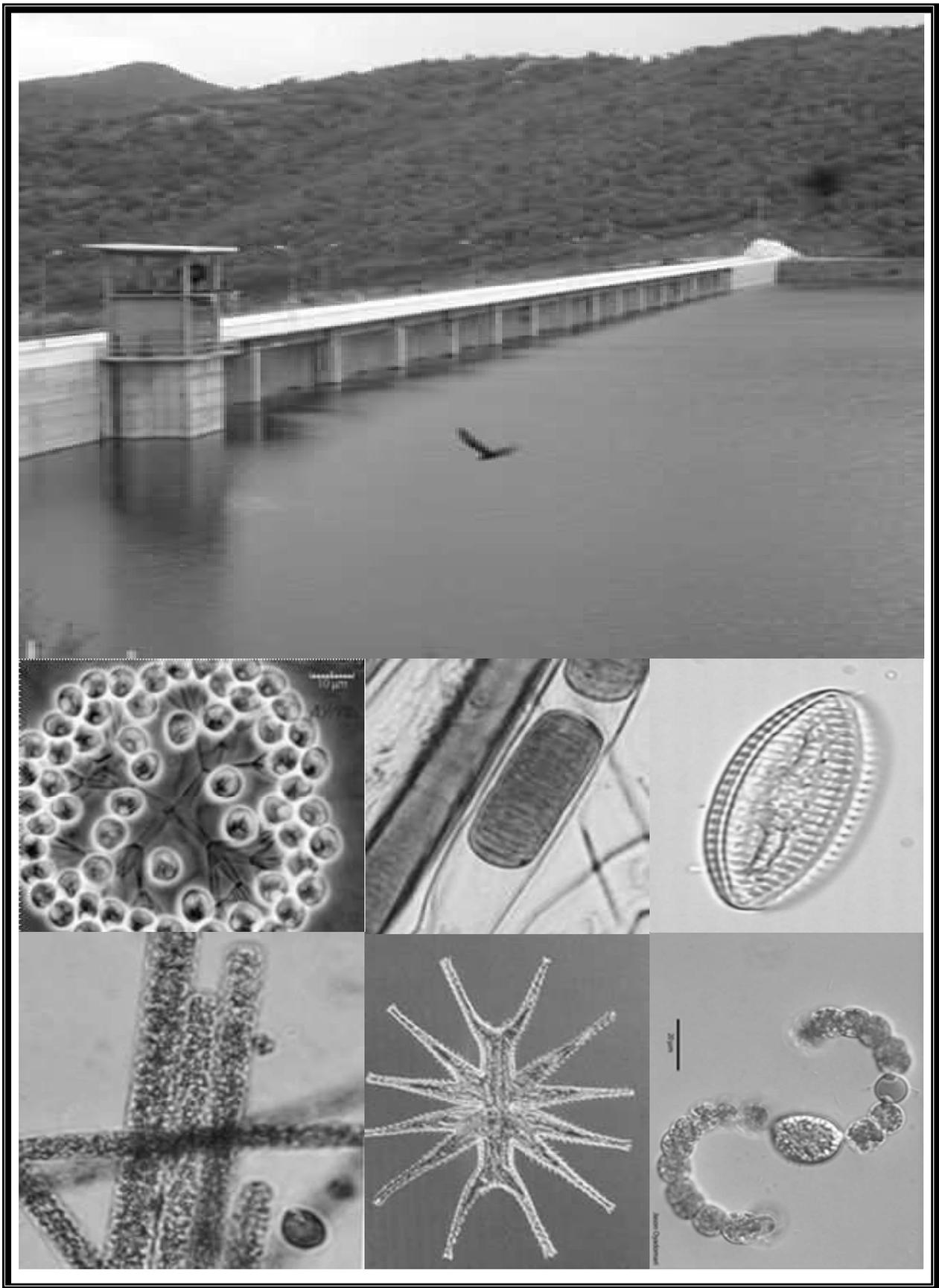
Os altos valores de nutrientes contribuíram para proliferação de cianobactérias no reservatório. Em janeiro de 2003, foram registradas densidades de aproximadamente 240.000ind/mL (BARBOSA; MENDES, 2005), sendo a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* a que mais contribuiu com esses valores. Altas densidades de cianobactérias também foram observadas, no período de agosto de 2004 a julho de 2005, sendo os menores valores (35.083,21ind/mL) encontrados em janeiro de 2005 e os maiores em outubro de 2004 (315.176,92ind/mL). As espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Oscillatoria lauterbornii* foram as que mais contribuíram para esses valores (LINS, 2006). Florações de cianobactérias também

foram registradas por Arruda (2009) e os resultados mostram que no período de agosto de 2007 a agosto de 2008 foram encontradas densidades de cerca de 30.000ind/mL, sendo a espécies *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena limnetica* as que mais contribuíram com esses valores.

Apesar da eutrofização e das altas densidades de cianobactérias potencialmente toxigênicas registradas, as águas do reservatório de Acauã vêm sendo utilizadas para piscicultura intensiva em tanques-rede. A Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba-AESA, órgão responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos desse estado, concedeu em 20 de dezembro de 2006 outorga, por seis meses, para instalação de 168 tanques-rede nas águas do reservatório de Acauã. O projeto tinha como objetivo avaliar o desenvolvimento da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e garantir emprego e renda para comunidades rurais residentes próximos ao reservatório.

Segundo a Associação de Pescadores de Acauã, no início do projeto foram instalados 120 tanques-rede em uma área de 100m². Em outubro de 2009, existiam 89 tanques-rede localizados a aproximadamente 2.300m da barragem. No início de cada cultivo são colocados 4.000 alevinos distribuídos em 10 tanques-rede (400 alevinos por tanque), a alimentação com ração é colocada a cada hora e a quantidade depende do tamanho dos peixes. A despesca acontece sempre que os peixes atingem peso entre 500 a 800 gramas. O cultivo é feito de forma seriada, sendo iniciado primeiro em alguns tanques e posteriormente em outros e assim sucessivamente para permitir uma despesca mensal, considerando que o tempo médio de cultivo é de seis meses. A produção média esperada é de 4 a 8 toneladas ao mês.

Segundo Brito (2008), as altas concentrações de nutrientes no reservatório de Acauã não possibilitam a concessão de outorga para instalação de tanques-rede, pois apesar dessa atividade gerar alta produção de peixe e renda para algumas famílias, existe incertezas relacionadas à qualidade e sobrevivência do pescado. Em Acauã a criação de peixe só será possível se medidas de gestão forem implementadas na bacia hidrográfica, possibilitando melhorar a qualidade da água desse manancial.



Capítulos

Estratégias adaptativas do fitoplâncton e características morfológicas indicadoras da saúde ecológica de um reservatório do semiárido brasileiro

Resumo

A classificação filogenética do fitoplâncton muitas vezes não reflete as suas funções ecológicas e por isso os mecanismos de funcionamento das comunidades biológicas podem ser melhor compreendidos através do agrupamento de espécies com base em características funcionais semelhantes. Este estudo teve como objetivo avaliar a variabilidade temporal e espacial das estratégias adaptativas e descritores morfológicos do fitoplâncton e a sua aplicação na saúde ecológica de reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro. As amostras foram coletadas no reservatório em três pontos (confluência dos rios tributários-PC; próximo aos tanques-rede-PT; zona de barragem-PB), entre agosto de 2007 e julho de 2009, com frequência bimensal no primeiro ano e mensal nos últimos anos. As variáveis abióticas analisadas, na zona eufótica e afótica foram: transparência da água, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e nutrientes dissolvidos inorgânicos (NID: soma do amônio, nitrito e nitrato; PSR: ortofosfato solúvel). A comunidade fitoplanctônica foi classificada de acordo com a forma de vida, tamanho celular e estratégias adaptativas (CRS). Na maioria dos meses, o predomínio de espécies ruderais filamentosas (R estrategistas) ocorreu, indicando um grupo de grande valor adaptativo, associado à adaptação a baixas penetrações de luz ($Z_{eu}:Z_{mis} < 1$). Táxons unicelulares flagelados e não flagelados foram abundantes em meses chuvosos associados à presença de espécies invasoras e tolerantes ao estresse (C e S estrategistas). A dominância de espécies, principalmente cianobactérias com alta dimensão linear ($\geq 21\mu\text{m}$) e volume celular ($\geq 10^3\mu\text{m}^3$) foi registrada na maioria dos meses, principalmente próximo aos tanques-rede. Os resultados indicam que o uso de classificações com base nas estratégias adaptativas e morfológicas das espécies pode representar uma ferramenta útil para

investigar a evolução temporal das comunidades em reservatórios de regiões semiáridas.

Palavras-chave: reservatório, semiárido, comunidades fitoplanctônicas, descritores morfológicos, estratégias adaptativas.

Abstract

The phylogenetic classification of phytoplankton often does not reflect their ecological functions and therefore the mechanisms of biological communities can be better understood through the grouping of species based on similar functional characteristics. This study aimed to evaluate the temporal and spatial variability of adaptive strategies and morphological descriptors of phytoplankton and its application in the ecological health of the eutrophic reservoirs in the semiarid Brazilian. The samples were collected at three points (the confluence of the tributary rivers-PC, near the fish net cages, PT; near the dam itself-PB), between August/2007 and July/2009, with bimonthly frequency in the first year and at monthly intervals thereafter. The abiotic variables analyzed in the euphotic zone and aphotic were: water transparency, temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity and dissolved inorganic nutrients (DIN: sum of ammonium, nitrite and nitrate, SRP: soluble orthophosphate). The phytoplankton community was classified according to life form, cell size and adaptive strategies (CRS). In most months, the dominance of filamentous species ruderal (R strategists) occurred, indicating a group of great adaptive value, associated with adaptation to low light intensities ($Z_{eu}:Z_{mix}<1$). Taxa unicellular flagellates and not flagellates were abundant in rainy season associated with the presence of invasive species and tolerant to stress (C and S strategists). The dominance of species, especially cyanobacteria with high maximum linear dimension ($\geq 21\mu\text{m}$) and cell volume ($\geq 10^3\mu\text{m}^3$) was recorded in most months, especially near the fish net cages. The results indicate that the use of classifications based on morphological and adaptive strategies of species may represent a useful tool to investigate the temporal evolution of the communities in reservoirs at semiarid regions.

Keywords: reservoir, semiarid, phytoplankton communities, morphological descriptors, adaptive strategies

Introdução

A comunidade fitoplanctônica é altamente diversificada, sendo a ocorrência das espécies no ambiente de difícil previsão (BENINCÀ et al., 2008). Para explicar e prever a resposta do fitoplâncton às condições ambientais, várias abordagens de classificação, baseada nas características adaptativas e morfológicas das espécies têm sido aplicadas (MCINTYRE et al., 1999; WEITHOFF, 2003; REYNOLDS, 2006; LITCHMAN; KLAUSMEIER, 2008). Estudos das diferentes estratégias enfocando o modelo **r** e **k** são discutidos e trabalhados há muito tempo (PIANKA, 1977; GRIME, 1977, MARGALEF, 1978; DOS SANTOS; CALIJURI, 1998). Contudo, Reynolds (1980, 1984, 1988, 1997) aplicou ao fitoplâncton o modelo das estratégias CRS, tomando como base os conceitos de Grime (1979) para a vegetação terrestre. A partir da associação entre métodos de adaptação das espécies, dimensões lineares, forma e relação superfície:volume, Reynolds (1997) definiu como: C-estrategistas (invasoras) as espécies pequenas, com crescimento rápido, selecionadas por condições de alta disponibilidade de luz na coluna de água e nutrientes; S-estrategistas (tolerantes ao estresse) as espécies unicelulares ou coloniais grandes, dotadas de crescimento lento e com aptidão para dominar em condições de alta luminosidade e baixas concentrações de nutrientes e R-estrategistas (ruderais) as espécies geralmente unicelulares, grandes, com talos alongados, representadas por filamentos ou colônias adaptadas a baixa disponibilidade de luz e destinadas a freqüentes flutuações de luz nas camadas turvas mais profundas, as quais são misturadas por força física externa.

Mais tarde um novo modelo de classificação funcional foi proposto por Reynolds (1997) e atualizado por Reynolds et al. (2002). Nesse modelo as espécies fitoplanctônicas que apresentam semelhanças morfológicas, fisiológicas e ecológicas foram agrupadas em 31 grupos funcionais, denominados por códigos alfanuméricos. O uso desta classificação foi validado através do trabalho de Kruk et al. (2002) e desde então é utilizado como uma importante ferramenta de poder preditivo tanto em ambientes temperados (PADISÁK et al., 2003; ÇELIK; ONGUN, 2008) como tropicais (MARINHO; HUSZAR, 2002; FONSECA; BICUDO, 2008). Na revisão bibliográfica sobre o tema, desenvolvida por Padisák, Crossetti e Naselli-Flores. (2009), o sistema de classificação funcional já contava com 40 grupos funcionais

mencionados em 67 artigos que aplicaram de forma mais ou menos clara esse sistema de classificação.

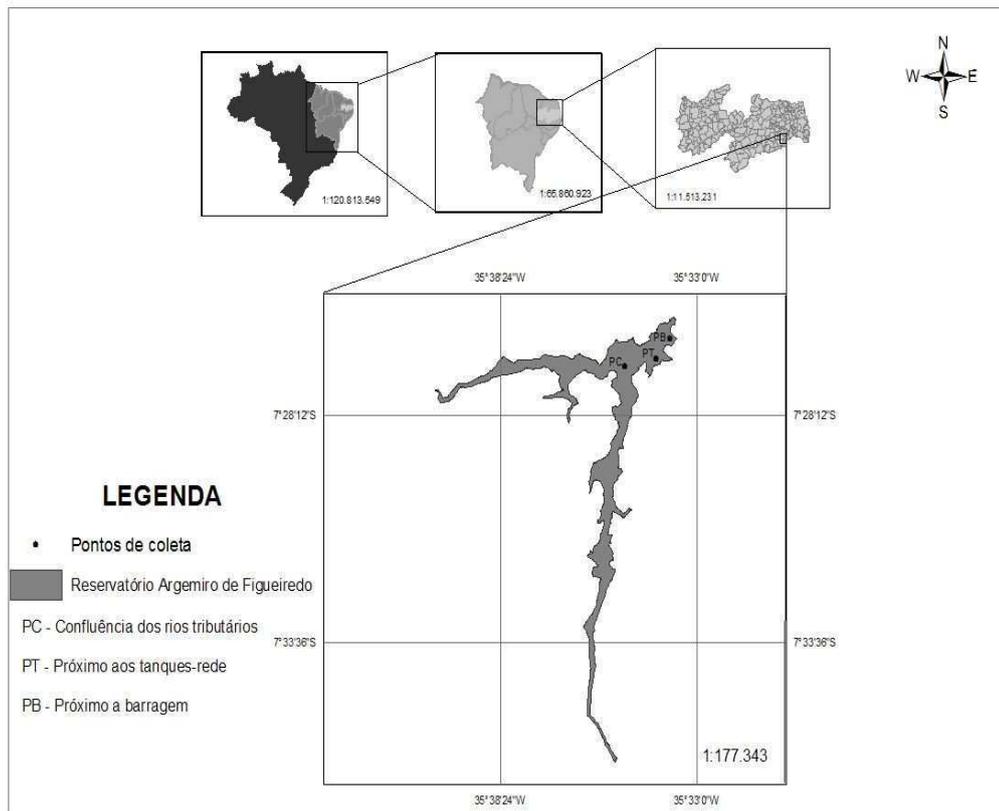
Essas propostas que categorizam as espécies com base nas semelhanças morfológicas, fisiológicas e ecológicas fornecem importantes informações sobre a dinâmica dos ambientes aquáticos, constituindo ferramentas indispensáveis ao monitoramento e manejo desses ecossistemas. Nesse sentido, o presente estudo visa (1) avaliar a variabilidade temporal e espacial das estratégias adaptativas e descritores morfológicos do fitoplâncton, e (2) identificar se essas estratégias refletem a saúde ecológica de reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro.

Materiais e métodos

Métodos de amostragem

As amostragens foram realizadas no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009, com frequência bimensal no primeiro ano e mensal nos dois últimos anos. Os pontos amostrados localizaram-se na região de confluência dos rios tributários (PC), próximo aos tanques-rede (PT) e na zona de barragem (PB) (Fig. 1). As coletas foram realizadas, através de amostrador do tipo Van Dorn, nas zonas eufótica e afótica do reservatório.

Figura 1 - Reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, indicando as estações de coleta.



Fonte: Elaborado por Alzira Gabrielle Soares Saraiva

Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA.

A zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada a partir dos valores de transparência obtidos com disco de Secchi, multiplicado pelo fator 3.0 (COLE, 1994). A zona de mistura foi considerada equivalente à profundidade máxima (Z_{max}), devido à ausência de gradientes de temperatura, obtidos mensalmente, na coluna de água, em cada ponto coletado. A razão $Z_{eu}:Z_{mis}$ foi utilizada como índice de disponibilidade de luz (JENSEN et al., 1994).

As variáveis temperatura, pH e condutividade elétrica, foram determinados *in situ*, usando um termistor INCOTERM modelo 2309, medidor de pH digital Tecnal e condutímetro Lutron modelo 4303, respectivamente. O oxigênio dissolvido foi determinado através do método de Winkler (GOLTERMAN; CLYMO; OHNSTAD, 1978). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), obtido pela soma de amônio, nitrito e nitrato e o fósforo solúvel reativo (PSR) foram determinados segundo APHA (1998).

A razão molar NID:PSR foi utilizada para avaliar a existência de limitação por nutrientes para o crescimento do fitoplâncton, onde: NID:PSR<13 o nitrogênio é limitante, NID:PSR>50 o fósforo é limitante e 13<NID:PSR<50 não existe limitação por nutrientes (MORRIS; LEWIS, 1988). O estado trófico foi obtido a partir de Carlson modificado por Toledo Jr. et al. (1983).

A análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica, foi realizada conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação seguiu o método de Margalef (1983). Foram contados, no mínimo 100 indivíduos da espécie mais freqüente (LUND; KIPLING; LECREN, 1958), de modo que a porcentagem de erro foi inferior a 10% e o coeficiente de confiança de 90%. O cálculo da densidade foi feito segundo Ros (1979), expresso em número de indivíduos por mililitro (ind. ml⁻¹).

O biovolume (mm³.L⁻¹) foi estimado a partir de fórmulas geométricas (SUN; LIU, 2003; HILLEBRAND et al., 1999) utilizando-se os valores médios das medidas de 20 a 30 indivíduos, expresso em unidade de peso fresco, onde 1mm³.L⁻¹=1mg.L⁻¹ (WETZEL; LIKENS, 2000). As espécies fitoplanctônicas foram classificadas conforme os seguintes critérios:

1. Descritores biológicos: as espécies que totalizaram biovolume relativo \geq 5%.
2. Espécies abundantes (LOBO; LEIGHTON, 1986): as espécies cujas densidades médias superaram a densidade média total da amostra. A densidade média é obtida dividindo o número total de indivíduos da amostra pelo número de espécies nela encontradas.
3. Espécies dominantes (LOBO; LEIGHTON, 1986): as espécies cuja densidade foi $> 50\%$ da densidade total da amostra.
4. Hábito ou forma de vida: unicelular flagelado (UF), colonial flagelado (CF), unicelular não flagelado (UNF), colonial não flagelado, inclusive cenóbios (CNF) e filamentosos (Fi).
5. Freqüência de ocorrência (%): raras ($F \leq 10\%$), comuns ($10\% < F \leq 50\%$) e constantes ($F > 50\%$).
6. Estrutura de tamanho e volume do fitoplâncton (SIEBURTH; SMETACEK; LENZ, 1978): avaliada através dos valores da maior dimensão linear axial (MDL) e do volume celular (VC). Foram definidas quatro categorias para cada abordagem: MDL: classe 1 ($<10\mu\text{m}$), classe 2 (entre 11 e 20 μm), classe 3 (entre 21 e 50 μm) e classe 4 (> 50

μm). *Volume celular*: classe 1 ($< 10^2 \mu\text{m}^3$), classe 2 (entre 10^2 e $10^3 \mu\text{m}^3$), classe 3 (entre 10^3 e $10^4 \mu\text{m}^3$) e classe 4 ($> 10^4 \mu\text{m}^3$).

7. Estratégias C-R-S: definidas segundo Reynolds (1997, 2006).

Análise estatística

O tratamento estatístico dos dados foi feito a partir de análise descritiva onde o cálculo da média aritmética foi adotado como medida de tendência central e o desvio padrão como medida de dispersão absoluta. Análises descritivas multivariadas foram realizadas: a Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada com as variáveis limnológicas da série temporal de vinte e dois meses visando avaliar os principais indicadores de perturbação temporal e a Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi realizada para avaliar a distribuição dos descritores biológicos a partir das variáveis ambientais obtidas com a ACP. A matriz com dados bióticos foi feita com as espécies que apresentaram 5% ou mais da biomassa total em alguns dos meses amostrados. Para essas análises (ACP e ACC), os dados foram transformados em $\ln(x+1)$. Os softwares utilizados para as análises foram Statistica 8.0 e Canoco 4.5, respectivamente.

Resultados

Cenário físico e químico

O reservatório apresentou águas quentes (entre 24 e 32°C; n=132), oxigenadas (máximo=21,3mg.L⁻¹; n=132), com pH básico (entre 7,0 e 10,0; n=132) e elevada condutividade elétrica (entre 357,3 e 1866 $\mu\text{S.cm}^{-1}$; n=132). A transparência da água indicou períodos com águas turvas, zona eufótica reduzida e razão $Z_{eu}:Z_{mis} < 1$ (Tabela 1). Aumento na disponibilidade de luz subaquática ocorreu no período chuvoso ($Z_{eu}=4,4$ metros-junho/2009). Durante o estudo, o reservatório foi influenciado por estações climáticas distintas: as estações secas ocorreram de agosto/2007 a fevereiro/2008 (min=2,40mm; max=58,87mm) e de setembro/2008 a janeiro/2009 (min=3,40mm; max=20,00mm) e as chuvosas compreenderam os meses de março a agosto de 2008 (min=65,30mm; max=158,97mm) e de fevereiro a

julho de 2009 (min=35,00mm; max=164,07mm). As precipitações pluviométricas influenciaram o volume de água do reservatório que transbordou em alguns meses (março a maio de 2008 e maio a julho de 2009) (Fig. 2).

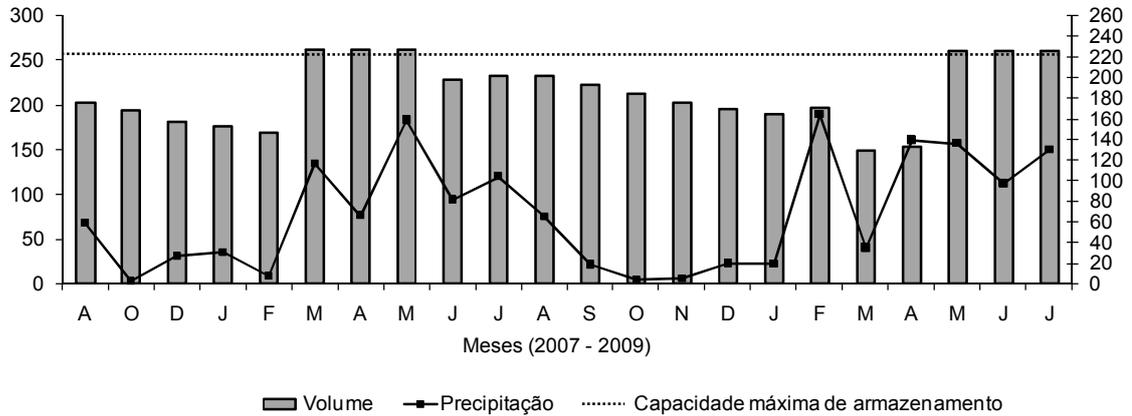
Condições eutróficas foram registradas na maioria dos meses, com maiores concentrações de PSR e NID na zona afótica. As razões molares NID:PSR indicaram um ambiente limitado por nitrogênio, com elevada disponibilidade de fósforo (Tabela 1).

A análise de componentes principais (ACP) (Fig. 3) avaliou as principais tendências verificadas entre os meses amostrados e as variáveis ambientais. Essa análise explicou 48,56% da variabilidade dos dados nos eixos 1 e 2. Os padrões sazonais tiveram influência na ordenação das amostras nos dois eixos.

Do lado positivo do eixo 1 (28,71%), agruparam-se a maioria das unidades amostrais pertencentes aos meses secos, relacionadas com os maiores valores de pH, condutividade elétrica e temperatura da água. Do lado negativo desse mesmo eixo, ordenaram-se a maioria das unidades amostrais pertencentes ao período chuvoso, com razões NID:PSR e $Z_{eu}:Z_{mis}$ mais elevadas.

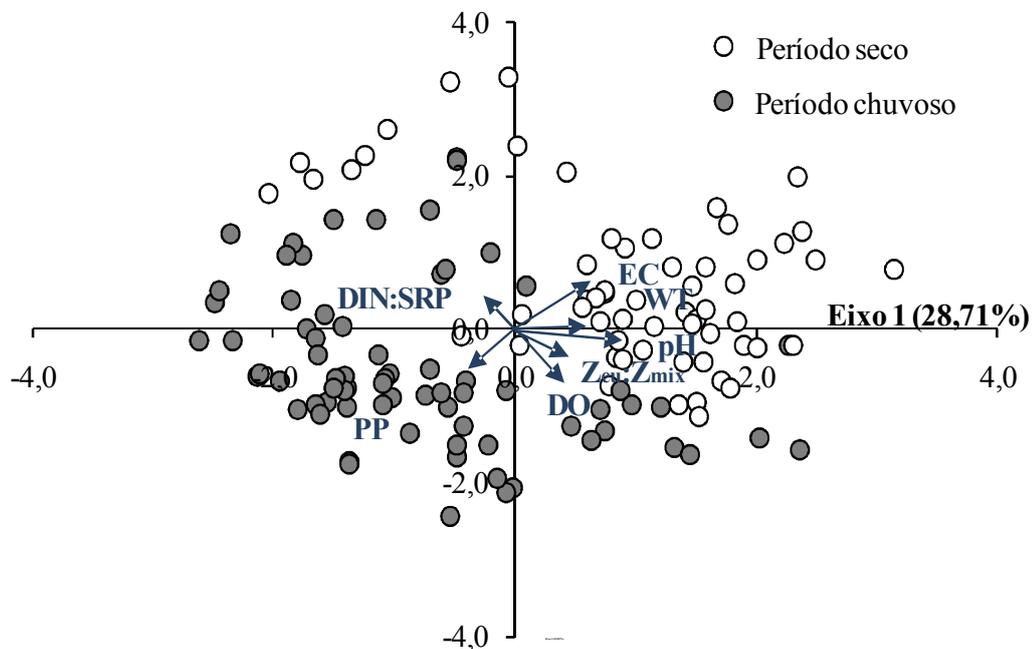
Em relação ao eixo 2 (19,85%), as unidades amostrais do período chuvoso estão em sua maioria ordenadas no lado negativo. A precipitação pluviométrica, o oxigênio dissolvido e a razão $Z_{eu}:Z_{mis}$ foram as variáveis mais importantes nessa ordenação. No lado positivo, está presente grande parte das unidades amostrais pertencentes ao período seco, com valores de temperatura da água e condutividade elétrica mais elevadas e algumas pertencentes ao chuvoso, quando as razões NID:PSP foram mais elevadas.

Figura 2 - Valores de precipitação pluviométrica e volume de água acumulada no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.



Fonte: AESA

Figura 3 - Ordenação pela ACP (eixos 1 e 2) das unidades amostrais em função das variáveis abióticas do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: PP=precipitação pluviométrica; WT= temperatura da água; DO=oxigênio dissolvido; EC=condutividade elétrica; DIN:SRP=razão nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo, Z_{eu} : Z_{mix} =razão zona eufótica e zona de mistura.



Fonte: Dados da pesquisa

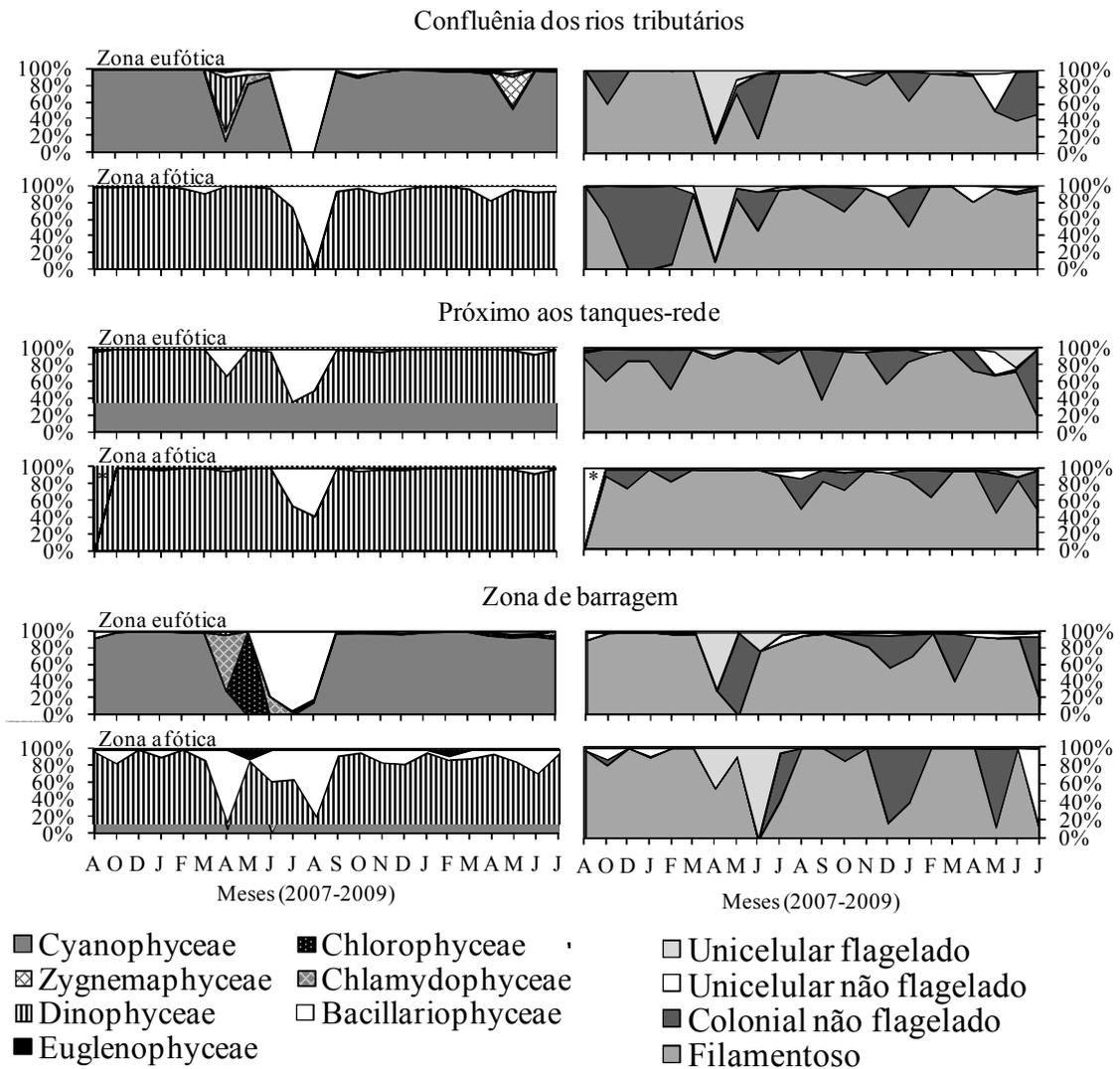
Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica foi representada por 82 táxons agrupados nas classes Cyanobacteria (34 táxons), Chlorophyceae (24 táxons), Bacillariophyceae (13 táxons), Zygnemaphyceae (4 táxons), Euglenophyceae (4 táxons), Chlamydomphyceae (2 táxons) e Dinophyceae (1 táxon). As cianobactérias dominaram na estação de estiagem ($\geq 90\%$ da biomassa total) e co-dominaram juntamente com representantes de outras classes em alguns meses chuvosos (Fig. 4). A maior contribuição de Chlamydomphyceae e Dinophyceae ocorreu em abril/2008 (84,2% e 64,7% da biomassa total em PC, respectivamente), de Chlorophyceae e Euglenophyceae em maio/2008 (99,7% e 11,7%, ambos em PB), de Bacillariophyceae de junho a agosto/2008 (75,7%-PB; 98,8-PC; 98,8-PB) e de Zygnemaphyceae em julho/2009 (81,1%-PB). Análises das estratégias adaptativas e características morfológicas de trinta e sete espécies descritoras (biomassa $\geq 5\%$) foram realizadas, treze dessas contribuindo com 50% ou mais da biomassa total (Tabela 2).

Em relação às formas de vida 35,1% das espécies descritoras são unicelulares não flageladas, 29,7% filamentosas, 21,6% coloniais não flageladas e 13,5% unicelulares flageladas (Tabela 2). A variação temporal da biomassa (Fig. 4) seguiu um padrão diferenciado, com predominância ($\geq 50\%$ da biomassa total) de espécies filamentosas na maioria dos meses, entre elas: *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinalis*, *Pseudanabaena limnetica*, *Oscillatoria lacustre* e *Aulacoseira granulata*. Formas coloniais não flageladas também contribuíram com a biomassa total, com valores de 75,7% (junho/2008), 80,0% (julho/2009) e 99,7% (maio/2008) na zona eufótica e 98,8% (dezembro/2007 e janeiro/2008), 53,3% (julho/2009) e 86,0% (maio/2009), na zona afótica de PC, PT e PB, respectivamente. *Aphanocapsa incerta*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis sp.* e *Botryococcus braunii*, representaram esse grupo. Espécies unicelulares flageladas, dentre elas *Peridinium umbonatum* e *Chlamydomonas sp.* e espécies não flageladas como *Closterium sp.* ocorreram principalmente nos pontos de confluência dos rios tributários e próximo à barragem, onde dominaram em alguns meses chuvosos. Em PC, foram responsáveis por 89,8% (abril/2008-zona afótica) e 43,0% (maio/2009-zona eufótica), da biomassa total, respectivamente e em PB por 100% (junho/2008-zona afótica) e 86,3%

(julho/2009-zona afótica). Próximo aos tanques-rede as filamentosas dominaram na zona eufótica e afótica (Fig. 4).

Figura 4 - Contribuição relativa das classes fitoplanctônicas e dos hábitos de vida em escalas espacial e temporal no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. *Coleta não realizada.



Fonte: Dados da pesquisa

Tabela 2 - Espécies descritoras do fitoplâncton (n=132), abreviações, hábito de vida, classificação segundo a máxima dimensão linear, volume celular e estratégia ecológica no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.

Espécies	Abreviações	Hábito de vida	MDL	Volume celular	Estratégia
<i>Achnanthes sp.</i>	Achs	UNF	IV	III	R
<i>Anabaena solitaria</i>	Anas	FI	IV	III	S
<i>Aphanizomenom gracile</i>	Aphg	FI	III	II	C
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	Aphd	CNF	IV	II	C
<i>Aphanocapsa incerta*</i>	Apin	CNF	III	IV	C
<i>Aulacoseira granulata*</i>	Aulg	FI	III	II	R
<i>Aulacoseira italica</i>	Auli	FI	II	II	R
<i>Botryococcus braunii*</i>	Botb	CNF	IV	IV	S
<i>Chlamydomonas sp.*</i>	Chlsp	UF	I	II	C
<i>Chlorella vulgaris</i>	Cvul	UNF	I	I	C
<i>Closterium parvulum</i>	Clpa	UNF	III	II	R
<i>Closterium sp.*</i>	Closp	UNF	IV	IV	R
<i>Coelomorum sp.</i>	Cosp	CNF	IV	II	S
<i>Cosmarium sp.</i>	Cosp	UNF	II	II	R
<i>Cyclotella menigniana</i>	Cycm	UNF	II	II	R
<i>Cylindrospermopsis raciborskii*</i>	Crac	FI	IV	II	R
<i>Dolicospermum circinalis*</i>	Dcir	FI	IV	IV	S
<i>Euglena sp.</i>	Eusp	UF	II	III	C
<i>Fragillaria capuccina</i>	Fcap	UNF	III	II	R
<i>Micractinium pusillum</i>	Micp	CNF	III	II	S
<i>Microcystis aeruginosa*</i>	Mae	CNF	IV	IV	S
<i>Microcystis sp.*</i>	Msp	CNF	IV	IV	S
<i>Monoraphidium irregulare</i>	Moir	UNF	III	I	C
<i>Navicula capitatoradiata</i>	Ncap	UNF	II	II	R
<i>Navicula radiosa</i>	Nrad	UNF	III	II	R
<i>Navicula sp.</i>	Nsp	UNF	III	II	R

<i>Oscillatoria lacustre</i> *	Olac	FI	III	II	R
<i>Peridinium umbonatum</i> *	Pumb	UF	II	III	S
<i>Pinnularia sp.</i>	Pisp	UNF	IV	III	S
<i>Placoneis sp.</i>	Plsp	UNF	III	II	R
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	Plan	FI	III	I	R
<i>Planktothrix agardhii</i> *	Plag	FI	IV	III	R
<i>Pseudanabaena limnetica</i> *	Psli	FI	III	I	R
<i>Raphydiopsis mediterranea</i>	Rapm	FI	IV	II	R
<i>Snowella lacustris</i>	Snla	CNF	IV	II	S
<i>Trachelomonas sp.</i>	Trsp	UF	II	III	C
<i>Trachelomonas volvocina</i>	Tvol	UF	II	III	C

* espécies dominantes

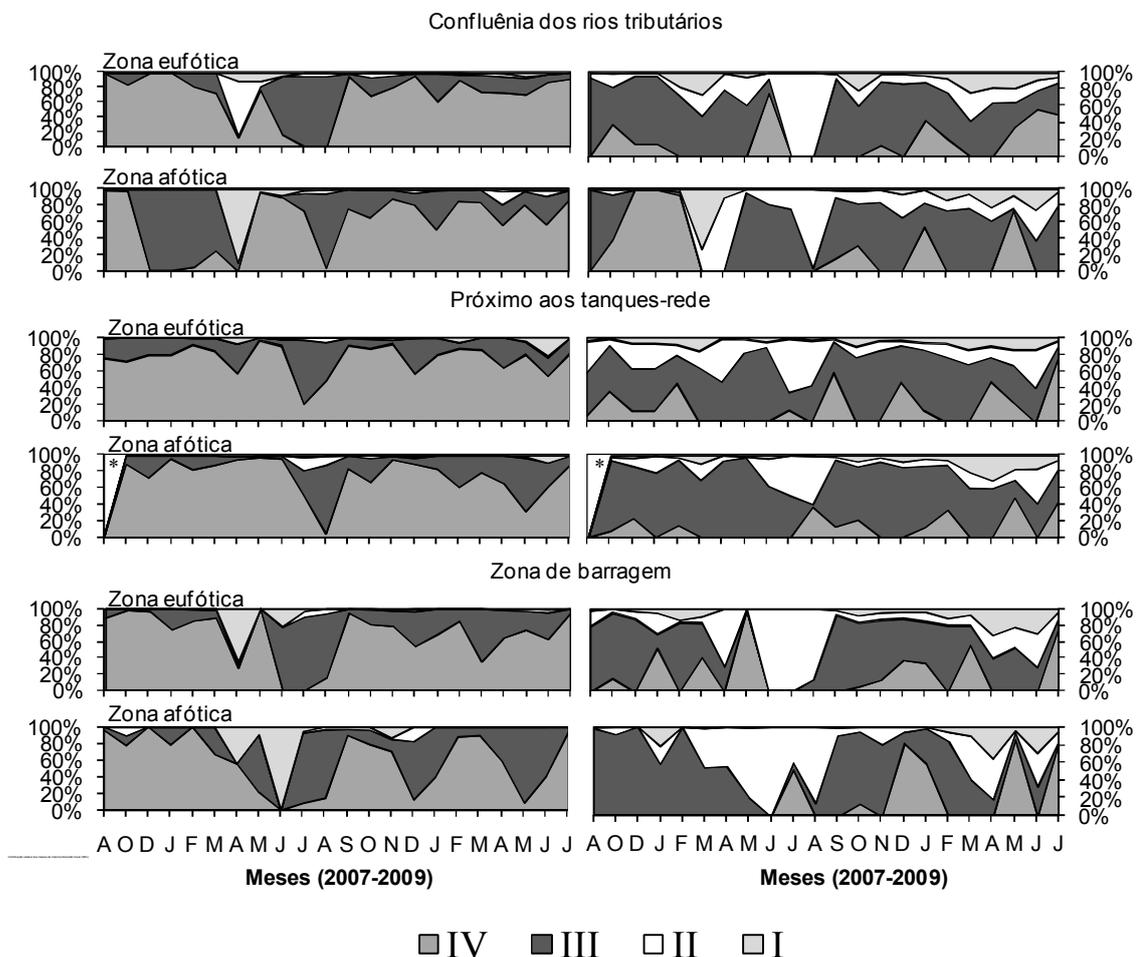
Fonte: Dados da pesquisa

A classificação segundo a MDL mostrou que a maioria dos táxons foi $\geq 21\mu\text{m}$ (MDL III e IV representaram 37,8% da população), seguidos por espécies nanoplanctônicas, entre 11 e $20\mu\text{m}$ (16,2%) e ultraplânctônicas ($<10\mu\text{m}$) que representaram 8,1% dos táxons descritores. Considerando a biomassa total, táxons $>50\mu\text{m}$ (MDL IV) apresentaram uma contribuição relativamente maior ao longo dos meses, seguidos imediatamente por táxons microplanctônicos, entre 21 e $50\mu\text{m}$ (MDL III). Espécies ultra e nanoplanctônicas (MDL I e II) tiveram aumento de biomassa nos meses chuvosos de abril e junho/2008. Em abril/2008, contribuíram com 74,7% e 89,8% da biomassa total, na zona eufótica e afótica de PC, respectivamente. Em junho/2008, espécies com MDL $<10\mu\text{m}$ contribuíram com 100% da biomassa total na zona afótica de PB. Próximo aos tanques-rede a contribuição relativa dessas espécies foi pequena, sendo a maioria dos táxons $\geq 21\mu\text{m}$ (Fig. 5).

Mais de 45,9% das espécies descritoras (17 espécies) apresentaram volume celular entre 10^2 e $10^3 \mu\text{m}^3$ (VC II). As contribuições das outras categorias foram: VC I=10,8% (4 espécies), VC III=24,3% (9 espécies) e VC IV=18,9% (7 espécies). Considerando a biomassa (Fig. 5) as contribuições relativas do volume celular mostraram que a comunidade foi melhor representada por categorias de maior

biovolume, predominando organismos superiores a $10^3\mu\text{m}^3$, especialmente durante as florações de cianobactérias, quando representaram $\geq 90\%$ da biomassa total (Figs. 4 e 5). Predomínio de táxons com volume celular entre 10^2 e $10^3\mu\text{m}^3$ (VC II) ocorreu em meses chuvosos, entre abril e agosto/2008, representando mais 50% da biomassa total nos três pontos. Táxons com volume celular $<10^2\mu\text{m}^3$ apresentaram pequena contribuição para o biovolume, com destaque apenas para o mês de março/2008 (72,1% da biomassa total na zona afótica de PC) (Fig. 5).

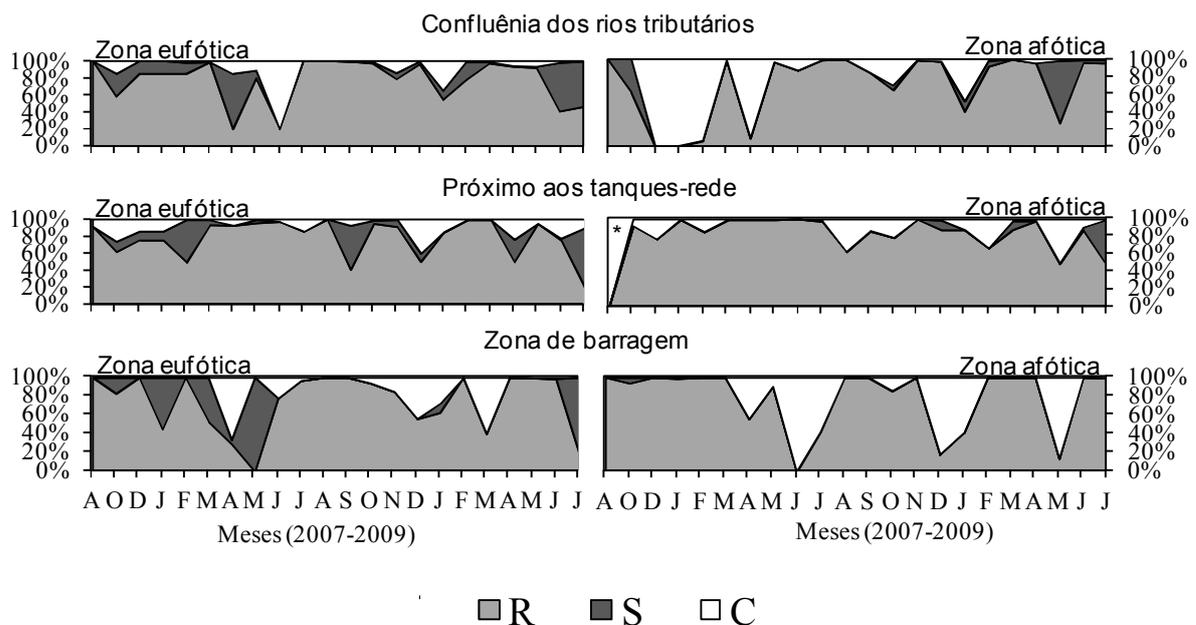
Figura 5 - Contribuição relativa das classes de máxima dimensão linear e volume celular em escalas espacial e temporal no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: MDL: I ($<10\mu\text{m}$), II (entre 11 e $20\mu\text{m}$), III (entre 21 e $50\mu\text{m}$) e IV ($>50\mu\text{m}$); Volume celular (VC): I ($<10^2\mu\text{m}^3$), II (entre 10^2 e $10^3\mu\text{m}^3$), III (entre 10^3 e $10^4\mu\text{m}^3$) e IV ($>10^4\mu\text{m}^3$); *Coleta não realizada.



Fonte: Dados da pesquisa

A variação temporal e espacial mostrou dominância de espécies R estrategistas ($\geq 60\%$ da biomassa total na maioria dos meses) (Fig. 6), enquanto as espécies C e S estrategistas dominaram em alguns meses do ano. Maiores contribuições das C estrategistas ocorreram de dezembro/2007 a fevereiro/2008, quando representaram respectivamente 98,3%, 98,3% e 92,8% da biomassa total na zona afótica de PC e em junho/2008, representando 100% da biomassa total na zona afótica de PB. Espécies S estrategistas aumentaram suas contribuições nos meses de janeiro/2008 (54,6% da biomassa total na zona eufótica de PB), maio/2008, (100% da biomassa total na zona afótica de PB) e maio e julho/2009 (71,1% e 80,1% das biomassas registradas em PC e PB, respectivamente) (Fig. 6). Em PT, a dominância de espécies C e S estrategistas ocorreram nos meses de maio e julho de 2009 (51,2% e 69,8%, respectivamente).

Figura 6 - Contribuição relativa das espécies estrategistas C, R e S em escalas espacial e temporal no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. *Coleta não realizada.



Fonte: Dados da pesquisa

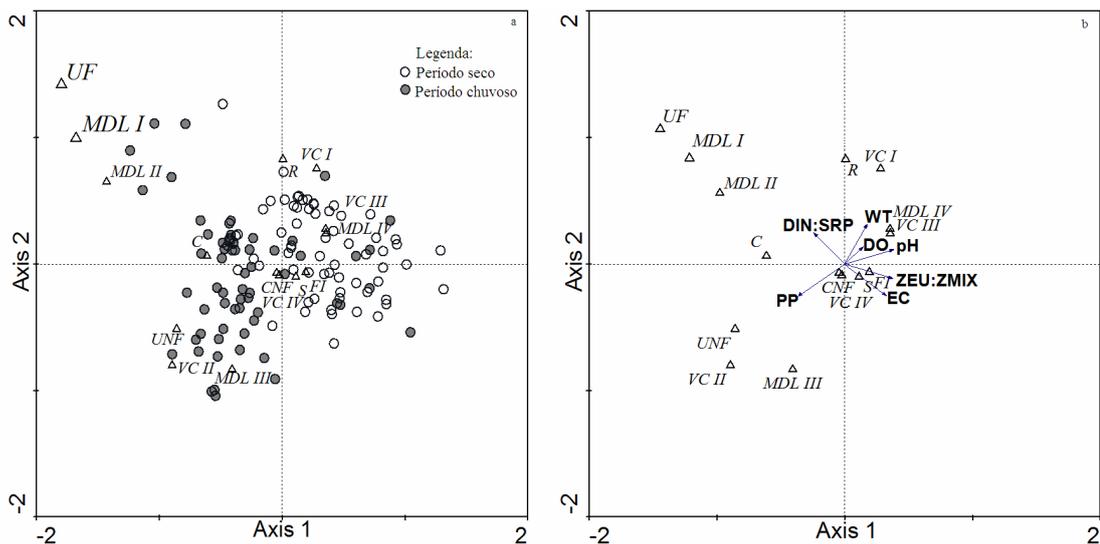
A análise de correspondência canônica (Fig. 7), apontou autovalores para os dois primeiros eixos de 0,083 e 0,034, respectivamente. A correlação de Pearson entre ambiente-espécies (respectivamente 0,511 e 0,483) para estes eixos

evidenciou importante relação entre as variáveis ambientais e a biomassa. O teste de Monte Carlo foi significativo ($p < 0.05$), indicando que não ocorreu ordenação ao acaso.

Os coeficientes canônicos e as correlações “intra-set” mostraram que condutividade elétrica, pH, temperatura da água e precipitação pluviométrica foram as variáveis determinantes na separação das unidades amostrais no eixo 1. Estas contribuíram para agrupar no lado positivo a maioria das unidades amostrais pertencentes ao período seco, com águas mais quentes, alcalinas e de maior condutividade elétrica. Espécies filamentosas R e S estrategistas, com MDL $> 50 \mu\text{m}$ e volume celular entre 10^3 e $10^4 \mu\text{m}^3$ predominaram nesse período. No lado negativo, está a maioria das unidades amostrais pertencentes ao período chuvoso com maior evidência de táxons unicelulares flagelados, não flagelados, ultra e nanoplanctônicos (MDL I e II) de volume celular entre 10^2 e $10^3 \mu\text{m}^3$.

Em relação ao eixo 2, existem unidades amostrais do período seco e chuvoso dispostas tanto no lado positivo quanto no negativo. Precipitação pluviométrica e temperatura da água foram as variáveis mais importantes nessa ordenação e suas variações influenciaram os descritores biológicos. No eixo negativo, encontram-se meses secos e chuvosos, onde a temperatura da água e a condutividade elétrica foram menores (Temperatura $< 28^\circ\text{C}$; Condutividade elétrica $< 700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), e as razões $Z_{eu}:Z_{mis}$ maiores. Táxons filamentosos, unicelulares e coloniais não flagelados, estrategistas S aumentaram a sua contribuição neste período. No eixo positivo estão os meses secos e chuvosos mais quentes, alcalinos, com maior condutividade elétrica e menor razão NID:PSR. Nesses meses espécies filamentosas R estrategistas e unicelulares flageladas C estrategistas aumentaram a sua contribuição.

Figura 7 - Ordenação da ACC entre as estratégias adaptativas e características morfológicas do fitoplâncton em função das variáveis abióticas do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: MDL: I ($10\mu\text{m}$), II (entre 11 e $20\mu\text{m}</math>), III (entre 21 e $50\mu\text{m}</math>) e IV (> $50\mu\text{m}</math>); Volume celular (VC): I ($10^2\mu\text{m}^3$), II (entre $10^2</math> e $10^3\mu\text{m}^3</math>), III (entre $10^3</math> e $10^4\mu\text{m}^3</math>) e IV (> $10^4\mu\text{m}^3</math>); PP=precipitação pluviométrica, WT=temperatura da água, DO=oxigênio dissolvido, EC=condutividade elétrica, DIN:SRP=razão nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo, $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mix}}$ =razão zona eufótica e zona de mistura.$$$$$$$$



Fonte: Dados da pesquisa

Discussão

As adaptações estratégicas das espécies podem ser favoravelmente selecionadas em certos ambientes constando, entre as variáveis mais importantes, a estrutura física do sistema e a disponibilidade de nutrientes (REYNOLDS, 1980, 2006). No reservatório Argemiro de Figueiredo, os atributos morfológicos e ecológicos do fitoplâncton refletiram as condições eutróficas do sistema e temporalmente foram influenciados pela sazonalidade. Segundo REYNOLDS (1984) e SCHINDLER (1988), ambientes enriquecidos por nutrientes mostram uma grande dominância de cianobactérias filamentosas ou coloniais e esses padrões são atribuídos a uma diversidade de causas, entre elas a habilidade desses organismos a crescerem em ambientes limitados por luz (SCHEFFER et al., 1997). Em lagos e

reservatórios, a relação $Z_{eu}:Z_{mis}$ tem sido apontada como um fator determinante influenciando a composição e abundância do fitoplâncton (REYNOLDS, 1997). Quando $Z_{eu}:Z_{mis}=1$, as células estão constantemente iluminadas e a fotossíntese é contínua durante a luz do dia, mas se $Z_{eu}:Z_{mis}<1$, o fitoplâncton permanece no escuro durante parte do dia e conseqüentemente a fotossíntese diminui (DOKULIL; TEUBNER, 2000; BORMANS; FORD; FABBRO, 2005). No reservatório Argemiro de Figueiredo, as razões $Z_{eu}:Z_{mis}$ foram sempre $\leq 0,5$. Essa condição, juntamente com os elevados valores de NID e PSR, contribuíram para a constante dominância de cianobactérias filamentosas, R estrategistas, dotadas de tamanho e volume celular grande ($MDL \geq 21\mu m$ e volume celular $\geq 10^3\mu m^3$). Espécies com elevado volume crescem lentamente, mas a sua alta relação superfície:volume confere uma maior tolerância a condições limitantes de luz (NASELLI-FLORES, BARONE, 2007).

Redução na biomassa de cianobactérias e o estabelecimento de espécies pertencentes a outras classes fitoplanctônicas, dotadas de características morfológicas e estratégias adaptativas diferentes ocorreram em alguns meses chuvosos, em que dominaram e/ou coexistiram com as cianobactérias no ambiente. Depois de mudanças, que incluem: aumento na disponibilidade de luz subaquática, redução nos valores de temperatura da água, aumento na disponibilidade de formas inorgânicas de fósforo (PSR) e nitrogênio (NID) e instabilidade do sistema causada pelas chuvas e conseqüente transbordamento do reservatório, esperava-se que o nicho liberado pelas cianobactérias fosse ocupado por espécies oportunistas adaptadas às novas condições ambientais estabelecidas, tais como espécies unicelulares flageladas, ultra e nanoplanctônicas dotadas de estratégias C e S, coloniais não flageladas S estrategistas e também unicelulares não flageladas R estrategistas. Segundo Song et al., (2010), espécies C e S estrategistas normalmente aparecem na coluna d'água logo após as condições hidrológicas mudarem drasticamente, isso ocorre porque organismos dotados de estratégias C (invasores), apresentam tamanho celular pequeno, rápida taxa de assimilação de nutrientes e rápida reprodução e os S estrategistas (estresse tolerantes), apesar de possuírem taxa de crescimento lento são capazes de regular sua flutuabilidade, neutralizando assim os efeitos das condições turbulentas. Isso justifica a dominância em até 100% de espécies pertencentes a esses grupos nos meses de maio e junho/2008. Diatomáceas filamentosas R estrategistas também dominaram durante

as chuvas, representando até 98,8% da biomassa total. Segundo Reynolds (1988, 1997), espécies pertencentes a essa classe são especialmente tolerantes a perturbações físicas e capazes de atingir taxas de crescimento relativamente elevadas, mesmo em baixas intensidades de luz ou com intensidades variadas, além disso, toleram ambientes eutrofizados.

Em outros reservatórios, localizados no semiárido do Brasil, a dominância de cianobactérias também é relatada, principalmente em condições semelhantes às encontradas neste reservatório (BOUVY et al., 1999; HUSZAR et al., 2000; COSTA et al., 2006; MOURA; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; DANTAS et al., 2008). A ocorrência de outras classes fitoplanctônicas é verificada, especialmente no período chuvoso, como mostram os trabalhos de Chellappa e Costa (2003) e Chellappa, Borba e Rocha (2008). Estes autores encontraram mudança na dominância das cianobactérias por clorófitas no período chuvoso em um reservatório eutrófico e predominância das clorófitas durante todo o ano em um ecossistema oligo-mesotrófico. Padrão diferenciado foi observado por Dantas et al. (2008) no reservatório Mundaú, nordeste do Brasil, em que as cianobactérias apresentaram elevada abundância (>50%) em ambos os períodos sazonais com variação apenas nos valores de biomassa ao longo do tempo. Segundo o autor, altas disponibilidades de fósforo, limitação de nitrogênio, pH alcalino e estabilidade térmica favoreceram a dominância das cianobactérias em Mundau.

As tendências reveladas neste estudo sugerem que as características morfológicas e estratégias adaptativas do fitoplâncton são indicadores adequados da saúde ecológica de reservatórios localizados em regiões semiáridas e refletem os padrões sazonais da região, oferecendo assim oportunidade útil e prática para monitorar a qualidade da água com base no tamanho, forma e estratégias ecológicas de espécies descritoras do fitoplâncton.

Referências

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington DC: American Public Health Association Publications, 1998.

BENINCÀ, E.; HUISMAN J.; HEERKLOSS, R., JÖHNK, K. D.; BRANCO, P.; VAN NES, E. H.; SCHEFFER, M.; ELLNER, S. P. Chaos in a long-term experiment with a plankton community. **Nature**, v. 451, p. 822–826, 2008.

BORMANS, M.; FORD, P. W.; FABBRO, L. Spatial and temporal variability in cyanobacteria populations controlled by physical processes. **J. Plankton Res**, v. 27, n. 1, p. 61–70, 2005.

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

ÇELIK, K.; ONGUN, T. Spatial and temporal dynamics of the steady-state phytoplankton assemblages in a temperate shallow hypertrophic lake (Lake Manyas, Turkey). **Limnology**, v. 9, n. 2, p. 115–123, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 3, p. 477-494, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecol.**, v. 24, p. S3-S10, 2003.

COLE, G. **Textbook of limnology**. 4th ed. Illinois: Waveland Press, 1994.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Braz. J. Biol.**, v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006.

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDANETO, J. D. T.; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Bot. Brasil.**, v. 22, n. 4, p. 970-982, 2008.

DOKULIL, M. T.; TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, n. 438, p. 1–12, 2000.

DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, n. 367, p. 139-152, 1998.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, n. 600, p. 267-282, 2008.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific, IBP Handbook, 1978.

GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169-1194, 1977.

GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: John Wiley & Sons, 1979. 203p.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, n. 35, p. 403-424, 1999.

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

JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E.; OLRİK, K.; KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on a shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 51, n. 8, p. 1692–1699, 1994.

KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9. p. 901-912, 2002.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annu.Rev. Ecol. Evol. Syst.**, n. 39, p. 615–639, 2008.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios Y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LUND, J. W. G; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiologia**, n.11, p.143-170, 1958.

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

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

MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, n. 153, p. 443-468, 2002.

MCINTYRE, S.; DIAZ, S.; LAVOREL, S.; CRAMER, W. Plant functional types and disturbance dynamics response in herbaceous vegetation. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 604–607, 1999.

MORRIS, D. P.; LEWIS W. M. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. **Freshwater Biology**, v. 20, p. 315-327, 1988.

MOURA, A. N.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Structure of the phytoplankton in a water supply system in the state of Pernambuco-Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 50, n. 4, p. 645-654, 2007.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Pluriannual morphological variability of phytoplankton in a highly productive Mediterranean reservoir (Lake Arancio, Southwestern Sicily). **Hydrobiologia**, n. 578, p. 87–95, 2007.

PADISÁK, J.; BORICS, G.; FEHÉR, G.; GRIGORSZKY, I.; OLDAL, I.; SCHMIDT, A.; ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. **Hydrobiologia**, n. 502, p. 157–168, 2003.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, n. 621, p. 1-19, 2009.

PIANKA, E. R. On R and K selection. **The American Naturalist**, v. 104, n. 951, p. 592-597, 1977.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, C. S. **Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton**. In: SANDGREEN, C. D. (Org.). Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 388-433.

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

REYNOLDS, C. S. Plankton periodicity: the interactions of form, functional and environmental variability. **Freshwater Biology**, v. 14, p. 111-142, 1984.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation Processes in the Pelagic: A model for ecosystem theory**. Germany: Ecology Institute, 1997.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002. ROS, J. **Práticas de ecología**. Barcelona: Editorial Omega, 1979.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR, L. R.; VAN NES, E. H. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology**, v. 78, n. 1, p. 272-282, 1997.

SCHINDLER, D.W. Experimental studies of chemical stressors on whole lake ecosystems. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte. Limnologie*, n. 23, p. 11-41, 1988.

SIEBURTH, J. M. C. N.; SMETACEK, V.; LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. **Limnology and Oceanography**, v. 23, n. 6, p. 1256-1263, 1978.

SONG, X.; LIU, Z.; YANG, G.; CHEN, Y. Effects of resuspension and eutrophication level on summer phytoplankton dynamics in two hypertrophic areas of Lake Taihu, China. **Aquat Ecol.**, v. 44, n. 1, p. 41-54, 2010.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **J. Plankton Res.**, v. 25, n. 11, p. 1331-1346, 2003.

TOLEDO, J. R., AP, TALARICO, M, CHINEZ SJ, AGUDO EG. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú: ABES,1983. p. 1-34.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.** n. 9, p. 1-38, 1958.

WEITHOFF, G. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton-a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1669-1675, 2003.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analysis**. 3rd ed. New York: Springer-Verlag, 2000.

Grupos funcionais do fitoplâncton em um reservatório tropical dominado por cianobactérias: forças direcionadoras em escala espacial e temporal no semiárido brasileiro

Resumo

O presente estudo investigou os principais distúrbios naturais e antropogênicos atuantes na quebra da estabilidade da biomassa fitoplactônica no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil. As amostragens ocorreram entre agosto de 2007 e julho de 2009, com intervalos bimensais no primeiro ano e mensais nos dois últimos, em três pontos de coleta, visando identificar as associações fitoplanctônicas com as condições físicas e químicas da água e aspectos hidrológicos do reservatório. A dominância de cianobactérias ocorreu na estação seca associada com condições limitantes de luz ($Z_{eu}:Z_{mis}<1$), baixas concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID:PSR<22,8) e estabilidade ambiental associada ao elevado tempo de residência da água (146 dias). As associações S1, Sn e K, constituídas respectivamente pelas filamentosas *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* e pela cocóide *Aphanocapsa incerta*, dominaram nos meses secos, com águas mais quentes, misturadas, turvas e alcalinas. A associação P, formada pelos táxons *Aulacoseira granulata* e *Closterium* sp. dominaram nos meses chuvosos, menos quentes e sem eventos de transbordamento. Durante os períodos de transbordamento os grupos F, M, MP, Lo e X2, foram dominantes e formados pelos táxons *Botryococcus braunii*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis* sp., *Oscillatoria lacustre*, *Peridinium umbonatum* e *Chlamydomonas* sp., respectivamente. Especialmente, a atividade de piscicultura intensiva foi o principal agente perturbador antropogênico, promovendo a dominância de cianobactérias no ponto próximo aos tanques-rede. Ocorreram mudanças na estrutura da comunidade durante os eventos de transbordamento com redução de biomassa (>50%) indicando que este foi um importante distúrbio atuando

na quebra da dominância de cianobactérias no reservatório, favorecendo o surgimento de outros táxons.

Palavras-chave: Condições climáticas, Estabilidade de biomassa, Grupos funcionais, Reservatórios do semiárido

Abstract

We investigated the principal natural and anthropogenic disturbances acting on biomass stability in a reservoir in the semiarid region of northeastern Brazil. Sampling was undertaken between August/2007 and July/2009 at bimonthly intervals during the first year and at monthly intervals for the last two years at three collection points, to relate phytoplanktonic associations with physical and chemical conditions of the water and hydrological aspects of the reservoir. Cyanobacteria dominated during the dry season in association with limiting light conditions ($Z_{eu}:Z_{mix}<1$), low DIN concentrations ($DIN:SRP<22.8$), and environmental stability associated with the elevated residence time of the water (146 days). The associations S1, Sn, and K (composed by the filamentous algae *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*, and by the coccoid *Aphanocapsa incerta* respectively) dominated during the dry months, with warmer, mixed, turbid, and alkaline waters. Association P (composed of the taxa *Aulacoseira granulata* and *Closterium* sp.) dominated in rainy and cooler months without overflow events. During periods of overflow, the groups F, M, MP, Lo, and X2 (composed of the taxa *Botryococcus braunii*, *Microcystis aeruginosa* and *Microcystis* sp., *Oscillatoria lacustre*, *Peridinium umbonatum* and *Chlamydomonas* sp. respectively) were dominant. Spatially, intensive pisciculture activities were the principal anthropogenic disturbing agents, promoting the dominance of cyanobacteria in the areas nearest the fish tanks. Changes occurred in community structures during the overflow events, with biomass reductions (>50%), indicating that these represented important disturbance events acting to break of the dominance of cyanobacteria in the reservoir and permit the appearance of other taxa.

Key-words: Climatic conditions, Biomass stability, Functional groups, Semiarid reservoir.

Introdução

Nas regiões semiáridas a precipitação pluviométrica apresenta sazonalidade extrema: chuvas de 100 a 800mm ou superiores ocorrem concentradas em poucos meses do ano, seguidas de uma estação seca prolongada com acentuada variabilidade interanual. São essas as características do semiárido do nordeste do Brasil, que junto com a elevada temperatura ambiente geram condições de déficit hídrico em pelo menos 70% do ano; todavia ciclos de estiagens, secas e enchentes ocorrem com periodicidade de poucos anos ou até de décadas caracterizando um ambiente de vulnerabilidade elevada (MARENGO et al., 2011). Tais condições, aliadas às elevadas taxas de evaporação e o alto tempo de residência hidráulica dos reservatórios, exercem importante função (ou pressão) na organização da comunidade fitoplanctônica (BOUVY et al., 2000).

Na região semiárida do Brasil os reservatórios apresentam maior estabilidade hidrológica (BOUVY et al., 2000), fator determinante na sustentação da dominância prolongada de espécies fitoplanctônicas em diferentes períodos do ano (HUSZAR et al., 2000). Espécies de cianobactérias formadoras de florações perenes já foram identificadas em reservatórios eutróficos do semiárido brasileiro (HUSZAR et al., 2000; BOUVY; PAGANO; TROUSSELLIER, 2001; CHELLAPPA; COSTA, 2003; CHELLAPPA; CHELLAPPA; CHELLAPPA, 2008) e do mundo (DOUMA et al., 2010; DEJENIE et al., 2008).

Muitos fatores contribuem para os padrões de distribuição e estabilidade da biomassa fitoplanctônica nos reservatórios, tais como o estado trófico (BARONE; NASELLI-FLORES, 1994), os gradientes ambientais multidimensionais (FABBRO; DUIVENVOORDEN, 2000) e as diferentes estratégias de sobrevivência das espécies (REYNOLDS, 1998).

Os reservatórios podem ser afetados negativamente por eventos de origem natural ou antropogênica, capazes de alterar as características hidrodinâmicas e limnológicas do ambiente (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993). Os diferentes níveis de perturbação agem de maneira diversificada sobre a organização da comunidade (LOPES; FERRAGUT; BICUDO, 2009) e seus efeitos podem interromper, adiar ou desviar a sucessão sazonal do fitoplâncton a partir do padrão esperado (ZNACHOR et al., 2008). Como resultado, mudanças abruptas acontecem na composição das espécies e interferem no progresso dirigido internamente à auto-

organização e ao equilíbrio ecológico (REYNOLDS; PADISÁK; SOMMER, 1993). Estudos associados a impactos no fitoplâncton de reservatórios tropicais são freqüentes, porém, associados a distúrbios antropogênicos. Poucos são relacionados com distúrbios naturais (CHELLAPPA et al., 2009a).

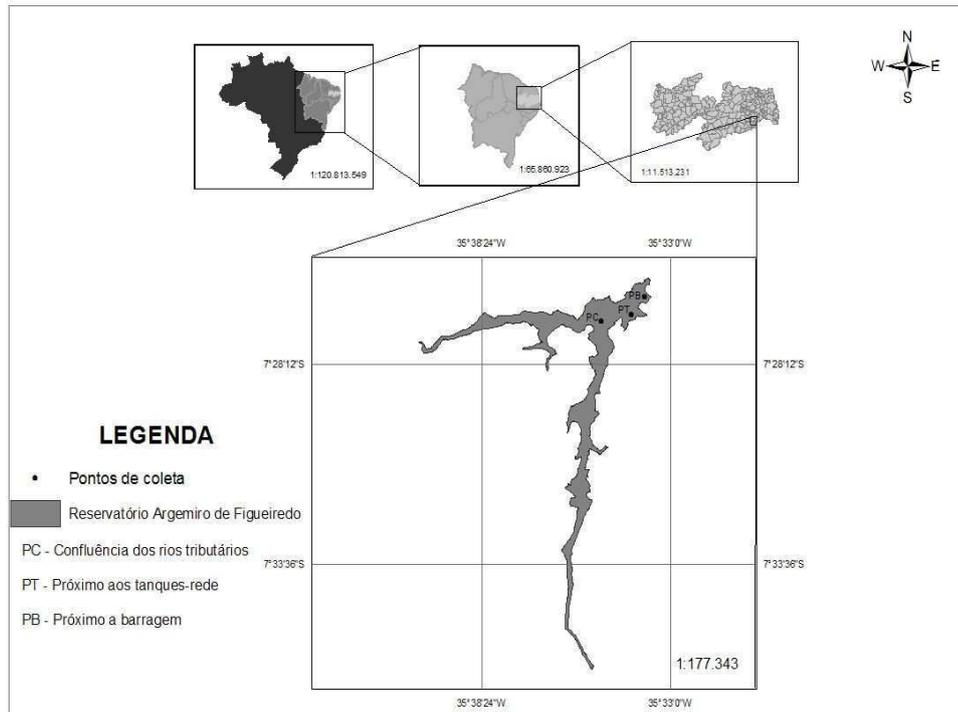
O objetivo do presente estudo foi identificar as variáveis ambientais de maior influência na dinâmica sazonal e espacial da comunidade fitoplanctônica e de distúrbios naturais e antropogênicos capazes de quebrar a estabilidade de biomassa em um reservatório eutrófico do semiárido brasileiro. Neste contexto, duas perguntas foram levantadas: (i) o transbordamento do reservatório é um distúrbio natural, que promove interrupções ou alterações na biomassa da comunidade fitoplanctônica? (ii) O aporte de nutrientes, provenientes da atividade de piscicultura é um distúrbio antropogênico que estimula o aumento de biomassa de grupos funcionais formados por cianobactérias?

Materiais e métodos

Métodos de amostragem e análises

As amostragens foram realizadas entre agosto de 2007 e julho de 2009, com freqüência bimensal no primeiro ano e mensal nos dois últimos, em três estações de amostragem: confluência dos rios tributários (PC), próximo aos tanques-rede (PT) e na zona de barragem (PB) (Fig. 1) em dois pontos no perfil vertical: um correspondente à zona eufótica (Z_{eu}) e outro correspondente à zona afótica (Z_{af}).

Figura 1 - Reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, indicando as estações de coleta.



Fonte: Elaborado por Alzira Gabrielle Soares Saraiva

Os dados de precipitação pluviométrica e os volumes mensais do reservatório foram fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba-AESA. A temperatura, pH e condutividade elétrica foram medidos *in situ* com termistor INCOTERM modelo 2309, medidor de pH digital Tecnal e condutímetro Lutron modelo 4303, respectivamente. A transparência da água foi mensurada com disco de Secchi e a alcalinidade seguiu Mackereth, Heron e Talling (1978).

A zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada a partir dos valores de profundidade do disco de Secchi, multiplicados por 3,0 (COLE, 1994). A zona de mistura (Z_{mis}) foi considerada equivalente à profundidade máxima (Z_{max}), devido à ausência de gradientes de temperatura. A razão entre zona eufótica e de mistura ($Z_{eu}:Z_{mis}$) foi utilizada como medida de disponibilidade de luz (JENSEN et al., 1994). O coeficiente de atenuação vertical de luz (K_0) foi calculado segundo Poole e Atkins (1929).

As amostras para análises de nutrientes e fitoplâncton foram coletadas nas zonas eufótica e afótica com um amostrador tipo Van Dorn (5 litros), e as destinadas para identificação e quantificação do fitoplâncton foram fixadas com solução de

lugol. O oxigênio dissolvido foi determinado pelo método de Winkler (GOLTERMAN; CLYMO; OHNSTAD, 1978); o fósforo solúvel reativo (PSR) seguiu a metodologia do molibdato de amônio e o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi calculado pela soma de amônio, nitrito e nitrato, obtidos pelos métodos do fenol, da diazotização sulfanilamida-NED e pela redução do cádmio, respectivamente (APHA, 1998). O estado trófico foi calculado a partir de Carlson modificado por Toledo Jr. et al. (1983).

A análise quantitativa do fitoplâncton seguiu Utermöhl (1958), onde foram contados no mínimo 100 indivíduos das espécies mais freqüentes (LUND; KIPLING; LECREN, 1958). O biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) foi estimado a partir de fórmulas geométricas (SUN; LIU, 2003; HILLEBRAND et al., 1999) utilizando-se os valores médios das medidas de 20 a 30 indivíduos, expresso em unidade de peso fresco, onde $1 \text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (WETZEL; LIKENS, 2000). As espécies que contribuíram com $\geq 5\%$ da biomassa total foram agrupadas em grupos funcionais (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK, CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009).

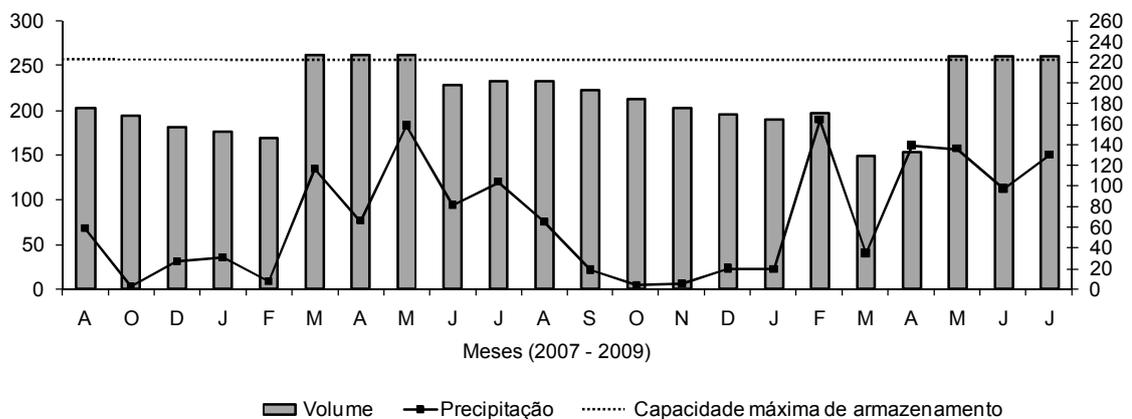
A análise de correspondência canônica (ACC) foi realizada a partir da matriz biótica, com as associações fitoplanctônicas que apresentaram 50% ou mais da biomassa total, e a matriz abiótica através da seleção "forward" Canoco 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 2002). A significância das variáveis ambientais ($p < 0,05$) foi testada através do teste de Monte Carlo, com 999 permutações irrestritas. Foram feitas análises individuais para testar os fatores que mais interferem nas variáveis bióticas e abióticas, incluindo a influência da localização dos pontos de coleta (PC, PT e PB) e dos períodos de estiagem, chuvoso e chuvoso com eventos de transbordamento, através de um modelo linear generalizado (módulo de análise de covariância do software Statística 8.0), que incorporou as seguintes componentes: local e profundidade de coleta, precipitação pluviométrica, volume do reservatório, presença ou ausência de transbordamento e temperatura da água.

Resultados

As condições climáticas regionais influenciaram no volume e na hidrodinâmica do reservatório, e conseqüentemente na riqueza e biomassa dos grupos funcionais. No período de estudo foram identificadas duas épocas de estiagem, com precipitações esparsas, e duas chuvosas. As duas épocas de estiagens estenderam-se de agosto de 2007 a fevereiro de 2008 com precipitação

pluviométrica entre 2,40mm e 58,87mm e de setembro de 2008 a janeiro de 2009 com chuvas entre 3,40mm e 20,00mm; já as duas chuvosas abrangeram os meses de março a agosto de 2008 (precipitação mínima de 65,30mm e máxima de 158,97mm) e de fevereiro a julho de 2009 (mínimo de 35,00mm e máximo de 164,07mm). Em alguns meses chuvosos a água acumulada superou a capacidade máxima do reservatório ocorrendo transbordamento (Fig. 2) durante 59 dias no primeiro evento (março-maio/2008) e durante 114 dias no segundo (maio-setembro/2009).

Figura 2 - Valores de precipitação pluviométrica e volume de água acumulada no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.



Fonte: AESA

O reservatório apresentou condições eutróficas na maioria dos meses, com águas quentes, pH básico e elevada condutividade elétrica (Tabela 1). As concentrações de fósforo solúvel reativo e nitrogênio inorgânico dissolvido foram mais elevadas na zona afótica (PSR=67,2±47,5µg.L⁻¹-PC; 44,1±29,9µg.L⁻¹-PT; 74,5±63,1µg.L⁻¹-PB e NID=256,7±254,6µg.L⁻¹-PC; 98,0±63,3µg.L⁻¹-PT; 169,7±151,1µg.L⁻¹-PB). As razões molares NID:PSR indicaram ambiente limitado por nitrogênio (Tabela 1). Não houve diferenças sazonais significativas para essas variáveis e houve diferenças espaciais significativas apenas para pH e oxigênio dissolvido (Tabela 2), com os maiores valores para ambos no ponto próximo aos tanques-rede (Tabela 1).

Os valores de transparência nas estações secas e chuvosas indicaram águas turvas ($\text{Secchi} = 0,6 \pm 0,24\text{m-PC}$; $0,6 \pm 0,21\text{m-PT}$; $0,6 \pm 0,25\text{m-PB}$) e zona eufótica reduzida ($Z_{\text{eu}} = 1,8 \pm 0,73\text{m-PC}$; $1,7 \pm 0,64\text{m-PT}$; $1,8 \pm 0,74\text{m-PB}$). Um único período de águas mais claras foi associado ao segundo evento de transbordamento ($\text{Secchi} = 1,5\text{m}$ e $Z_{\text{eu}} = 4,4\text{m}$ -junho/2009). A razão $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$ foi sempre <1 , com os maiores valores próximo aos tanques-rede ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}} = 0,5$ -junho/2009) (Tabela 1), ponto esse de menor profundidade ($Z_{\text{max}} = 7,7\text{ m}$).

A biomassa total do fitoplâncton variou de $0,01\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ a $28,42\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 1), com os menores valores no período chuvoso. Florações de cianobactérias (>90% da biomassa total) ocorreram na estiagem e em alguns meses chuvosos (Fig. 3). O ponto próximo aos tanques-rede (PT) apresentou os maiores valores de biomassa total na zona eufótica ($6,00\pm 5,3\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$) e afótica ($3,69\pm 3,6\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$) (Tabela 1; Fig. 3).

Trinta e sete espécies fitoplanctônicas foram agrupadas em 19 grupos funcionais com 13 espécies dominantes acomodadas nas associações S1, K, M, Sn, H1, F, MP, P, Lo e X2, com biomassa relativa $\geq 50\%$ (Fig. 3). Os grupos funcionais registraram influência dos períodos hidrológicos, sendo: S1, Sn e K, formados principalmente por *Planktothrix agardhii* (S1), *Pseudoanabaena limnética* (S1), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Sn) e *Aphanocapsa incerta* (K), que predominaram nos meses secos, com águas mais quentes, turvas e alcalinas; o grupo funcional P, representado por *Aulacoseira granulata* e *Closterium* sp., predominou nos meses chuvosos, com águas mais frias e sem eventos de transbordamento. As associações F, M, MP, Lo e X2 ocorreram principalmente nos meses chuvosos, com transbordamento, representados pelas espécies coloniais *Botryococcus braunii*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis* sp., filamentosas *Oscillatoria lacustre*, unicelulares flageladas *Peridinium umbonatum* e *Chlamydomonas* sp., respectivamente. O grupo H1, com *Dolichospermum circinalis* como principal integrante ocorreu nos meses secos e chuvosos.

Entre agosto de 2007 e agosto de 2008, o ponto de confluência dos rios tributários (PC) e da zona de barragem (PB) apresentaram baixa biomassa total na zona eufótica ($1,30\pm 2,0\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -PC e $1,51\pm 2,0\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -PB) e afótica ($0,53\pm 0,7\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -PC e $0,29\pm 0,5\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -PB). Biomassas mais elevadas ocorreram isoladamente apenas em outubro/2007 ($7,1\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -PC) e em fevereiro de 2008 ($6,7\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -PB), ambos meses secos. Já nas proximidades dos tanques-rede (PT), a biomassa fitoplanctônica foi elevada até março/2008 ($10,81\pm 6,4\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -Z_{eu}; $7,49\pm 4,9\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ -Z_{af}), reduzindo-se consideravelmente entre abril e agosto de 2008 (Fig. 3), período que inclui meses de transbordamento (março, abril e maio de 2008) seguidos de meses de estiagem (de agosto de 2008 a janeiro de 2009).

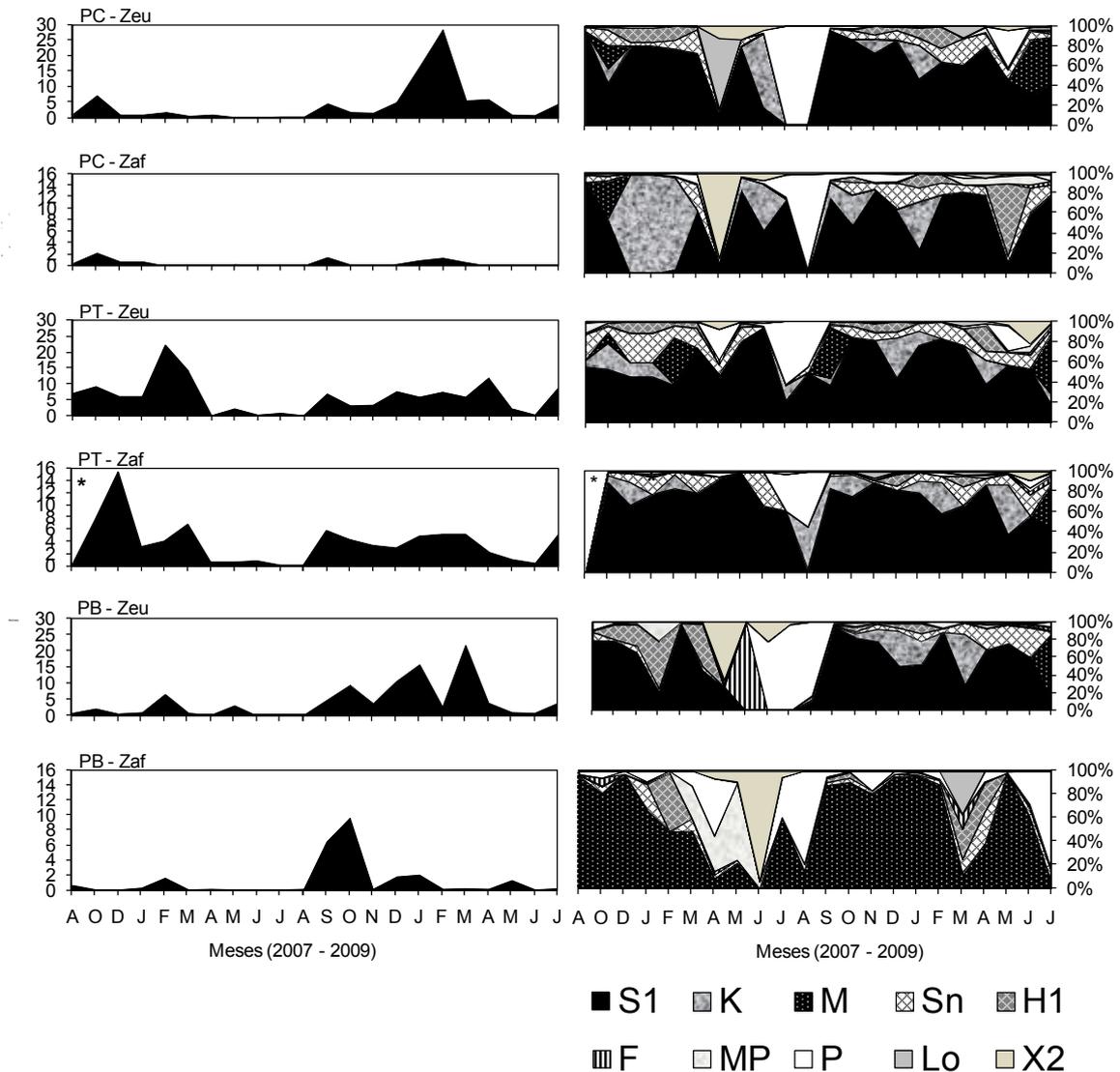
A dominância de cianobactérias filamentosas heterocitadas (53,4% da biomassa total) e não heterocitadas (97,0% da biomassa total) das associações S1, Sn, H1 e MP, foi identificada de agosto de 2007 a março de 2008 (Fig. 3), quando a

razão NID:PSR indicou limitação por NID. *Planktothrix agardhii*, principal representante da associação S1, apresentou a maior contribuição na biomassa total, representando 95% em PC (agosto/2007), 59% em PT (março/2008) e 83% em PB (fevereiro/2008). A redução de 36% na biomassa de *P. agardhii* na zona afótica de PC em outubro de 2007 favoreceu o aumento da biomassa de cianobactérias cocóides das associações M e K, com esta última contribuindo com mais de 90% da biomassa total de dezembro de 2007 a fevereiro de 2008.

Em abril e maio de 2008, meses com transbordamento do reservatório, a contribuição relativa das cianobactérias foi menor, favorecendo a dominância de outros grupos funcionais. Em abril, no ponto PC, dominância do grupo Lo na zona eufótica (64,7% da biomassa total) e X2 na zona afótica (84,2% da biomassa total) foi registrada. Ainda em abril, na zona eufótica de PB, predominou o grupo X2 (65,6% da biomassa total) e em maio, o grupo F (99,0% da biomassa total). Em PT, a redução das cianobactérias em mais de 40%, contribuiu para a dominância do grupo P (máxima de $0,02\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) na zona eufótica, nos meses de abril, junho e agosto de 2008 (Fig. 3).

A partir de setembro de 2008, a redução das chuvas deu início ao período de estiagem que se prolongou até janeiro de 2009, caracterizado pelo aumento da biomassa ($4,48\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PC; $6,92\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PT; $4,96\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PB). Florações de cianobactérias foram freqüentes (>90% da biomassa total), representadas principalmente pelos grupos S1 e K. Entre fevereiro e abril de 2009 não ocorreram diferenças nos valores de biomassa, permanecendo elevados ($13,22\pm 13,2\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PC; $8,42\pm 3,1\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PT; $9,48\pm 10,6\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PB). Em maio de 2009, iniciou-se um novo período de chuvas promovendo um novo evento de transbordamento com duração de 5 meses, até setembro de 2009. A principal consequência foi a redução da biomassa fitoplanctônica até junho/2009 ($0,73\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PC; $0,29\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PT; $0,90\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PB). Nesse período, houve o aparecimento do grupo P, com predominância de *Closterium* sp. Em julho de 2009, florações compostas principalmente pelo grupo M, contribuíram para o aumento da biomassa ($4,38\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PC; $8,76\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PT; $4,02\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ -PB) (Fig. 3).

Figura 3 - Variação da biomassa total fitoplanctônica ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e biomassa relativa (%) dos grupos funcionais na zona eufótica (Z_{eu}) e zona afótica (Z_{af}) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, nos três pontos de coleta, no período de agosto de 2007 a julho de 2009.* Coleta não realizada.



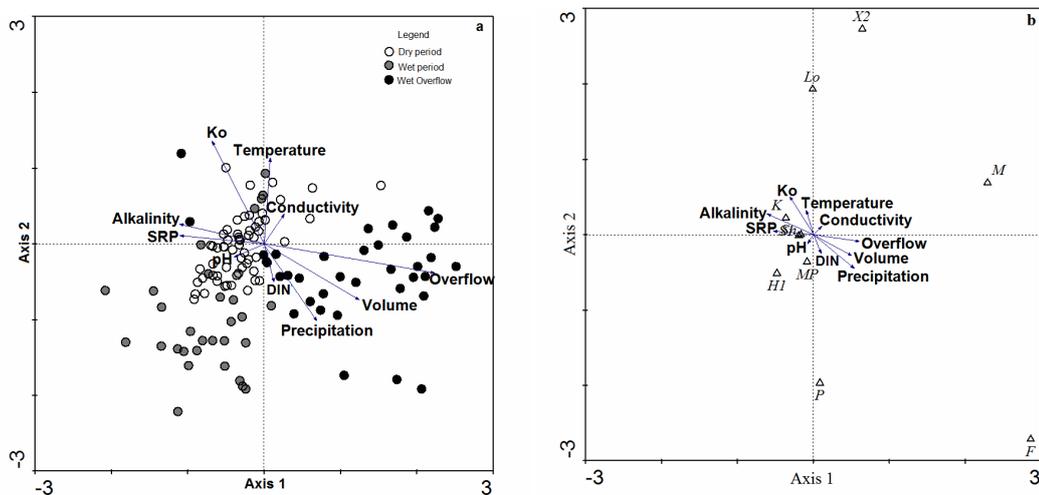
Fonte: Dados da pesquisa

A análise de correspondência canônica (Fig.4), apontou autovalores para os dois primeiros eixos de 0,299 e 0,128, respectivamente. A correlação de Pearson entre ambiente-espécies (respectivamente 0,750 e 0,551) para estes eixos evidenciou importante relação entre as variáveis ambientais e a biomassa. O teste de Monte Carlo foi significativo ($p < 0.01$), indicando que não ocorreu ordenação ao acaso.

Os coeficientes canônicos e as correlações “intra-set” mostraram como mais importantes as variáveis “volume acumulado no reservatório e transbordamento” na ordenação do eixo 1. Estas contribuíram para agrupar no lado positivo desse eixo, os meses com transbordamento de água e no negativo os meses sem esse evento. As associações F, M e X2 apresentaram-se melhor relacionadas com os meses chuvosos com transbordamento, enquanto que o inverso foi verificado para as associações S1, Sn e K, associadas aos meses secos.

No eixo 2 as variáveis mais importantes foram o coeficiente de atenuação de luz, a precipitação pluviométrica e a temperatura da água. No lado negativo agruparam-se os meses chuvosos e secos que apresentaram os menores valores de temperatura, pH, alcalinidade e condutividade elétrica, onde também se localizaram as associações P e F. No lado positivo ordenaram-se os meses de águas mais quentes, mais alcalinas e com os maiores coeficientes de extinção da luz, e as associações Lo e X2 se apresentaram estreitamente relacionadas.

Figura 4 - Ordenação da ACC entre as principais associações algais e as variáveis abióticas significativas no reservatório Argemiro de Figueiredo-Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: DIN=Nitrogênio inorgânico dissolvido, SRP=Fósforo reativo solúvel.



Fonte: Dados da pesquisa

Discussão

No reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) a comunidade fitoplanctônica foi representada por associações típicas de ambientes eutrofizados. A biomassa algal apresentou valores elevados e influenciados pela sazonalidade (seca/chuva). Maiores biomassas foram registradas nos períodos secos e nos chuvosos houve mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica, com redução de biomassas (>50%) as quais ocorreram, principalmente, durante os eventos de transbordamento. O aumento no fluxo de água do reservatório funcionou como fator de estresse e perturbação para a comunidade fitoplanctônica, alterando a disponibilidade de luz e promovendo a quebra da estabilidade ambiental. Em regiões tropicais as chuvas concentradas em poucos meses do ano interferem no volume do reservatório, promovendo distúrbios físicos na coluna de água e atuando como agente perturbador das comunidades aquáticas, com grande influência na composição das espécies e da biomassa do fitoplâncton (FIGUEIREDO; GIANI, 2001).

Durante a estiagem, o longo tempo de residência da água, as altas taxas de evaporação e a concentração dos nutrientes favoreceram a eutrofização e a conseqüente redução da transparência da água. Essas condições, junto com a elevada temperatura da água, contribuíram para a formação de florações de cianobactérias com predominância das associações S1, Sn, H1, M, K e MP. *Planktothrix agardhii*, principal representante de S1 e dominante na maioria dos meses, é freqüentemente reportada nos reservatórios eutróficos do Brasil (MOURA; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; CHELLAPA; CÂMARA; ROCHA, 2009b) e do mundo (KARADŽIĆ et al., 2010), sendo comum encontrar biomassa elevada desta espécie independente do período sazonal (POULÍČKOVÁ; HAŠLER; KITNER, 2004). No presente estudo as únicas situações em que *P. agardhii* não foi dominante foi em meses de elevada intensidade pluviométrica, com redução do tempo de residência da água, da temperatura e perda de biomassa pela sua exportação fora da barragem com o intenso fluxo de água através do transbordamento. Nessas condições, desenvolveram-se espécies pertencentes às associações F, P, Lo e X2, típicas de ambientes meso-eutróficos (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK, CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). No entanto, o aumento na abundância dos fitoflagelados das associações Lo e X2, em abril de 2008 associa-se

não apenas à disponibilidade de nutrientes, mas principalmente à limitação de luz ($Z_{eu} \cdot Z_{mis} < 1$).

Por serem sensíveis à mistura prolongada (REYNOLDS et al., 2002) os representantes das associações Lo e X2, dominaram apenas em abril/2008, o que contribuiu para o aparecimento, em maio/2008, da associação F, comum em ambientes misturados e claros (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK, CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). A dominância da associação P, com predomínio de *Aulacoseira granulata* ocorreu quando houve diminuição da temperatura da água e aumento da disponibilidade de luz (BORGES; TRAIN; RODRIGUES, 2008; CHELLAPPA et al., 2009a). Os táxons filamentosos são freqüentes em águas turbulentas com boa disponibilidade de nitrogênio (MARINHO; HUSZAR, 2002).

Na maioria dos meses a disponibilidade de nitrogênio e de fósforo inorgânico foram superiores às limitantes para o fitoplâncton, que segundo estimativas de Reynolds (1997) correspondem aos valores de $3-5\mu\text{g.L}^{-1}$ de PSR e a $80-100\mu\text{g.L}^{-1}$ de NID. A elevada disponibilidade de fósforo e nitrogênio no reservatório mostram que as razões NID:PSR não foram bons argumentos para explicar a dinâmica temporal da comunidade fitoplanctônica.

Um fator importante de perturbação antropogênica verificado nos resultados corresponde à piscicultura intensiva. Especialmente, os maiores valores de biomassa ocorreram nas proximidades dos tanques de piscicultura (PT), com interferência na composição das espécies fitoplanctônicas locais. Neste ponto, estiveram presentes associações formadas por cianobactérias (S1, Sn e K) e por bacilariofíceas (associação P, com *Aulacoseira granulata* como dominante).

Em reservatórios, o cultivo intensivo de peixes em tanques-rede pode acelerar o processo de eutrofização, provocando o aumento da biomassa fitoplanctônica e mudanças na composição de táxons (GUO; LI, 2003). Além disso, estudos mostram que a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) apresenta elevado potencial de eutrofização, devido às altas taxas de defecação da espécie (LAZZARO et al., 2003; PANOSSO et al., 2007).

As tendências reveladas neste estudo indicaram que em reservatórios eutróficos de regiões semiáridas, a sazonalidade é o principal fator que determina a disponibilidade de recursos no compartimento pelágico e, conseqüentemente, a dinâmica temporal do fitoplâncton. Embora a resposta do fitoplâncton à disponibilidade de nutrientes seja uma das principais preocupações da ecologia

aquática (GU et al., 1997), Seip e Reynolds (1995) observaram que fatores físicos, induzidos por gradientes sazonais, podem explicar melhor a distribuição e abundância do fitoplâncton. No reservatório Argemiro de Figueiredo, tanto as características físicas como as químicas interferiram na estrutura dos grupos funcionais, porém os fatores físicos, principalmente os eventos de transbordamento, foram fundamentais na quebra da dominância de grupos funcionais compostos por cianobactérias possibilitando uma lacuna oportunista para o aumento na biomassa de grupos formados por fitoflagelados, clorófitas cocóides, diatomáceas e desmídias de formas alongadas.

Referências

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington DC: American Public Health Association Publications, 1998.

BARONE, R.; NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton dynamics in a shallow, hypertrophic reservoir (Lake Arancio, Sicily). **Hydrobiologia**, n. 289, p. 199–214, 1994.

BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, n. 607, p. 63–74, 2008.

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

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquat. Microb. Ecol.**, v. 25, p. 215-227, 2001.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast. **Brazil. Braz Arch Biol Technol.**, v. 51, n. 4, p. 833-84, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologia**, v. 39, p. 273-282, 2009a.

CHELLAPPA, N. T.; CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 2, p. 241-251, 2009b.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, n. 24, p. S3-S10, 2003.

COLE, G. **Textbook of limnology**. 4th ed. Illinois: Waveland Press, 1994.

DEJENIE, T.; ASMELASH, T.; DE MEESTER, L.; MULUGETA, A.; GEBREKIDAN, A.; RISCH, S.; PALS, E.; VAN DER GUCHT, K.; VYVERMAN, W.; NYSSSEN, J.; DECKERS, J.; DECLERCK, S. Limnological and ecological characteristics of tropical highland reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia. **Hydrobiologia**, n. 610, p. 193–209, 2008.

DOUMA, M.; OUAHID, Y.; DEL CAMPO, F. F.; LOUDIKI, M.; MOUHRI, K. H.; OUDRA, B. Identification and quantification of cyanobacterial toxins (microcystins) in two Moroccan drinking-water reservoirs (Mansour Eddahbi, Almassira). **Environ. Monit. Assess.**, n. 160, p. 439–450, 2010.

FABBRO, L. D.; DUIVENVOORDEN, L. J. A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. **Hydrobiologia**, n. 438, p.13-24, 2000.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, n. 445, p. 165-174, 2001.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific, IBP Handbook, 1978.

GU, B.; HAVENS, K. E.; SCHELSKE, L. C.; ROSEN, B. H. Uptake of dissolved nitrogen by phytoplankton in a eutrophic subtropical lake. **J. Plankton Res.**, v. 19, n. 6, p. 759-770, 1997.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v. 226, p. 201-212, 2003.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, n. 35, p. 403-424, 1999.

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

JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E.; OLRİK, K.; KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on a shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 51, n. 8, p. 1692–1699, 1994.

KARADŽIĆ, V.; SUBAKOV-SIMIĆ, G.; KRIZMANIĆ, J.; NATIĆ, D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). **Desalination**, v. 255, p. 91-96, 2010.

LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R. A.; OLIVEIRA, V. S.; SALES, L. T.; VASCONCELOS, A. R. M.; MATA, M. R. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoir?. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 649-668, 2003.

LOPES, M. R. M.; FERRAGUT, C.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton diversity and strategies in regards to physical disturbances in a shallow, oligotrophic, tropical reservoir in Southeastern Brazil. **Limnetica**, v. 28, n. 1, p. 159-174, 2009.

LUND, J. W. G; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiologia**, n.11, p.143-170, 1958.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. London: Freshwater Biological Association, 1978. 121p.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C.O.; PAZ, V. P. S. (Org.). Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 384-422.

MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, n. 153, p. 443-468, 2002.

MOURA, A. N.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Structure of the phytoplankton in a water supply system in the state of Pernambuco-Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, n. 50(4), p. 645-654, 2007.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, n. 621, p. 1-19, 2009.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilapia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

POOLE, H. H.; ATKINS, W. R. G. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, n. 16, p. 297-324, 1929.

POULÍČKOVÁ, A.; HAŠLER, P.; KITNER, M. Annual Cycle of *Planktothrix agardhii* (GOM.) Anagn. & Kom. Nature Population. **Internat. Rev. of Hydrobiol.**, v. 89, n. 3, p. 278-288, 2004.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation Processes in the Pelagic: A model for ecosystem theory**. Germany: Ecology Institute, 1997.

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?. **Hydrobiologia**, n. 369-370, p. 11-26, 1998.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C.S.; PADISÁK, J.; SOMMER, U. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and maintenance of species diversity: a synthesis. **Hydrobiologia**, n. 249, p.183-188, 1993.

SEIP, K. L.; REYNOLDS, C. S. Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. **Limnology Oceanography**, v. 40, n. 3. p. 589-597, 1995.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. **State-of-art of reservoir limnology and water quality management**. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Org.). Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 213-288.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **J. Plankton Res.**, n. 25(11), p. 1331-1346, 2003.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. New York: Microcomputer Power, Ithaca, 2002.

TOLEDO, J. R., AP, TALARICO, M, CHINEZ SJ, AGUDO EG. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú: ABES,1983. p. 1-34.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.** n. 9, p. 1-38, 1958.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analysis**. 3rd ed. New York: Springer-Verlag, 2000.

ZNACHOR, P.; ZAPOMĚLOVÁ, E.; ŘEHÁKOVÁ, K.; NEDOMA, J.; ŠIMEK, K. The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir. **Aquat. Sci.**, n. 70, p. 77–86, 2008.

Fatores determinantes na dominância de cianobactérias tóxicas em reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro: ocorrência de microcistina em eventos de floração.

Resumo

A literatura específica sobre cianobactérias relata freqüentes florações em águas tropicais. Na região semiárida do Brasil, estes eventos são favorecidos pela condição climática, pelas elevadas temperaturas, longo fotoperíodo, pH básico e abundante disponibilidade de nutrientes. Com o objetivo de avaliar os fatores determinantes na dominância de cianobactérias tóxicas em um reservatório do semiárido brasileiro, foram realizadas vinte e duas coletas entre agosto de 2007 e julho de 2009, em três pontos espacialmente distribuídos (PC-confluência dos rios tributários; PT-próximo aos tanques-rede e PB-ponto de barragem). As variáveis analisadas, coletadas nas profundidades correspondentes à zona eufótica e afótica, foram: transparência da água, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, fósforo reativo solúvel-SRP, nitrogênio dissolvido inorgânico-NID, biomassa fitoplanctônica e cianotoxinas. As cianobactérias filamentosas dominaram praticamente todo o período, representando 90% da biomassa total. A espécie *Planktothrix agardhii* foi dominante com valores de até $15,77\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ($17.207\text{cel}\cdot\text{mL}^{-1}$ -na confluência dos rios tributários) e co-dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Dolichospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Aphanocapsa incerta*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis sp.* foram registradas. Análises de microcistina realizadas em 16 eventos de florescimentos, identificaram microcistina-LR em 14 desses eventos com mínimo de $0,93\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ em dezembro de 2008 e máximo de $27,29\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ em dezembro de 2007. Condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento das cianobactérias, tais como elevada temperatura da água ($>24^\circ\text{C}$), pH básico (mínimo 7,0 e máximo 10), pouca disponibilidade de luz subaquática ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}} < 0,50\text{metros}$) e condições eutróficas

(IET=61,2±5,1-PC; 62,5±5,4-PT; 60,7±6,6-PB) contribuíram para a dominância e persistência das cianobactérias, principalmente Oscillatoriales típicas de ambientes misturados, túrbidos e com baixa disponibilidade de luz. Durante os eventos de transbordamento, redução expressiva na biomassa das cianobactérias foi observada. A análise de ocorrência dessas florações e da presença de cianotoxinas é de especial relevância, uma vez que as águas do reservatório servem como fonte de abastecimento humano e para produção intensiva em tanques-rede de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758), atividade desenvolvida desde o ano de 2007.

Palavras-chave: reservatório, semiárido, cianobactérias, floração, microcistina.

Abstract

The literature specifies frequent reports cyanobacteria blooms in tropical waters. In semiarid region of Brazil these events are favored by climatic conditions, the high temperatures, long photoperiod, alkaline pH and abundant availability of nutrients. In order to evaluate the determinants in the dominance of toxic cyanobacteria in a Brazilian semiarid reservoir were conducted twenty-two collections between August/2007 and July/2009, in three spatially distributed points (the confluence of the tributary rivers-PC, near the fish net cages-PT; near the dam-PB). Variables assessed, collected at depths corresponding to the euphotic zone and aphotic were: water transparency, temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, soluble reactive phosphorus-SRP, dissolved inorganic nitrogen-DIN, phytoplankton biomass and cyanotoxins. The filamentous cyanobacteria dominated almost the entire period, representing 90% of the total biomass. The species *Planktothrix agardhii* was dominant with values until 15.77mm³.L⁻¹ (17.207cel.mL⁻¹-at the confluence of tributary rivers) and co-dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Dolichospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Aphanocapsa incerta*, *Microcystis aeruginosa* and *Microcystis sp.* was recorded. Analysis of microcystin performed in 16 events blooms, identified microcystin-LR in 14 of these events with a minimum of 0.93µg.L⁻¹ in December/2008 and maximum of 27.29µg.L⁻¹ in December/2007. Environmental conditions favorable for the development of cyanobacteria, such as high temperature (>24°C), alkaline pH

(minimum 7.0, maximum 10), limited availability of underwater light ($Z_{eu}:Z_{mix} < 0.50$ meters) and eutrophic conditions (IET=61.2±5.1-PC, 62.5±5.4-PT, 60.7±6.6-PB), contributed to the persistence and dominance of cyanobacteria, mainly Oscillatoriales typical mixed environments, turbid and low light availability. During overflow events, significant reduction in biomass of the cyanobacteria was observed. The analysis of occurrence of these blooms and the presence of cyanotoxins is of particular relevance, since the waters of the reservoir serves as a source of supply for humans and for intensive production in cages of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758), activity developed since the year 2007.

Keywords: reservoir, semiarid, cyanobacteria, bloom, microcystin.

Introdução

Em reservatórios eutrofizados do Nordeste brasileiro, são freqüentes florações de cianobactérias de longa duração ou perenes (HUSZAR, 2000), inclusive com relatos de produção de toxinas (CHELLAPPA; CHELLAPPA; CHELLAPPA, 2008a; COSTA et al., 2009). O caso mais dramático de intoxicação humana com cianotoxinas ocorreu em 1996 no Brasil, numa clínica de hemodiálise na cidade de Caruaru, estado de Pernambuco, onde 60 pacientes morreram após receber água com cianotoxinas por via intravenosa; a água usada era proveniente de um reservatório colonizado por cianobactérias tóxicas (CARMICHAEL, 1996; JOCHIMSEN et al., 1998, AZEVEDO, 1998). Este episódio reforçou os riscos das florações tóxicas sobre a saúde pública ((CHELLAPPA; CHELLAPPA; CHELLAPPA, 2008a) e ocasionou a adoção de normas específicas no mundo todo para o monitoramento sistemático da densidade de cianobactérias e suas toxinas nas águas de mananciais destinados ao abastecimento humano (CHORUS; BARTRAM, 1999). Foram estabelecidos valores limites para as densidades de cianobactérias e cianotoxinas nos mananciais e as frequências de análises de cianotoxinas ficaram atreladas ao aumento dessas densidades. O desastre de Caruaru colocou em foco os açudes do semiárido brasileiro, região que foi identificada com condições climáticas potencialmente favoráveis ao crescimento e dominância de cianobactérias nos seus ambientes de águas lênticas, de escassa profundidade, grande espelho de água e prolongados tempos de retenção hidráulica.

Inúmeros fatores estão relacionados à dominância das cianobactérias em reservatórios de regiões semiáridas, entre eles destacam-se a elevada temperatura ambiente, longo fotoperíodo, o pH alcalino e a abundante disponibilidade de nutrientes (BOUVY et al., 1999; HUSZAR et al., 2000; MOURA et al., 2007; DANTAS et al., 2008). Embora a dominância das cianobactérias esteja associada a condições ambientais especiais, os fatores capazes de explicar a ocorrência e promoção das florações de cianobactérias ainda são mal compreendidos (DAVIS et al., 2009) e a identificação desses fatores ambientais é uma questão crucial para muitos pesquisadores (BOUVY et al., 1999). Entretanto, vários autores observam que nenhum fator isolado pode servir como preditor confiável e diversos são os componentes determinantes desse comportamento, dentre os quais os acima mencionados, atuantes sinergicamente (FIGUEREDO; GIANI, 2009; FERNANDES et al., 2009). Davis et al. (2009), mostraram que elevadas temperaturas, juntamente com altas concentrações de fósforo e nitrogênio freqüentemente produzem uma maior quantidade de cepas tóxicas de *Microcystis* e, portanto, maiores concentrações de microcistinas.

O presente estudo tem como objetivo identificar os fatores ambientais mais relevantes na dominância de cianobactérias com potencial toxigênico e verificar a presença de cianotoxinas em um reservatório do semiárido brasileiro eutrófico com florações perenes de cianobactérias. A hipótese é que as características relacionadas com o processo de eutrofização, como altas concentrações de nutrientes, baixa disponibilidade de luz subaquática e pH básico, aliados às elevadas temperaturas da água e aos longos tempos de retenção da água contribuem na dominância e persistência das cianobactérias no ambiente.

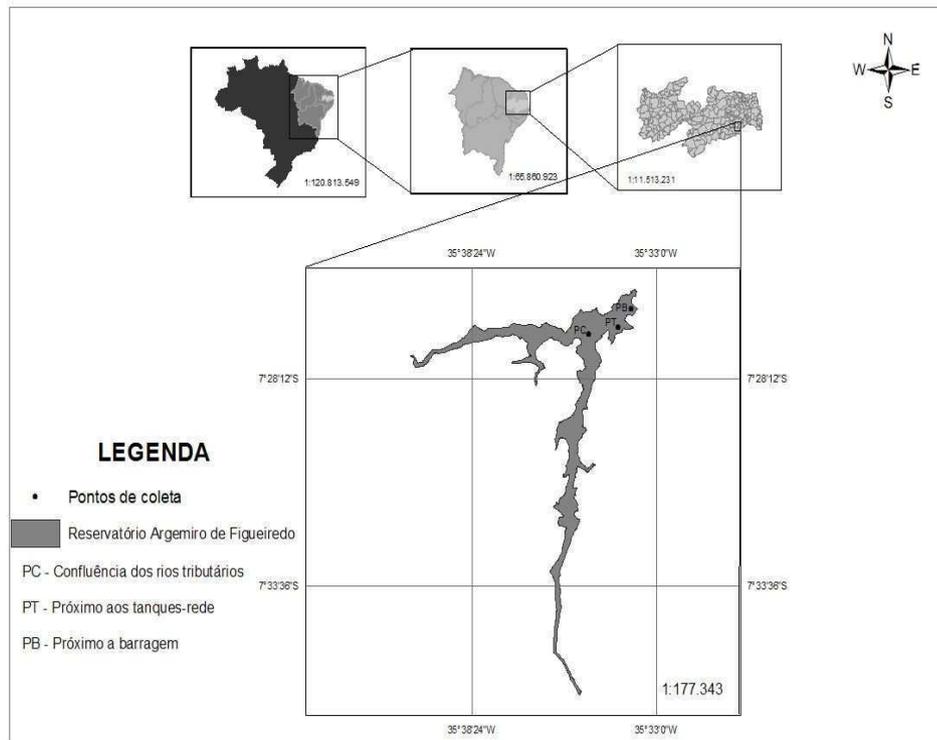
Materiais e métodos

Métodos de amostragem

As amostras foram coletadas no período de agosto de 2007 a julho de 2009 (freqüência bimensal no primeiro ano e mensal nos dois últimos anos), em três estações de coletas localizadas na confluência dos rios tributários (PC), próximo aos tanques-rede (PT) e na zona de barragem (PB) (Fig. 1). As coletas foram realizadas

com um amostrador do tipo Van Dorn (5 litros), nas zonas eufótica (Z_{eu}) e afótica (Z_{af}) do reservatório.

Figura 1 - Reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, indicando as estações de coleta.



Fonte: Elaborado por Alzira Gabrielle Soares Saraiva

A temperatura da água, pH e condutividade elétrica foram medidos *in situ* com um termistor INCOTERM modelo 2309, medidor de pH digital Tecnal e condutímetro Lutron modelo 4303, respectivamente. Os dados da precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA.

A zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada a partir dos valores de profundidade do disco de Secchi, multiplicados por 3.0 (COLE, 1994). Devido à ausência de gradientes de temperatura, obtidos mensalmente, na coluna de água, em cada ponto coletado, a zona de mistura foi considerada equivalente à profundidade máxima

(Z_{\max}). A razão entre zona eufótica e de mistura ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$) foi utilizada como medida de disponibilidade de luz (JENSEN et al., 1994).

O oxigênio dissolvido foi determinado pelo método de Winkler (Golterman et al., 1978). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), obtido pela soma de amônio, nitrito e nitrato e o fósforo solúvel reativo (PSR) foram determinados segundo APHA (1998). O estado trófico foi obtido a partir de Carlson modificado por Toledo Jr. et al (1983).

A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada segundo Utermöhl (1958), em amostras fixadas com solução aquosa de lugol acético 1%. Foram contados, no mínimo 100 indivíduos das espécies mais frequentes (LUND; KIPLING; LECREN, 1958) e o cálculo da densidade foi feito segundo Ros (1979). O biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) foi estimado a partir de fórmulas geométricas (SUN; LIU, 2003; HILLEBRAND et al., 1999) utilizando-se os valores médios das medidas de 20 a 30 indivíduos, expresso em unidade de peso fresco, onde $1\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1\text{mg L}^{-1}$ (WETZEL; LIKENS, 2000). A análise de abundância e dominância das espécies seguiu Lobo e Leighton (1986). As espécies foram reunidas em grupos funcionais de acordo com Reynolds et al. (2002) e Padisák, Crossetti e Naselli-Flores (2009).

Microcistinas presentes no seston foram analisadas pela técnica de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (MERILUOTO; SPOOF, 2005). As amostras foram coletadas, com rede de plâncton (malha de $25\mu\text{m}$) separadamente, na zona eufótica de cada um dos três pontos de coleta e posteriormente integradas em uma única amostra. Em laboratório, foram liofilizadas a -30°C até plena desidratação. O material seco foi pesado em balança analítica (precisão de 10^{-4}g), acondicionado à vácuo e mantido sob refrigeração a -20°C para melhor preservação. Os extratos (30mg) contendo microcistinas foram extraídos em solução (10mL) de metanol 75% (v/v) por 18 horas no escuro a 4°C . Em seguida foram centrifugados e o sobrenadante recolhido para extração de microcistina em cartuchos C-18 pré-ativados (10mL de metanol a 100% seguido de 10ml de água milli-Q). Após a passagem da amostra no cartucho, a coluna com 4mL de metanol 20% foi lavada e posteriormente seca passando ar por 2 min. A eluição da microcistina foi feita com 4ml de uma solução de acetonitrila com 0,05% (v/v) de ácido trifluoracético (TFA). O eluato foi recolhido, seco a 40°C , ressuspendido em 1mL de metanol 100% e injetado em um cromatógrafo líquido de alta eficiência para quantificação de microcistina-LR. Com base nos valores encontrados de microcistina-LR por miligrama de pó

lioofilizado, foram calculadas as concentrações de microcistinas-LR ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) presentes na água do reservatório, segundo a fórmula:

$$\text{Microcistina-LR}=(A \times B)/C \quad (1)$$

Onde:

A=concentração da microcistina por peso de pó liofilizado ($\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$);

B=peso total da amostra liofilizada (mg);

C=volume total de água que gerou o pó liofilizado (L).

Análise estatística

Para as análises estatísticas as variáveis bióticas e abióticas foram transformadas em $\ln(x+1)$. A Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi usada para avaliar as relações entre as espécies de cianobactérias dominantes e as variáveis ambientais. A matriz de dados foi construída com os resultados das variáveis abióticas e bióticas. Destas últimas, foram usados dados das cianobactérias que apresentaram 5% ou mais da biomassa total em alguns dos meses amostrados. Para as variáveis abióticas foi utilizado o procedimento de seleção "forward" disponível no software Canoco 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 2002). A significância das variáveis ambientais ($p<0,05$) foi testada através do teste de Monte Carlo, com 999 permutações irrestritas. Foram realizadas análises de regressão múltipla para identificar os fatores ambientais determinantes na dominância de cianobactérias e na presença de microcistinas-LR. O software utilizado foi o Statistica 8.0.

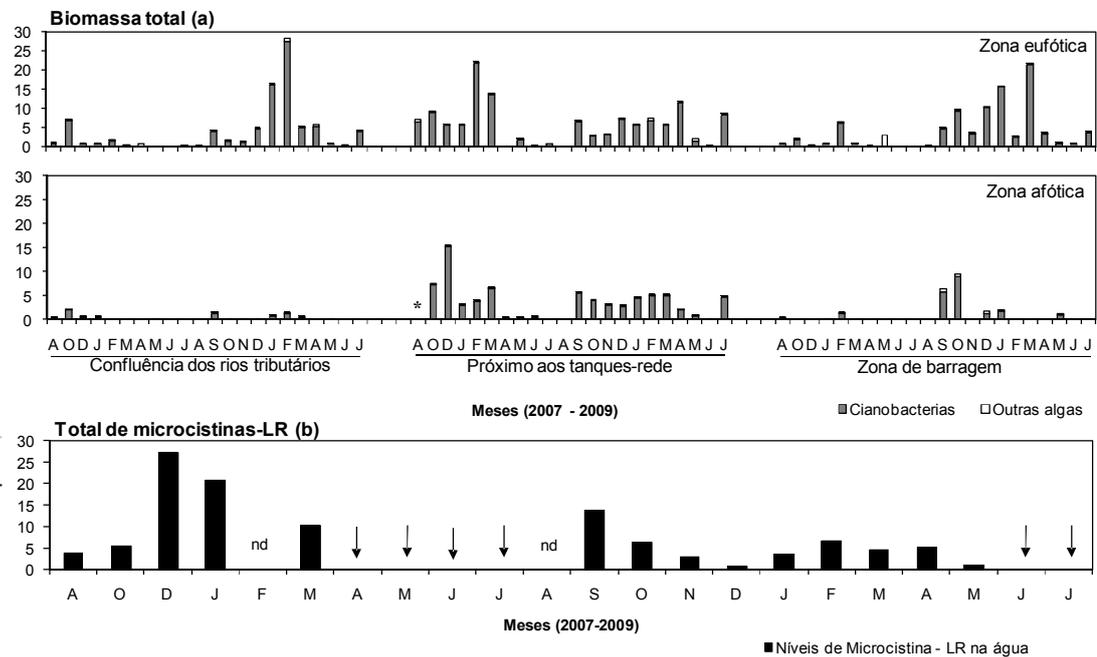
Resultados

A biomassa fitoplanctônica apresentou valores máximos de $28,42\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$, na confluência dos rios tributários (PC) e mínimos de $0,01\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ próximo à barragem (PB) (Fig. 2a). Mais de 90% da biomassa total foi composta por cianobactérias, com trinta e quatro espécies identificadas pertencentes às ordens Chroococcales, Oscillatoriales e Nostocales. Espécies filamentosas dominaram a zona eufótica e afótica na maioria dos meses (Fig. 3). *Planktothrix agardhii*, foi a

principal representante atingindo biomassas de $15,77\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ na zona eufótica da confluência dos rios tributários em fevereiro de 2009, de $8,30\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ próximo aos tanques-rede em março de 2008 e de $7,61\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ próximo à barragem em janeiro de 2009. O número de células correspondentes a esses períodos foram, respectivamente $17.207\text{cel}.\text{mL}^{-1}$, $9.056\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ e $8.302\text{cel}.\text{mL}^{-1}$. Outras espécies de cianobactérias coexistiram no ambiente alternando-se em dominância, *Pseudanabaena limnetica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanocapsa incerta*, *Dolichospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis sp.* (Fig. 3). Sete das oito espécies de cianobactérias predominantes são potencialmente produtoras de toxinas.

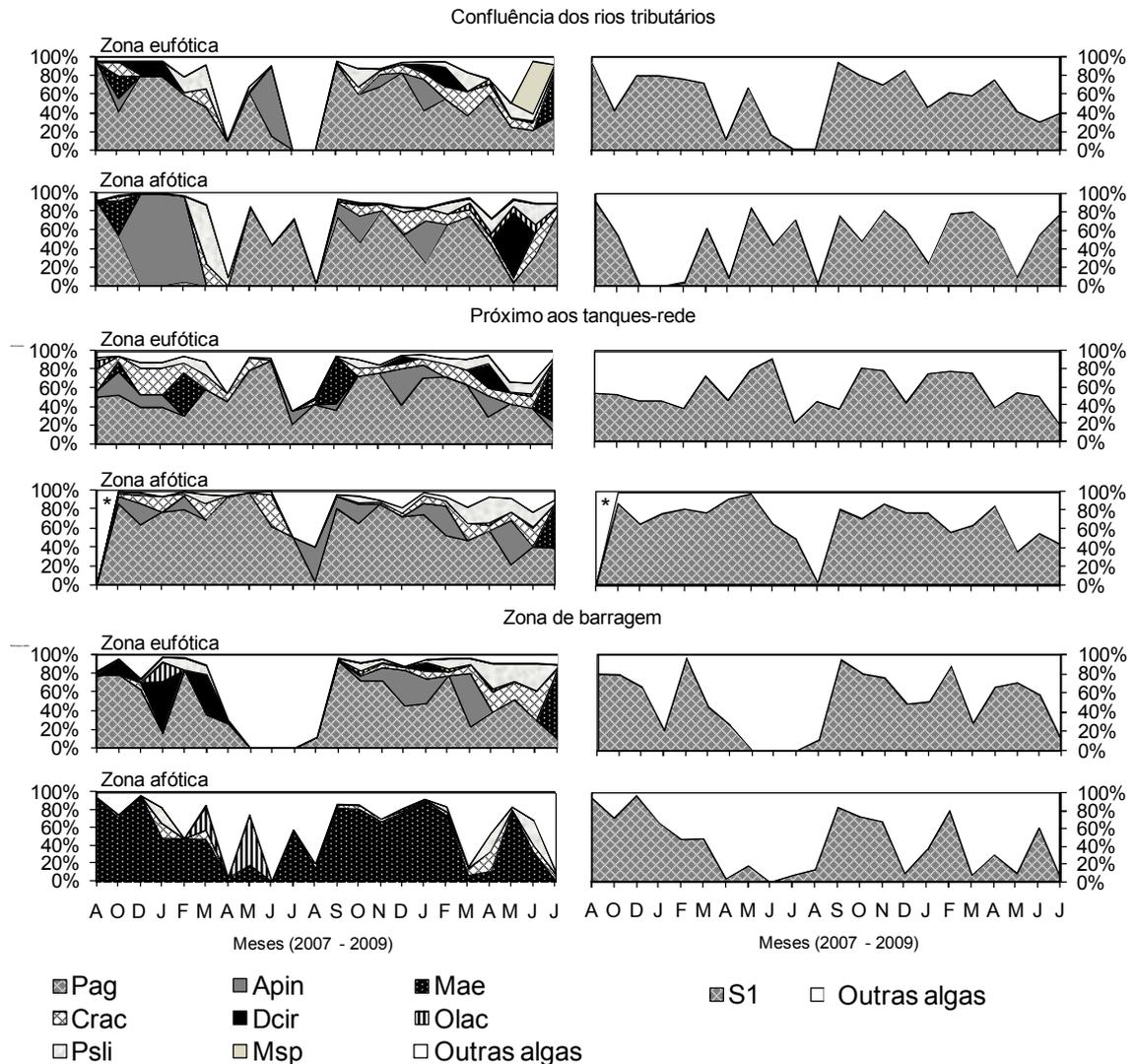
A análise da toxicidade revelou presença de microcistina-LR na água do reservatório. As maiores concentrações ocorreram nas florações dos meses de estiagem (agosto de 2007 a fevereiro de 2008 e de setembro de 2008 a janeiro de 2009). Valores máximos de $27,29\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ e $20,83\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ foram identificados em dezembro de 2007 e janeiro de 2008, respectivamente (Fig. 2b). Nesses meses, as densidades celulares de cianobactérias estavam respectivamente entre 1.770 e $2.765\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ em PC; 24.589 e $38.843\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ em PT e 2.622 e $3.936\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ em PB. As florações próximas aos tanques-rede foram compostas principalmente por *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena limnetica*. Na confluência dos rios tributários e próximo à barragem as espécies *Planktothrix agardhii* e *Dolichospermum circinalis*, dominaram (Fig. 3). Altas concentrações de microcistina-LR ($13,82\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$), também foram registradas em setembro de 2008, mês em que as densidades de cianobactérias apresentavam valores de $33,616\text{cel}.\text{mL}^{-1}$. Florações compostas por *Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix agardhii* ocorreram, principalmente próximo aos tanques de piscicultura (PT). Os meses de fevereiro/2008, fevereiro/2009 e março/2009, apresentaram as maiores densidades de cianobactérias ($143.663\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ - PT; $108.379\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ - PC e $43.019\text{cel}.\text{mL}^{-1}$ - PB, respectivamente), contudo presença de microcistina-LR foi registrada apenas em fevereiro e março de 2009, respectivamente $6,61\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ e $4,84\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$.

Figura 2 - Variação na biomassa da comunidade de cianobactérias e outras algas planctônicas ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) (a) e níveis de microcistinas-LR ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) (b) detectadas na água do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, durante o período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: nd= não determinado pelo método adotado; * Coleta não realizada e ↓ Meses com amostras insuficiente para mensuração de microcistinas-LR.



Fonte: Dados da pesquisa

Figura 3 - Biomassa relativa (%) das principais espécies de cianobactérias e dos grupos funcionais S1 e outros, na zona eufótica e afótica dos pontos de confluência dos rios tributários, próximo aos tanques-rede e próximo a barragem (PB) do reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. * Coleta não realizada.



Fonte: Dados da pesquisa

Análises de regressões múltiplas mostraram que a elevada temperatura da água, o pH básico e a baixa razão $Z_{eu}:Z_{mis}$ foram os fatores que mais contribuíram para o aumento na biomassa total fitoplanctônica e conseqüentemente na dominância das cianobactérias, especialmente as espécies filamentosas: *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Tabela 1). Durante o estudo, a água do reservatório apresentou temperaturas entre

24°C e 32°C, pH básico ($Z_{eu}=8,6\pm0,74$ -PC; $8,7\pm0,66$ -PT; $8,6\pm0,62$ -PB e $Z_{af}=7,8\pm0,57$ -PC; $8,5\pm0,67$ -PT; $7,7\pm0,65$ -PB), Z_{eu} reduzida ($0,6\pm0,24$ -PC; $1,68\pm0,64$ -PT; $1,81\pm0,74$ -PB) e razão $Z_{eu}:Z_{mis} < 1$ (máximo de 0,5m, próximo ao tanques-rede em junho de 2009) (Tabela 2).

A biomassa das cianobactérias esteve negativamente associada com a precipitação pluviométrica (Tabela 1). Redução na contribuição relativa das cianobactérias e conseqüente aumento na biomassa de outras espécies, entre essas *Peridinium umbunatum*, *Chlamydomonas* sp., *Botryococcus brauni*, *Aulacoseira granulata* e *Closterium* sp. ocorreram durante a estação chuvosa, entre março-agosto de 2008 e fevereiro-julho de 2009 (Fig. 3). As precipitações registradas influenciaram o volume de água do reservatório, que transbordou em alguns meses (de março a maio de 2008 e de maio a julho de 2009), representando um distúrbio importante na “quebra” de dominância de cianobactérias, reduzindo a biomassa em até 80%.

Nenhuma relação significativa ocorreu entre as cianobactérias, e os nutrientes dissolvidos inorgânicos (NID e PSR), incluindo as razões NID:PSR. Relações com os nutrientes e suas razões, foram registradas apenas com duas espécies: *Pseudanabaena limnetica*, positivamente relacionada com a razão NID:PSR e *Oscillatoria lacustre*, relacionada negativamente com nitrogênio inorgânico dissolvido e positivamente com o fósforo reativo solúvel e com a razão NID:PSR (Tabela 1). Na maioria dos meses (exceção julho de 2009) o reservatório esteve eutrofizado (IET de $61,2\pm5,1$ - PC; $62,5\pm5,4$ - PT; $60,7\pm6,6$ -PB), com concentrações elevadas de PSR e NID. Ambos os nutrientes apresentaram maiores concentrações na zona afótica (Tabela 2), onde a liberação de nutrientes na coluna de água pode também ocorrer a partir da ressuspensão dos sedimentos.

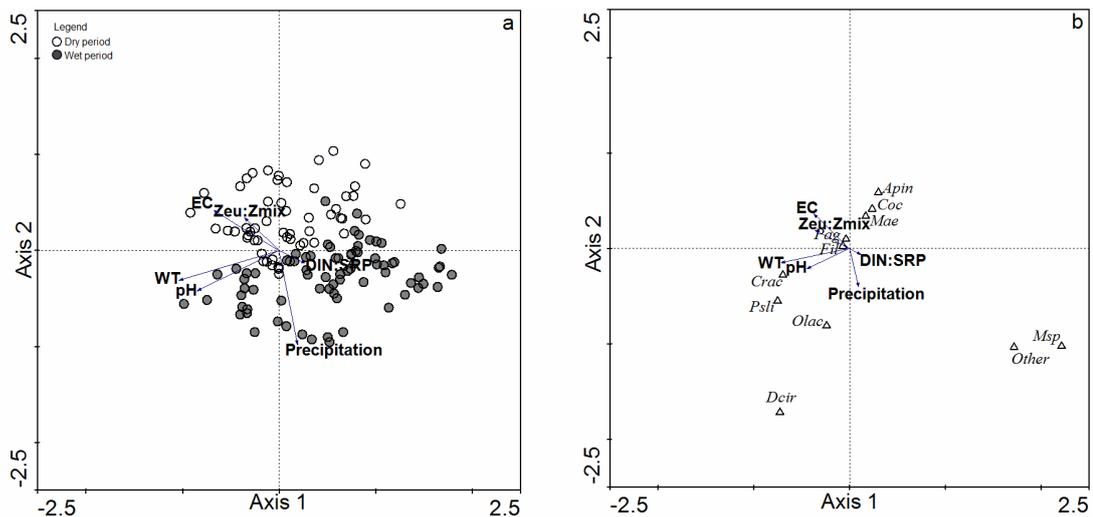
As regressões múltiplas das concentrações de microcistina-LR evidenciaram relação significativa negativa apenas com a variável Z_{eu} , salientando-se a ocorrência das maiores concentrações de microcistina-LR em meses de águas mais turvas, com zona eufótica reduzida, condições compatíveis principalmente com os meses de estiagem.

A análise de correspondência canônica (Fig.4) também confirmou a relação entre as variáveis ambientais e as biomassas de cianobactérias. O teste de Monte Carlo foi significativo ($p < 0,01$), demonstrando que não houve ordenação ao acaso. Para os dois primeiros eixos da ACC, os autovalores foram da ordem de 0,055 e 0,034, respectivamente e as correlações de Pearson entre ambiente-espécies foram 0,531 e 0,436, respectivamente.

Precipitação pluviométrica, temperatura da água, pH e condutividade elétrica foram as variáveis mais importantes na ordenação dos eixos 1 e 2 e contribuíram para explicar a variação no padrão de distribuição das cianobactérias. O primeiro eixo separa, no lado negativo, os meses mais quentes (temperatura $> 28,0^{\circ}\text{C}$), o pH básico (pH $> 8,5$) e com maiores valores de condutividade elétrica (condutividade elétrica $> 700\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Nessas condições as cianobactérias filamentosas apresentaram melhor desenvolvimento, principalmente as espécies *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena limnetica*. No lado positivo, localizaram-se os meses de temperaturas mais amenas e maior razão NID:PSR. A contribuição de *Microcystis* sp e de outras espécies fitoplanctônicas como *Aulacoseira granulata* foi maior nesse período.

O segundo eixo separou, no lado negativo, os meses chuvosos com menores valores de condutividade elétrica e razão $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$ maior. Nesses meses ocorreram aumento na biomassa de *Dolichospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre* e *Microcystis* sp., além do aparecimento e dominância de espécies pertencentes a outros grupos fitoplanctônicos, como *Botryococcus braunii* (Fig. 3). No lado positivo situaram-se os meses de estiagem, quando os valores de condutividade elétrica foram mais elevados e a razão $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$ foi menor. Nessa condição, o reservatório foi dominado por *Planktothrix agardhii*, e algumas espécies cocóides, como *Aphanocapsa incerta* e *Microcystis aeruginosa*.

Figura 4 - Ordenação da ACC entre as principais associações algais e as variáveis abióticas significativas no reservatório Argemiro de Figueiredo-Paraíba/Brasil, no período de agosto de 2007 a julho de 2009. Legenda: WT= temperatura da água; $Z_{eu}:Z_{mix}$ =razão zona eufótica e zona de mistura; EC=condutividade elétrica; DIN:SRP=razão nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo; Apin=*Aphanocapsa incerta*; Crac= *Cylindrospermopsis raciborskii*; Dcir= *Dolicospermum circinalis*; Mae= *Microcystis aeruginosa*; Msp= *Microcystis sp.*; Olac= *Oscillatoria lacustre*; Plag= *Planktothrix agardhii*; Psli= *Pseudanabaena limnetica*; Other=Outras.



Fonte: Dados da pesquisa

Discussão

A comunidade fitoplanctônica é influenciada por fatores ambientais e segundo Reynolds, Padisák e Sommer (1993), muitos desses fatores podem agir em conjunto selecionando grupos sazonais de espécies que compartilham recursos ecológicos similares. No reservatório Argemiro de Figueiredo, o elevado grau de eutrofização, as altas temperaturas da água, o pH básico e a pouca disponibilidade de luz subaquática juntamente com as condições adaptativas das espécies justificam a dominância e persistência das cianobactérias no ambiente. Além disso, esses organismos dependem intensamente de condições ambientais regulares (PADISÁK; REYNOLDS, 1998), presentes também no ambiente em estudo, dada a baixa variabilidade temporal e espacial das características físicas e químicas da água. A sazonalidade pouco acentuada nos trópicos pode aumentar a probabilidade de florações de cianobactérias por períodos mais longos (HUSZAR et al., 2000). Longo tempo de retenção hidráulica causa maior estabilidade física nos reservatórios e

contribui para a dominância de populações de cianobactérias (VICENTE, 1989; KWANG-GUK; JONES, 2000).

O principal distúrbio relacionado com as mudanças na composição e biomassa das cianobactérias esteve diretamente associado a fatores físicos. O aumento das chuvas na região nos meses de março a agosto de 2008 e fevereiro a julho de 2009, com a conseqüente redução do tempo de permanência da água seguido de transbordamento no reservatório diminuiu significativamente a biomassa das cianobactérias, entre os dois períodos sazonais e permitiu o estabelecimento de espécies fitoplanctônicas oportunistas de outras classes, que alcançaram status de dominância e/ou coexistência em alguns meses do ano. Esse comportamento é citado por vários autores que estudaram ambientes aquáticos do semiárido brasileiro. Chellapa e Costa (2003) e Chellapa, Borba e Rocha (2008b), estudando a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios Gargalheiras e Cruzeta, ambos no estado do Rio Grande do Norte, observaram mudança na dominância das cianobactérias por clorófitas durante o período chuvoso. Para Chellapa, Borba e Rocha (2008b), as chuvas interferem nos processos ecológicos dos ecossistemas tropicais, pois através da contribuição de nutrientes e materiais em suspensão, a penetração da luz é reduzida e as condições químicas e de mistura da água, desencadeiam um processo de sucessão. Talling (1987) destaca que em ambientes tropicais as variações da radiação solar e da temperatura da água são relativamente pequenas ao longo do ano, mas os padrões sazonais das comunidades fitoplanctônicas não são negligenciáveis.

A sinergia entre os fatores ambientais mencionados explica melhor a variabilidade temporal das cianobactérias, e justifica, principalmente, a intensa dominância de espécies filamentosas pertencentes à associação S1, predominantes em ambientes, eutróficos e com reduzida disponibilidade de luz subaquática (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). Espécies de cianobactérias cocóides coexistiram com as filamentosas, porém com menores biomassas. A maioria dos táxons dominantes no reservatório Argemiro de Figueiredo são considerados R estrategistas e apresentam características ecológicas e fisiológicas semelhantes tais como: tamanho celular grande, capacidade de regular a flutuabilidade ao longo da coluna de água e de produzir toxinas. Em relação às espécies filamentosas, estudos realizados em lagos temperados indicam que a dominância dessas cianobactérias é um estado estável

alternativo das comunidades fitoplanctônicas, uma vez que elas toleram baixa luminosidade e aumentam a turbidez da água, favorecendo suas próprias vantagens competitivas (SCHEFFER et al., 1997). Além disso, o alto tempo de residência da água principalmente em períodos de estiagem aumenta a probabilidade de ocorrer dominância de cianobactérias filamentosas no ambiente (SCHEFFER, 1998). Sendo estas condições ambientais características de reservatórios do semiárido brasileiro, onde se inclui o reservatório Argemiro de Figueiredo, é, portanto, uma consequência o favorecimento da ocorrência de florações de cianobactérias filamentosas, muitas delas com potencial toxigênico (BOUVY et al., 1999; COSTA et al., 2006; PANOSSO et al., 2007). A espécie dominante *Planktothrix agardhii*, como esperado, foi associada às altas temperaturas da água, ao pH básico e à baixa disponibilidade de luz. Porém, as condições de luz e pH encontradas no reservatório sob estudo podem ter sido mais uma consequência das florações de cianobactérias do que propriamente a causa desses florescimentos. Chama a atenção o fato de não ter sido registrada nenhuma relação significativa entre *Planktothrix agardhii*, os nutrientes inorgânicos dissolvidos (NID e PSR) e as razões NID:PSR. A eutrofização permanente do reservatório gerou condições para que a disponibilidade de nutrientes não tenha sido fator limitante ou regulador da distribuição de cianobactérias no ambiente.

As altas concentrações de microcistina-LR em vários meses coincidem com períodos em que o reservatório apresenta dominância de *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena limnetica*. Essas espécies são também potencialmente produtoras de hepatotoxinas (CHORUS; BARTRAM, 1999); por sua vez, *Planktothrix agardhii* em especial contém maior conteúdo de microcistina por biomassa que *Microcystis* spp. (FASTNER et al., 1999).

O número de florações de cianobactérias tóxicas tem aumentado em todo o mundo (HUDNELL; DORTCH, 2008), incluindo reservatórios destinados ao abastecimento público (CHELLAPPA; COSTA, 2003; BLÁHA et al., 2010). Esta situação é uma séria ameaça à saúde pública, pois a exposição prolongada a microcistinas pode ser causa de maior incidência de câncer hepático (CHORUS; BARTRAN, 1999). Exposição da população a toxinas acumuladas na musculatura de peixes, por exemplo, também deve ser considerada (MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001), principalmente em reservatórios eutrofizados onde é desenvolvida atividade de piscicultura intensiva.

Embora seja evidente o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas, as causas que influenciam o desenvolvimento de cepas tóxicas e não tóxicas ainda são mal compreendidas (DAVIS et al., 2009). Estudos revelaram que a produção de microcistina também pode variar dentro de uma gama de diversos fatores ambientais como concentração de nutrientes, luz e temperatura da água (WATANABE; OISHI, 1985, SIVONEN, 1990, WIEDNER et al, 2003). No reservatório Argemiro de Figueiredo foi constatado que as maiores concentrações de microcistina-LR ocorreram em meses de estiagem, quando a Z_{eu} foi baixa. Tais resultados diferem dos encontrados por Pawlik-Skowrońska, Pirszer e Kornijów (2008). Esses autores estudando a variação espacial e temporal das concentrações de microcistinas durante florações perenes de *Planktothrix agardhii* em um lago polonês hipereutrófico descobriu que as concentrações de microcistinas foram maiores quando a disponibilidade de luz na água aumentou. Para os autores, as altas intensidades de luz causam aumento na produção de algumas variantes de microcistinas, especialmente da microcistina-LR, considerada mais tóxica que outras variantes.

No reservatório Argemiro de Figueiredo, as densidades de cianobactérias foram elevadas e preocupantes principalmente por se tratar de um reservatório destinado ao abastecimento público. Em alguns meses os valores encontrados (máximos de $143.663 \text{ cel.mL}^{-1}$ na zona eufótica e $102.802 \text{ cel.mL}^{-1}$ na zona afótica) excederam os limites recomendados pela resolução CONAMA n° 357/2005 para corpos de água enquadrados na classe II (máximo de $50.000 \text{ células.mL}^{-1}$), destinados entre outros fins ao abastecimento humano após tratamento convencional. Outra importante norma brasileira na vigilância da qualidade da água para abastecimento é a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (MS), que informa a necessidade de um monitoramento semanal sempre que o número de cianobactérias presentes no ambiente exceder $10.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ ou $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume. Durante o estudo a biomassa algal apresentou valores de $28,42 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, com uma contribuição de cianobactérias $\geq 90\%$. Isto mostra a necessidade contínua de um monitoramento nesse reservatório afim de proteger a população dos possíveis riscos causados por essas florações.

As tendências reveladas neste estudo indicaram que em reservatórios de regiões semiáridas, a alta disponibilidade de nutrientes, aliada às condições ambientais constantes, favorecem a dominância de cianobactérias tóxicas.

Entretanto, as variações na biomassa e no padrão de substituição das espécies fitoplanctônicas parecem estar relacionadas aos ciclos de seca e de chuva e a uma série de interações entre o ambiente e as espécies. Nessas regiões, onde a grande maioria dos reservatórios é destinado ao abastecimento humano, a dominância de cianobactérias e a presença de microcistinas na água representam uma ameaça frequente à saúde humana e à biota em geral, com conseqüências difíceis de avaliar e que exigem medidas de controle e ações de manejo do reservatório e de sua bacia hidrográfica.

Referências

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington DC: American Public Health Association Publications, 1998.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde pública. **Medicina On Line**, v.1, Ano 1, n. 3. Jul/Ago/Set. 1998. Disponível em: <http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm>. Acesso em: 20/06/2011.

BLÁHA, L.; BLÁHOVÁ, L.; KOHOUTEK, J.; ADAMOVSKÝ, O.; BABICA, P.; MARŠÁLEK, B. Temporal and spatial variability of cyanobacterial toxins microcystins in three interconnected freshwater reservoirs. **J. Serb. Chem. Soc.**, v. 75, n. 9, p. 1303–1312, 2010.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BECKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquat. Microb. Ecol.**, v. 20, n.3, p. 285-297, 1999.

BRASIL. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

BRASIL. **Portaria nº 518 de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seus padrões de potabilidade, e dá outras providências. Ministério da Saúde. Brasília, DF, 2004. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acesso em 10 jan. 2011.

CARMICHAEL, W. W. Liver failure and human deaths at a haemodialysis centre in Brazil: microcystins as a major contributing factor. **Harmful Algae News**, n. 15, p. 11, 1996.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast. **Brazil. Braz arch biol technol.**, v. 51, n. 4, p. 833-84, 2008a.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 68. n. 3, p. 477-494, 2008b.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecol.**, n. 24, p. S3-S10, 2003.

CHORUS, I.; J. BARTRAM. **Toxic cyanobacteria in water-a guide to their public health consequences, monitoring and management.** London: WHO, Spon Press, 1999.

COLE, G. **Textbook of limnology.** 4th ed. Illinois: Waveland Press, 1994.

COSTA, I. A.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R. COSTA SM, CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Braz. J. Biol.**, v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecol Bras.**, v. 13, n. 2, p. 382-401, 2009.

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDANETO, J. D. T.; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Bot. Brasil.**, v. 22, n. 4, p. 970-982, 2008.

DAVIS, T. W.; BERRY, D. L.; BOYER, G. L.; GOBLER, C. J. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. **Harmful Algae**, n. 8, p. 715-725, 2009.

FASTNER, J.; NEUMANN, U.; WIRSING, B.; WECKESSER, J.; WIEDNER, C.; NIXDORF, B.; CHORUS, I. Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German freshwater bodies. **Environ. Toxicol.**, n. 14, p.13-22, 1999.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. D. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e conseqüências das florações. **Oecol. Bras.**, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2009.

FIGUEREDO, C.C.; GIANI, A. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Limnologica**, n. 39, p. 264-272, 2009.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific, IBP Handbook, 1978.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, n. 35, p. 403-424, 1999.

HUDNELL, K. H.; DORTCH, Q. **A synopsis of research needs identified at the interagency, International symposium on cyanobacterial harmful algal blooms (ISOC-HAB)**. In: KENNETH HUDNELL, H. (Org.). Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. New York: Advances in Experimental Medicine and Biology, 2008. p. 17-43.

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

JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E.; OLRİK, K.; KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on a shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 51, n. 8, p. 1692-1699, 1994.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, B. C.; MELO FILHO, D. A.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New Engl J Med.**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.

KWANG-GUK, A.; JONES, J. R. Factors regulating bluegreen dominance in a reservoir directly influenced by the Asian monsoon. **Hydrobiologia**, n. 432, p. 37-48, 2000.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios Y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LUND, J. W. G; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiologia**, n.11, p.143-170, 1958.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v. 39, n.7, p. 1077-1085, 2001.

MERILUOTO, J.; SPOOF, L. **Solid phase extraction of microcystins in water simples. TOXIC European Project “Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxins Analysis”**. Finland: Abo Akademi University, 2005.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W.; ARRUDA-NETO, J. D. T. Phytoplanktonic Associations: A Tool to Understand Dominance Events in a Tropical Brazilian Reservoir. **Acta Bot. Brasil.**, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, n. 621, p. 1-19, 2009.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to cyanoprokaryotes. **Hydrobiologia**, n. 384, p. 41-53, 1998.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PAWLIK-SKOWROŃSKA, B.; PIRSZEL, J.; KORNIJÓW, R. Spatial and temporal variation in microcystin concentrations during perennial bloom of *Planktothrix agardhii* in a hypertrophic lake. **Ann. Limnol. - Int. J. Lim.**, v. 44, n. 2, p. 145-150, 2008.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C.S.; PADISÁK, J.; SOMMER, U. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and maintenance of species diversity: a synthesis. **Hydrobiologia**, n. 249, p.183-188, 1993.

ROS, J. **Práticas de ecologia**. Barcelona: Editorial Omega, 1979.

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. 1th ed. London: Kluwer Academic Publishers, 1998.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR L. R.; VAN NES, E. H. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology**, v. 78, n. 1, p. 272-282, 1997.

SIVONEN, K. Effect of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, n. 9, p. 2658-2666, 1990.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **J. Plankton Res.**, v. 25, n. 11, p. 1331-1346, 2003.

TALLING, J. F. The phytoplankton of Lake Victoria (East Africa). **Arch. Hydrobiol.**, v. 25, p. 229–256, 1987.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. New York: Microcomputer Power, Ithaca, 2002.

TOLEDO, J. R., AP, TALARICO, M, CHINEZ SJ, AGUDO EG. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú: ABES,1983. p. 1-34.

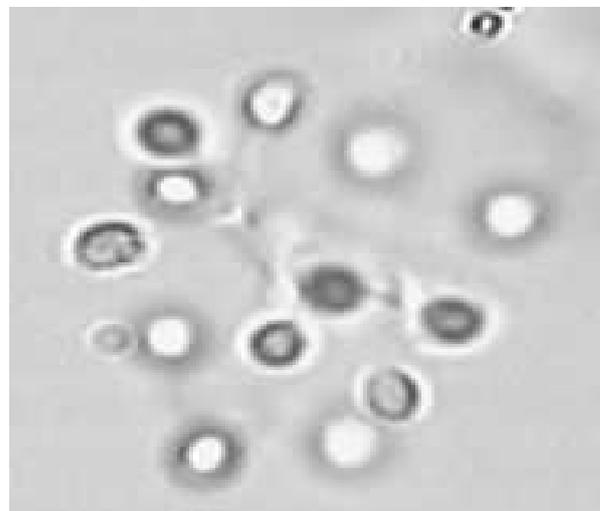
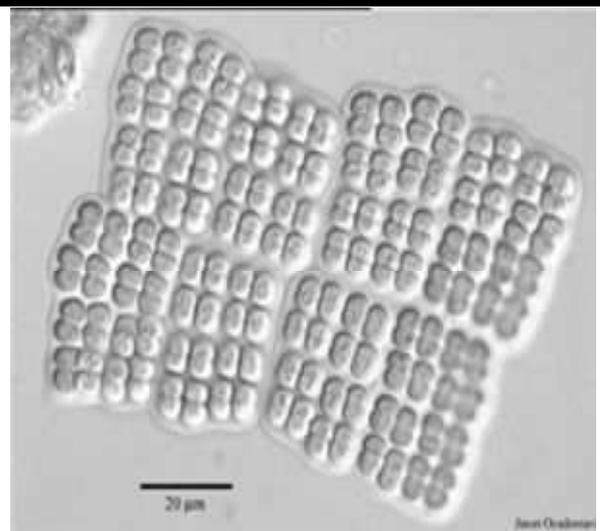
UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.** n. 9, p. 1-38, 1958.

VINCENT, W. F. Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: review and synthesis. **Arch. Hydrobiol. Beih.**, v. 32, p. 239–254, 1989.

WATANABE, M. F.; OISHI, S. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 49, n. 5, p. 1342-1344, 1985.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analysis**. 3rd ed. New York: Springer-Verlag, 2000.

WIEDNER, C.; VISSER, P. M.; FASTNER, J.; METCALF, J. S.; CODD, G. A.; MUR, L. R. Effects of light on the microcystin content of *Microcystis* strain PCC 7806. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 3, p. 1475-1481, 2003.



Considerações Finais

Considerações Finais

O estudo realizado no reservatório Argemiro de Figueiredo possibilitou o entendimento de possíveis relações ecológicas que influenciam e determinam a estrutura do fitoplâncton em reservatórios eutróficos de regiões semiáridas, especialmente das cianobactérias. As análises permitiram identificar no reservatório forças naturais e antropogênicas capazes de direcionar a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

Em síntese, o reservatório apresentou zona eufótica reduzida, águas mornas e alcalinas, com elevadas concentrações de nutrientes. Esses fatores juntamente com as condições climáticas regionais tais como temperaturas do ar e da água elevadas, insolação e baixa pluviosidade em alguns meses do ano, ofereceram condições ideais para o estabelecimento de alta biomassa fitoplanctônica, constituídas na maior parte por cianobactérias filamentosas, R estrategistas, com altas medidas de MDL ($\geq 21\mu\text{m}$) e volume celular ($\geq 10^3\mu\text{m}^3$), pertencentes aos grupos funcionais S1, Sn, H1 e MP. Esses grupos contemplam espécies bem adaptadas a ambientes eutróficos, com baixa luminosidade e águas mornas. A redução na biomassa e na dominância das cianobactérias ocorreu nos meses chuvosos, quando o tempo de residência da água diminuiu, e houve perda de biomassa durante o transbordamento do reservatório. Nessas condições espécies coloniais não flageladas (S estrategistas) e unicelulares flageladas (C e S estrategistas) e não flageladas (R estrategistas) se estabeleceram, contribuindo para aumentar a biomassa dos grupos: F, P, Lo e X2, típicos de ambientes meso-eutróficos. Pode-se considerar então, que os períodos de seca, chuva e o conseqüente transbordamento do reservatório apresentaram forte influência na composição fitoplanctônica e na biomassa algal, atuando como principal fonte perturbadora dos processos ecológicos em escala temporal.

O uso dos grupos funcionais, dos atributos ecológicos e morfológicos constituíram ferramentas eficazes para a predição e síntese das relações entre ambiente e espécies e para avaliar a saúde ecológica do sistema. As análises multivariadas também forneceram indícios dos padrões de variabilidade temporal

das variáveis abióticas e componentes biológicos, bem como da interação com os fatores do clima e da bacia hidrográfica, fundamentais para o entendimento do funcionamento desse reservatório representativo do trópico semiárido.

Das treze espécies dominantes identificadas no reservatório, oito são cianobactérias e destas, sete são potencialmente tóxicas. Isto significa que grande parte da população de cianobactérias pode produzir toxinas dependendo de suas especificidades genéticas, fisiológicas e das condições ambientais do sistema. Durante o estudo, formação de florações tóxicas com produção de microcistina-LR foi identificada, com valores de até $27,29\mu\text{g.L}^{-1}$. Tal fato alerta para possíveis riscos à saúde pública visto que esse reservatório é utilizado para o abastecimento humano e atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede.

A atividade de piscicultura intensiva desenvolvida no reservatório funcionou como um importante fator de perturbação antropogênica, pois espacialmente, os maiores valores de biomassa ocorreram nas proximidades dos tanques de piscicultura, havendo também interferência na composição das espécies fitoplanctônicas locais, com dominância constante de cianobactérias próximo aos tanques-rede. Assim faz-se necessário a adoção de medidas de prevenção e controle da eutrofização do reservatório com o objetivo de reduzir drasticamente o número de células de cianobactérias no ambiente.

As informações limnológicas aqui levantadas podem contribuir para a implantação de medidas de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente em regiões semiáridas, servindo de base para subsidiar instrumentos de gestão de recursos hídricos, como por exemplo, a outorga de direito de uso da água, especialmente a outorga para piscicultura intensiva. O conhecimento sobre o funcionamento desse corpo hídrico permite ampliar e melhorar a base de informações adotadas em modelos de capacidade suporte destinados à liberação de outorga para piscicultura intensiva. O entendimento de algumas premissas adotadas por esses modelos ajuda a minimizar os impactos que essa atividade causa ao corpo hídrico.

Salienta-se ainda que os dados qualitativos e quantitativos referentes às cianobactérias e cianotoxinas aqui encontrados, servem para subsidiar ações de gerenciamento relacionadas à saúde pública e que o estudo sobre o comportamento

das variáveis limnológicas frente ao regime climático regional permitiu entender temporalmente a dinâmica aquática desse ambiente e essas informações contribuem para o desenvolvimento de modelos de simulação temporal, capazes de melhor representar a realidade regional, minimizando assim algumas limitações dos modelos atualmente adotados por órgãos responsáveis pela gestão dos recursos hídricos na esfera estadual e federal.

Referências Bibliográficas

AESA-AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. GEO-PORTAL. Disponível em: <<http://geo.aesa.pb.gov.br/download.phtml>>. Acesso em 11 de outubro de 2009.

AESA - AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br>>. Acesso em 10 de dezembro de 2008.

ARRUDA, P. C. **Comunidade fitoplanctônica e codeterminantes limnológicos no diagnóstico da eutrofização e capacidade suporte do reservatório, Paraíba-Brasil**. 2009. 77p. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

BARBOSA, J.E.L.; MENDES, J.S. Estrutura da comunidade fitoplânctônica e aspectos físicos e químicos das águas do reservatório de Acauã-semiárido paraibano. In: Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia, 10., 2005, Salvador. **Anais...** Salvador: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2005. p. 339-360.

BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; HUSZAR, V. L. M. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 2, p. 285-293, 2009.

BICUDO, C. E. M.; RAMIREZ, J. J.; TUCCI, A.; BICUDO, D. C. **Dinâmica de populações em ambiente eutrofizado: o lago das Garças**. In: HENRY, R. (Org.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. São Paulo: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p. 451-499.

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

BRITO, W. O. de. **Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos na piscicultura: o caso do reservatório Acauã-PB**. 2008. 146p. Dissertação de mestrado (Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 72, p. 445-459, 1992.

CARMICHAEL, W. W. **Toxic microcystis and the environment**. In: WATANABE, M. F., K. HARADA, W. W. CARMICHAEL; H. FUJIKI (Org.). Toxic microcystis: New York; London; Tokyo: Boca Raton; CRC Press, p. 1-12, 1996.

ÇELİK, K.; ONGUN, T. Spatial and temporal dynamics of the steady-state phytoplankton assemblages in a temperate shallow hypertrophic lake (Lake Manyas, Turkey). **Limnology**, v. 9, n. 2, p. 115–123, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecol.**, n. 24, p. S3-S10, 2003.

CHORUS, I.; J. BARTRAM. **Toxic cyanobacteria in water-a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: WHO, Spon Press, 1999.

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDA-NETO, J. D. T.; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Bot. Brasil.**, v. 22, n. 4, p. 970-982, 2008.

DAVIS, T. W.; BERRY, D. L.; BOYER, G. L.; GOBLER, C. J. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. **Harmful Algae**, n. 8, p. 715-725, 2009.

DEJENIE, T.; ASMELASH, T.; DE MEESTER, L.; MULUGETA, A.; GEBREKIDAN, A.; RISCH, S.; PALS, E.; VAN DER GUCHT, K.; VYVERMAN, W.; NYSSSEN, J.; DECKERS, J.; DECLERCK, S. Limnological and ecological characteristics of tropical highland reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia. **Hydrobiologia**, n. 610, p. 193–209, 2008.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, n. 600, p. 267-282, 2008.

GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169-1194, 1977.

GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: John Wiley & Sons, 1979. 203p.

HARRIS, G. P. **Phytoplankton Ecology. Structure, Function and Fluctuation**. London: Chapman & Hall, 1986.

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

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2007. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 12 de novembro de 2007.

KHAN, F.; ANSARI, A. Eutrophication: an ecological vision. **The Botanical Review**, v. 71, n. 4, p. 449–482, 2005.

KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9. p. 901-912, 2002.

LE QUÉRÉ, C.; HARRISON, S. P.; PRENTICE, I. C.; BUITENHUIS, E. T.; AUMONT, O.; BOPP, L.; CLAUSTRE, H.; DA CUNHA, L. C.; GEIDER, R.; GIRAUD, X.; KLAAS, C.; KOHFELD, K. E.; LEGENDRE, L.; MANIZZA, M.; PLATT, T.; RIVKIN, R. B.; SATHYENDRANATH, S.; UITZ, J.; WATSON, A. J.; WOLF-GLADROW, D. Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. **Global Change Biology**, v. 11, p. 2016 – 2040, 2005.

LINS, R. P. **Limnologia da barragem de Acauã e codeterminantes socioeconômicos de seu entorno: uma nova interação do limnólogo com sua unidade de estudo**. 2006. 135p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2006.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annu.Rev. Ecol. Evol. Syst.**, n. 39, p. 615–639, 2008.

LUNA, B.J. C. **Características espaço-temporais do sistema do açude Acauã e seu atual índice de estado trófico**. 2008. 118p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2008.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v. 39, n.7, p. 1077-1085, 2001.

MARENCO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C.O.; PAZ, V. P. S. (Org.). Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 384-422.

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

MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, n. 153, p. 443-468, 2002.

MCINTYRE, S., S. DIAZ, S. LAVOREL & W. CRAMER, 1999. Plant functional types and disturbance dynamics response in herbaceous vegetation. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 604–607.

MELO, A. T.; RODRIGUEZ, J. L. Mapa do Estado da Paraíba. **Paraíba: desenvolvimento econômico e a questão Ambiental**. João Pessoa: Grafsete, 2004.

MOLICA, R. J. R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecol. Bras.**, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W.; ARRUDA-NETO, J. D. T. Phytoplanktonic Associations: A Tool to Understand Dominance Events in a Tropical Brazilian Reservoir. **Acta Bot. Brasil.**, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007.

NASELLI-FLORES, L. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. **Hydrobiologia**, n. 506-509, p. 13-21, 2003.

ONO, E. A.; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. 2.ed. Jundiaí: F. Kubitza, 1999. 68p.

ONO, E. A.; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. 3.ed. Jundiaí: E. Ono, 2003. 112p.

PADISÁK, J.; BORICS, G.; FEHÉR, G.; GRIGORSZKY, I.; OLDAL, I.; SCHMIDT, A.; ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. **Hydrobiologia**, n. 502, p. 157-168, 2003.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, n. 621, p. 1-19, 2009.

PAERL, H. W.; HALL, N. S.; CALANDRINO, E. S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, vol. 409 p. 1739-1745, 2011.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PARAÍBA (Estado). **Governo lança novo programa de piscicultura**. Disponível em: <<http://www.paraiba.pb.gov.br>>. Acesso em: 15 dez. 2007.

PARAÍBA (Estado). Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais da Paraíba - SEMARH. **Plano Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba-PERH-PB**. Resumo Executivo e Atlas. João Pessoa, 2006.

PARAÍBA (Estado). Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais da Paraíba - SEMARH. **Relatório de Impacto Ambiental da Barragem de Acauã**. Volume III. IBI-Engenharia Consultiva LTDA, 1999.

PIANKA, E. R. On R and K selection. **The American Naturalist**, v. 104, n. 951, p. 592-597, 1977.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, C. S. **Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton**. In: SANDGREEN, C. D. (Org.). Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 388-433.

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

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

REYNOLDS, C. S. **Vegetation in the pelagic: a model for ecosystem theory**. In: KINNE, O. (Org.). Excellence in Ecology. Germany: Ecology Institute, 1997. 371p.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

SALMASO, N. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. **Hydrobiologia**, n. 438, p. 43-63, 2000.

SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, n. 367, p. 139-152, 1998.

SCHEFFER, M. Alternative attractors of shallow lakes. **The Scientific Worlds**, v. 1, p. 254-263, 2001.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; HUISMAN, J.; WEISSING, F. J. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. **Hydrobiologia**, n. 491, p. 9-18, 2003.

SILVA, S. B. **Cobrança Pelo Lançamento de Efluentes: Simulação Para a Bacia do Rio Paraíba - PB**. .2006. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, 2006.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application**. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Org.). Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 565-597.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1ª ed. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 631p.

VOLLENWEIDER, R.A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Mem. 1st Ital. Idrobiol.**, n. 33, p. 53-83, 1976.

WEIHER, E.; KEDDY, P. A. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. **OIKOS**, v. 74, n. 1, p. 159-164, 1995.

WEITHOFF, G. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton-a new understanding of phytoplankton ecology?. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1669-1675, 2003.

WIEDNER, C.; RÜCKER, J.; BRÜGGEMANN, R.; NIXDORF, B. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. **Oecologia**, v. 152, n. 3, p. 473-484, 2007.

WORLD RESOURCES INSTITUTE - WRI. **Drylands, people, and ecosystem goods and services: A Web-Based Geospatial Analysis**. Robin P. White, Janet Nackoney (Org.), 2003. Disponível em: < <http://www.wri.org/publication/drylands-people-and-ecosystem-goods-and-services>>. Acesso em: 07 fev. 2011