

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL UFRGS

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS – IPH

**DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM UM BRAÇO DO
RESERVATÓRIO DA USINA HIDROELÉTRICA LUIZ EDUARDO MAGALHÃES E
SUAS IMPLICAÇÕES PARA O ABASTECIMENTO PÚBLICO DE PALMAS-TO**

JOSÉ ROBERTO LINS DA SILVA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: David da Motta Marques

Banca Examinadora

Dr. Fernando Antonio Jardim
Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis
Prof. Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior

Cia. de Saneamento de Minas Gerais - COPASA
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS

Porto Alegre, outubro de 2009

**DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM UM BRAÇO DO
RESERVATÓRIO DA USINA HIDROELÉTRICA LUIZ EDUARDO MAGALHÃES E
SUAS IMPLICAÇÕES PARA O ABASTECIMENTO PÚBLICO DE PALMAS-TO**

JOSÉ ROBERTO LINS DA SILVA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento
Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande
do Sul como requisito parcial para a obtenção do
título de Mestre em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental.

Banca Examinadora

Professor e orientador David da Motta Marques, PhD/DIC
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Dr. Fernando Antonio Jardim
Companhia de Saneamento de Minas Gerais – Laboratório Metropolitano

Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Prof. Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior, Dr.
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas

*Que o mel é doce é coisa de que me nego afirmar,
mas que parece doce eu afirmo plenamente"*

Raul Santos Seixas

AGRADECIMENTOS

Desde 2005 venho construindo esta obra com muito carinho e dedicação. Tive alguns obstáculos, como a perda de alguns dados, incapacidade de coletar amostras no ponto 1 devido à presença massiva de *Salvinia* sp., e um naufrágio em 2005. Nada demais, apenas pedras que juntei ao longo do caminho.

Muitos colaboraram direta e indiretamente, para este sucesso, em especial, agradeço ao prof. Dr. David da Motta Marques, por acreditar e depositar a sua confiança em mim, mesmo estando a mais de 2500km de distância. Sua sabedoria me proporcionou segurança para eu encaixar as peças deste quebra-cabeça. Também me sinto muito grato pelas sugestões de formatação, análises de PCA e revisão da dissertação dada pela Dra. Vanessa Becker. Sua participação deu uma nova roupagem à obra.

Ao presidente da Companhia de Saneamento do Tocantins - SANEATINS, Adriano Crossara Junior, por fomentar quase que na totalidade esta pesquisa. O uso do laboratório de Hidrobiologia, a liberação para assistir as aulas e realizar o estágio em Porto Alegre, foram apenas alguns benefícios que recebi. Agradeço em especial ao Dr. Waterloo Vieira da Fonseca, ex-presidente da Empresa, por sabiamente ter *startado* o monitoramento do reservatório da UHE em 2005, visando o abastecimento público. Em especial também a Dra. Maria Lúcia Vieira, por ter investido no laboratório e na minha pessoa. Ao meu ex-gerente José Deilton, por escolher os pontos monitorados comigo, e por não medir esforços na suplementação do laboratório.

A Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado do Tocantins, pelo apoio financeiro durante o curso.

A Dra. Liliana Naval, professora da UFT, por colaborar como parceira na revisão dos trabalhos publicados e no apoio antes e durante o curso.

Aos Doutores Luiz di Bernardo, prof. aposentado da USP, Ina de Souza Nogueira, prof. da UFG, Maria Teresa de Paiva Azevedo, Prof. aposentada do Instituto de Botânica de São Paulo, por terem enviado as cartas de recomendação.

Aos colegas e recém doutores, Tiago Finkler Ferreira e Carlos Ruberto Frago, pessoas simples e transparentes, que me ajudaram através de bons conselhos.

Aos meus colegas de curso pelo apoio nos conhecimentos de engenharia, que não são nada fáceis, mas que aprendi a gostar.

Aos professores da área de saneamento do IPH, que pacientemente, descarregaram semanalmente uma pequena alíquota de seus conhecimentos.

Ao Dr. Fernando Jardim, COPASA-MG, por ter ensinado a dar os primeiros pas iv neste mundo microscópico e temido das cianobactérias e cianotoxinas.

Aos meus gerentes e colegas Farm. Ivey Cunha e Eng. José Manoel por participarem diretamente da pesquisa e dos resultados, além de contribuir com os seus conhecimentos.

Aos técnicos, laboratoristas, estagiários, motoristas e os demais colaboradores da ETA 06, que contribuíram na logística das análises, principalmente, durante os estudos nictemerais, e em outros momentos também.

Aos meus irmãos: Humberto, Edivânia, Ivana e Mara, e aos meus sobrinhos: Isabela, Thiago, Pedro, Mateus, Vinícius, Youla, Eugênia, Isadora e Gabriela. Além dos meus cunhados: Reginaldo (*in memorian*), Josias, Idalina, Kilvio, Klelia e Kátia. Esta família é maravilhosa.

Aos primos Corombert Leão e família, por ter me proporcionado esta conquista indiretamente, e Ozeas Lins e família, pelos incentivos constantes.

Aos meus grandes amigos Nelson de Matos, Fernando do Vale, Pablo Gilson, Mairon Moreira, Pedro Ilami, Nibério Siqueira, Edivaldo Marinho, Luciano Silva, Marcos Vinícius (*In memorian*) e Ariel Nunes. Estes são verdadeiros irmãos.

Enfim, dedico esta obra a minha esposa e bióloga Juliana Girardello Kern, por tolerar a minha ausência nestes dois anos, e me incentivar durante toda a jornada. Obrigado de coração. Aos meus filhos Gustavo e Murilo Lins Kern, pela inocência em me atrapalhar nos momentos em que eu mais precisava de concentração. Vocês são demais.

Dedico também em especial aos meus pais Idílio e Iara. Ele, um mestre em carpintaria, ela, uma doutora em carinho, amor e dedicação. Aprendi a lição e hoje como pai sei o orgulho que devem sentir agora. Amo muito vocês.

Por fim, expresso meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que contribuíram de forma direta e indireta para o surgimento desta obra.

*Letras e números foram poucos que me ensinastes.
Na verdade nem precisei.
Mas o teu olhar em nossas conversas...
Ah! Isso sim, me fez um rei.*

Esta dissertação também é tua meu pai.

RESUMO

O trabalho apresenta resultados de um estudo sobre a dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas e suas relações com variáveis climáticas, bióticas e abióticas do braço do reservatório da usina hidrelétrica Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), em Palmas, Tocantins. O reservatório abrange 626 km², extensão de 172 km, volume operacional de 4,9.10⁹ m³, tempo de residência da água de 24 dias e uma área de drenagem de 184.219 km². O objetivo principal do estudo foi conhecer a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas, bem como as suas implicações para o abastecimento público. Os resultados demonstraram que o ponto amostrado no período entre julho e dezembro de 2008, através do estudo de perfil vertical (PVJD), apresentou condições meso-eutróficas, com circulação do tipo polimítica, com estratificação transitória no final do período de seca e isoterminia no período chuvoso. Os estudos nictemerais 1 (NIC-1), realizado em 29 de setembro de 2008, e 2 (NIC-2), realizado em 23 de março de 2009, comportaram-se sob condições climatológicas distintas, apresentando o segundo estudo características limnológicas inversas a do primeiro, marcadas principalmente pelas intrusões via tributários. As principais variáveis que influenciaram o padrão de distribuição das cianobactérias no sistema para os estudos foram: climáticas (ventos, precipitação e temperatura); físicas (turbidez e circulação térmica), e químicas (fósforo reativo solúvel e fósforo total). Em relação ao índice de estado trófico - IET, o ambiente foi classificado como eutrófico, para os estudos NIC-1 e 2, e oscilando entre mesotrófico e eutrófico em PVJD. O segundo estudo compreendeu uma avaliação mensal, entre os meses de janeiro de 2006 e dezembro de 2008. Os resultados demonstraram que o ponto 1 se comportou como ambiente em estado de meso-eutrofia, com regime de mistura polimítico, durante o ano de 2008. Neste mesmo ano, a temperatura do ar e a radiação solar foram as variáveis climáticas melhor correlacionadas positivamente com as variações de cianobactérias. Durante os períodos de estiagem dos três anos monitorados o nitrogênio total e o fósforo total definiram os padrões de distribuição de cianobactérias no ponto 1, através de razões inferiores a 10:1. Este ponto comportou-se como ambiente lântico no período de estiagem, sofrendo influências do reservatório, e como ambiente lótico no período chuvoso, sob influências de fluxos do ribeirão Taquarussu Grande. O estudo também detectou a formação de três florações de cianobactérias no período de estiagem dos anos de 2007 e 2008 no ponto 1. A maior densidade de cianobactérias foi evidenciada em novembro de 2007 (28600 cél.mL⁻¹). A maior concentração de cianotoxinas ocorreu em julho de 2008, (>2,0 µg.L⁻¹ de microcistinas), nos pontos 1 e 3. Em relação à viabilidade para abastecimento público, os resultados de turbidez e clorofila-a sugerem a dupla-filtração como sendo a tecnologia capaz de remover cerca de 73,33% destas variáveis. De maneira geral, os dados obtidos neste trabalho sugerem a elaboração de um programa de avaliação sistemática destas toxinas e seus potenciais produtores nos pontos 1, 3, e foz do braço no reservatório. A modelagem ecológica subsidiaria a visualização de cenários futuros, e conseqüentemente, colaboraria na garantia da qualidade da água produzida pela empresa de abastecimento, no uso desta água para consumo humano.

Palavras-chave: cianobactérias, cianotoxinas, reservatório, UHE Luiz Eduardo Magalhães, UHE Lajeado, tratamento de água, Saneamento, Saneatins, Palmas, Tocantins.

ABSTRACT

This paper presents results of the study on the dynamic of cyanobacteria and cyanotoxins and their relationship with climatic, biotic and abiotic variables in the hydroelectric Luiz Eduardo Magalhães, Palmas (Tocantins-Brazil) reservoir. The reservoir has 626 km², is 172 km long, operating volume 4,9.10⁹ m³, residence time 24 days, and adrainage area of 184.219 km². The main objective was to study the spatial and temporal dynamics of cyanobacteria and cyanotoxins, as well as its implications for public supply. The results showed that, between July and December 2008, the vertical profile of the studied site (PVJD) was meso-eutrophic, a polymictic mixing regime with stratification at the end of the dry season in a transitional period, and isotherm in the rainy season. Diel studies 1 (NIC-1) and 2 (NIC-2) revealed distinct climatic conditions, showed characteristics opposite, mainly by advection of intrusions via tributaries. In both occasions the main variables that affected the pattern of distribution of cyanobacteria were wind, precipitation and temperature), physical (turbidity, residence time, thermal circulation, orthophosphate and total phosphorus. The sampled area was classified as eutrophic, for studies NIC-1 and 2, and ranged from mesotrophic and eutrophic in PVJD. The second study included a monthly assessment, between January 2006 and December 2008. The results showed that sampling station 1 behaved as a meso-eutrophic environment in 2008. In that same year, the air temperature and solar radiation were the climatic variables that correlated most positively with changes in cyanobacteria. During the dry periods for the three monitored years the total nitrogen and total phosphorus defined the distribution patterns of cyanobacteria dynamics in the sampling station 1. This sampling station behaved as a lentic habitat in the dry season, associated with the reservoir, and as lotic in the rainy season, associated with the river Taquarussu Grande. The study also detected the occurrence of three cyanobacterial blooms in the dry season of the years 2007 and 2008 in section 1. The highest density of cyanobacteria was found in November 2007 (28600 cell.mL⁻¹). The highest concentration of cyanotoxins occurred in July 2008, (<2.0 µg.L⁻¹ microcystins) in sampling stations 1 and 3. Regarding the feasibility of this area for public supply, the results suggested the adoption of conventional treatment system. However, some peculiarities of water quality suggested that dual-filtration would be more adequate, due to the incoming effluents of the sewage treatment station Aurenly in the sampling station 1. Overall, the data obtained throughout this study points to the maintenance of another two years of systematic evaluation of these toxins and their potential producers from sampling points 1 and 3 to the estuary of the arm in the reservoir. The hydrological modelling of future scenarios will help to evaluate this area as source of water for human supply.

Key words: Cyanobacteria, Cyanotoxin, Reservoir, Water supply, Water treatment, UHE Luiz Eduardo Magalhães, UHE Lajeado, Saneatins, Palmas, Tocantins state.

SUMÁRIO

Apresentação	x
1. Introdução	1
1.1 Reservatórios.....	1
1.2 Reservatórios no Brasil.....	2
1.3 Reservatórios para abastecimento público.....	3
1.4 A qualidade da água em reservatórios.....	3
1.5 Cianobactérias e cianotoxinas.....	5
1.6 Cianobactérias e cianotoxinas no Estado do Tocantins.....	8
1.7 Fatores ambientais relacionados ao surgimento de florações de cianobactérias.....	10
1.8 Cianobactérias e a legislação vigente no Brasil.....	11
1.9 Cianobactérias e cianotoxinas no tratamento de água.....	12
1.10 Objetivos.....	14
1.10.1 Objetivo geral.....	14
1.10.2 Objetivos específicos.....	14
1.11 A área de estudo.....	15
1.11.1 Reservatório da Usina Hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães – UHE Lajeado.	15
1.11.2 Braço do ribeirão Taquarussu.....	17
2 Dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas associadas a fatores limnológicos no potencial ponto de abastecimento de água em Palmas-TO	21
3 Limnologia do potencial ponto de captação de água para abastecimento humano em palmas-to, no reservatório da uhe lajeado, com ênfase em cianobactérias e cianotoxinas	63
4 Conclusões gerais	106

5	Recomendações gerais	107
6	Referências bibliográficas	108

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi requisito do curso de mestrado interinstitucional em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos (MINTER), proporcionado pelas Universidades Federais do Tocantins – UFT e do Rio Grande do Sul – UFRGS, com diretrizes gerenciadas pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. A orientação desta dissertação esteve a cargo do professor Dr. David da Motta Marques IPH/UFRGS.

O projeto de pesquisa intitulado “Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas no braço do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), e suas implicações para o abastecimento público de Palmas-TO” foi financiado, quase que na totalidade, pela Companhia de Saneamento do Tocantins – SANEATINS, potencial usuária do ambiente estudado. Além disso, o projeto teve o apoio do Governo do Estado do Tocantins, através da Secretaria de Ciência e Tecnologia, a qual proporcionou uma bolsa de estudos.

As razões do estudo da dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas no reservatório surgiram a partir da necessidade de buscar uma fonte perene de abastecimento da capital, devido às declinantes vazões dos mananciais atuais. Este trabalho contempla três programas de avaliação da qualidade da água. O primeiro programa é composto por dois estudos sistemáticos nictemerais, realizados em 29 de setembro de 2008 e em 23 de março de 2009. O segundo programa avalia limnologicamente a coluna d’água por meio de análises quinzenais, entre os meses de julho e dezembro de 2008. Estes estudos proporcionaram a elaboração do Artigo I. O terceiro programa contempla uma abordagem quali-quantitativa de cianobactérias e cianotoxinas, bem como a avaliação da qualidade da água do ponto S 10°17.189’ W 48°18.595’ (ponto 1), por meio de análises mensais, durante os anos de 2006, 2007 e 2008, resultando na produção do Artigo II.

Estes programas podem subsidiar a tomada de decisão quanto à escolha da tecnologia adequada para tratar a água do reservatório da UHE Lajeado. A presença de cianobactérias e

cianotoxinas neste manancial requer uma avaliação científica sistematizada e criteriosa, por se conhecer os severos danos à saúde proporcionados por estas toxinas.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Reservatórios

Os reservatórios são sistemas complexos, e para gerenciá-los ou avaliá-los se faz necessário a integração da bacia hidrográfica, bem como a investigação sobre as interligações de montante e de jusante (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Os fatores mais importantes que diferenciam lagos naturais de reservatórios são: i) a razão entre a área da bacia/área do corpo d'água; ii) morfometria; iii) profundidade de saída da água (Straskraba, 1998). Nos lagos naturais, a morfometria da bacia e a interação dos elementos físicos, químicos e bióticos interferem diretamente na distribuição da biota. Já os reservatórios artificiais são ambientes intermediários entre rios e lagos naturais, apresentando características morfométricas e hidrológicas específicas, em razão de sua localização apresentar-se entre a típica organização vertical do lago e horizontal do rio (Margalef, 1975). O tempo de residência é visto como um fator chave para distinguir lagos naturais e reservatórios profundos (Straskraba & Tundisi, 1999). Reservatórios possuem tempo de retenção muito menor do que lagos naturais (Straskraba, 1998). Os efeitos do tempo de retenção refletem na hidrodinâmica do sistema, como na estratificação da coluna d'água, além de outros fatores, bem documentados para reservatórios dimíticos e monomíticos (Straskraba & Tundisi, 1999).

O represamento de um rio produz modificações nas condições básicas e na dinâmica de sua água. Os reservatórios apresentam oscilações mais bruscas no nível hídrico e perdas constantes de biomassa e nutrientes pelo vertedouro (Tundisi, 1985, 1990 e 1993; Thornton *et al.*, 1990; Kennedy, 1999; Straskraba & Tundisi, 1999; Tundisi *et al.*, 1999). Os reservatórios também apresentam eventos específicos de circulação horizontal e vertical produzidos pela operação do sistema, além de estarem sujeitos à ação de forças climatológicas. As correntes de advecção produzidas por fluxos de diferentes alturas, o tempo de residência e a vazão de saída produzem mecanismos adicionais que interferem na distribuição espacial, na seqüência temporal e no ciclo sazonal do fitoplâncton (Thornton *et al.*, 1990; Tundisi, 1990).

Os reservatórios tendem a reter as substâncias carregadas pelas chuvas, entre estas, os nutrientes essenciais ao crescimento do fitoplâncton. O aporte deste material pode interferir nas características físicas (transparência, material em suspensão) e químicas (íons, substâncias orgânicas e inorgânicas) das águas do reservatório, influenciando ainda a produção de matéria orgânica pela comunidade fitoplanctônica. Os efluentes industriais, agrícolas e domésticos não tratados são as principais fontes de enriquecimento artificial em ambientes aquáticos. Este enriquecimento, somado ao aporte natural de nutrientes, acelera o processo de eutrofização. Quando há eutrofização, o estado de trofia do ambiente se altera e alguns processos biológicos podem ser desencadeados, inclusive florações de algas (Tundisi, 1995; Straskraba & Tundisi, 1999; Tundisi *et al.*, 1999).

1.2 Reservatórios no Brasil

Os reservatórios brasileiros foram construídos com diferentes propósitos: armazenamento de água para abastecimento público, produção de energia elétrica, navegação, recreação, irrigação e para controlar o curso e a vazão do rio (Tundisi, 1984; Barbosa *et al.*, 1995; Esteves, 1988). Como fonte de abastecimento humano, muitos destes reservatórios encontram-se impactados negativamente, devido ao depósito de rejeitos oriundos das atividades humanas que circundam a bacia, alterando as características naturais do corpo hídrico e implicando em alterações nos processos de tratamento e na elevação dos gastos com insumos (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

No Brasil, os reservatórios artificiais desempenham importantes papéis ecológicos, econômicos e sociais. Entretanto, a maioria deles apresenta crescente eutrofização por receberem frequentemente descargas de despejos domésticos e rejeitos industriais, especialmente aqueles situados próximos aos grandes centros urbanos. Nas regiões mais afastadas dos grandes centros, eles são afetados pelo transporte de material alóctone provocados por atividades agropecuárias. Este fenômeno reduz as possibilidades dos usos

múltiplos nos reservatórios e causa um considerável aumento no custo do tratamento de água para fins de abastecimento público (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 1992).

O Estado do Tocantins possui um grande potencial hídrico e energético gerador de vários reservatórios, portanto, o estudo da qualidade das águas nestes sistemas são fundamentais para o entendimento da dinâmica e pela necessidade de conhecer se os vários interesses de utilização dos recursos hídricos estão de acordo com esta qualidade (Peixoto, 2001).

1.3 Reservatórios para abastecimento público

Os reservatórios destinados ao abastecimento público no Brasil têm apresentado uma crescente e progressiva deteriorização quanto à qualidade das suas águas. A minimização dos vários problemas envolvendo os recursos hídricos tem como premissa básica o gerenciamento de ações visando à melhoria das condições das águas, especialmente as de abastecimento público. Tratamento especial e diferenciado deve ser dado às bacias e sub-bacias consideradas como manancial de abastecimento, pois a qualidade da água bruta depende da forma pela qual os demais compartimentos do sistema são manejados (Pescador & Maciel, 2007).

A preocupação em escala mundial com a escassez, deterioração e uso ineficiente da água doce torna-se cada vez mais iminente nas discussões sobre água e meio ambiente em conferências internacionais. Atualmente, os recursos hídricos disponíveis para abastecimento humano, além de escassos, estão cada vez mais pobres em qualidade. Diante disso, o gerenciamento e a conservação da qualidade e quantidade de água destinada ao abastecimento público apresentam-se como os principais desafios do homem neste novo século (Costa, 2003).

1.4 A qualidade da água em reservatórios

A qualidade da água em reservatórios é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do curso d'água que o alimentam. Um dos problemas mais

sérios de poluição hídrica praticamente de todo o país é a falta do tratamento de efluentes urbanos e, eventualmente, industriais, sendo que estes têm um controle mais rígido pelos organismos controladores do meio ambiente (Salati & Santos, 2005). Além desta forma de contaminação, em regiões com intensa atividade agrícola a contaminação da água ou do solo poderia ser resultado da disposição inadequada de resíduos, do não tratamento de efluentes e da lixiviação dos solos, onde houve a aplicação de fertilizantes fosfatados e defensivos agrícolas (Conceição & Bonotto, 2002).

O enriquecimento dos corpos d'água, principalmente por nitrogênio e fósforo, causa o fenômeno da eutrofização, que é um dos problemas ambientais mais difundidos das águas continentais (Chorus & Bartram, 1999). O processo de eutrofização interfere nas características físicas e químicas da água e, conseqüentemente, ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (Ferreira *et al.*, 2005). Como conseqüência deste enriquecimento, surge o aumento do crescimento de algas (Tundisi, 2008). O nitrogênio e o fósforo são os nutrientes mais importantes nos ecossistemas aquáticos para a produção primária. As formas de nitrogênio disponíveis são as inorgânicas (amônia, nitrito e nitrato), e alguns componentes orgânicos, sendo as mais abundantes, em geral, amônia e/ou nitrato (Almeida & Giani, 2002). Como indicadores de poluição de água, os compostos nitrogenados constituem um dos mais importantes fatores de avaliação da qualidade da água. O nitrogênio pode, na forma molecular, ser fixado ou por atividade de certas espécies de fitoplâncton ou de bactérias (Pereira, 2004). A deficiência em fósforo pode acarretar inibição do desenvolvimento do fitoplâncton e resultar em decréscimo da sua produtividade no sistema. A experiência acumulada durante as últimas duas décadas com restauração de ecossistemas aquáticos mostra que, para a redução de florações de cianobactérias, as concentrações de fósforo total devem ser no máximo de 30-50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Cooke *et al.*, 1993)

A avaliação da qualidade da água em reservatórios também pode ser realizada de forma indireta por meio de índices, indicadores e modelos matemáticos. Eles proporcionam um diagnóstico sintético da qualidade da água bem como sumarizam os custos com o monitoramento. Em relação à avaliação do estado de poluição do ambiente aquático, a principal classificação é dada através dos Índices de Estado Trófico (IET) (Toledo Jr., 1981). Estes índices foram desenvolvidos com a finalidade de classificar as águas de lagos e reservatórios, facilitando assim, a comunicação ao público sobre o estado de trofia de um determinado ecossistema aquático. O IET proposto por Carlson (1977) é o mais aplicado em reservatórios no mundo, porém as suas equações originais estão voltadas para a aplicação em reservatórios de clima temperado. Desta forma, foi proposto um modelo simplificado para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais, estabelecido por Toledo Jr. *et al.*, (1983). Para este índice, realizaram transformações lineares dos valores obtidos para as variáveis já utilizadas no modelo anterior, acrescentando-se ainda o fosfato inorgânico (fósforo reativo solúvel ou ortofosfato).

1.5 Cianobactérias e cianotoxinas

Cianoprocariontes, algas azuis, mixofíceas, cianofitas, cianobactérias e cianofíceas são algumas das sinonímias usadas para denominar um mesmo grupo de organismos que apresentam uma combinação de propriedades encontradas em algas e bactérias. Os nomes cianobactéria, cianofíceas e algas azuis são válidos e compatíveis aos termos sistemáticos (Chorus & Bartram, 1999). Constitui um extenso grupo de organismos que possuem células do tipo procarionte (Geitler, 1932), clorofila *a* e produzem oxigênio através da fotossíntese (Chorus & Bartram, 1999). Elas também apresentam pigmentos acessórios denominados ficobiliproteínas, dentre eles: a ficocianina, de coloração verde-azulada e a ficoeritrina, de coloração vermelha.

Florações de cianobactérias constituem um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países (Chorus & Bartram, 1999). No Brasil, estas florações são amplamente distribuídas, tanto na região tropical como na região subtropical do país (Sant'Anna & Azevedo, 2000, Sant'Anna *et al.*, 2008; Becker *et al.*, 2004; Becker & Marques, 2005; Huszar *et al.*, 2003 e Cybis *et al.* 2006).

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais é a capacidade que estes microorganismos têm de produzir e liberar toxinas para a água. Estas substâncias químicas podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água, como por contato em atividades de recreação (BRASIL, 2000). As cianotoxinas, grupo diverso de toxinas naturais, são classificadas por sua ação sobre determinados tecidos-órgãos alvos e não pela sua composição química. Estas substâncias são agrupadas, de modo geral, como: neurotóxicas, hepatotóxicas, dermatotóxicas e aquelas caracterizadas como potentes inibidoras da síntese protéica (Yunes, 2002).

As neurotoxinas produzidas por cianobactérias podem ser divididas em quatro subgrupos: anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas e L-BMMA (beta-n metilamino-L-alanina). Estas toxinas agem em vertebrados através de diferentes mecanismos fisiológicos, levando a morte por parada respiratória, que geralmente é bastante rápida (de minutos a poucas horas). Dentre as neurotoxinas, anatoxina-a(s) é a que possui o menor número de registros de ocorrência no Brasil (Molica & Azevedo, 2009). A anatoxina-a é um alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. Esta ação se dá porque a anatoxina-a liga-se irreversivelmente aos receptores de acetilcolina, pois não é degradada pela acetilcolinesterase. A anatoxinas-a(s) é um organofosforado natural (N-hidroxiguanidina fosfato de metila) e tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores (Mahmood & Carmichael, 1986). A diferença entre anatoxinas-a e anatoxina-a(s) deve-se à intensa salivação observada em

animais intoxicados por esta última. A fasciculação muscular pós-morte também é um sintoma bem característico (Molica & Azevedo, 2009). Já as saxitoxinas participam de um grupo de neurotoxinas conhecidas como toxinas paralisantes de mariscos (ou *paralytic shellfish toxins* – PST) que foram primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas (Anderson, 1994). Estas neurotoxinas pertencem a um grupo de alcalóides carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxina e neosaxitoxina), com um único grupamento sulfato (G-toxinas) ou com dois grupamentos sulfatos (C-toxinas). Além destas, estruturas com grupamentos decarbamoil (dcSTX ou dcGTX) e novas toxinas relacionadas têm sido recentemente isoladas (Molica & Azevedo, 2009). Em relação à L-BMMA, a sua neurotoxicidade ocorre por um mecanismo excitotóxico, envolvendo um elevado nível de cálcio e bicarbonato, sendo ainda apontadas como potente agonistas de receptores de glutamato (Brownson *et al.*, 2002). Esse aminoácido não protéico foi identificado como o produto do metabolismo secundário de alguns compostos naturais como os presentes na espécie Guan cicade (*Cycas micronesica*). Mais recentemente, essa toxina foi identificada em várias espécies de cianobactérias e principalmente no gênero *Nostoc* (Cox *et al.*, 2003).

As hepatotoxinas apresentam uma ação mais lenta, podendo causar morte em mamíferos num intervalo de poucas horas a poucos dias (Carmichael, 1994). As hepatotoxinas peptídicas são heptapeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos designados como nodularinas. As microcistinas são as cianotoxinas com maior ocorrência em todo o mundo, portanto, a maioria dos estudos sobre a influência de fatores ambientais vem sendo realizada com cepas produtoras destas toxinas. No Brasil, as microcistinas representam a maior parcela de registros em reservatórios para abastecimento público. As nodularinas foram primeiramente identificadas na espécie *Nodularia spumigena* (Sivonen *et al.*, 1989b). Atualmente são conhecidas sete nodularinas distintas, incluindo as motuporinas, encontradas em esponjas marinhas e que provavelmente são produzidas por

cianobactérias simbiontes (Apeldoorn *et al.*, 2007). No Brasil não há relatos sobre a presença de nodularina em ecossistemas aquáticos (Molica & Azevedo, 2009.). A cilindropermopsina é um alcalóide de ação lenta, requerendo de 5 a 7 dias para produzir seu efeito tóxico máximo. O mecanismo de ação da cilindropermopsina se dá por inibição da síntese protéica (Terao *et al.*, (1994), Froscio *et al.*, (2001)), já tendo sido observados danos severos em células renais, pulmonares e cardíacas dos animais testados. Além disso, foi também demonstrado que cilindropermopsina pode causar danos genéticos *in vitro* (Humpage *et al.*, 2000a) e *in vivo* (Falconer & Humpage, 2001).

As dermatotoxinas aplisiatoxina e lyngbyatoxina-a são as toxinas mais facilmente notadas pela população que utiliza os corpos d'água para recreação. As reações dermatotóxicas são produzidas por lipopolissacarídeos (LPS) constituintes da parede celular das cianobactérias, também comumente encontrados nas membranas celulares de bactérias Gram negativas (Chorus & Barthram, 1999).

1.6 Cianobactérias e cianotoxinas no Estado do Tocantins

Pereira (2002^a) detectou altas densidades de *Cilindrospermopsis raciborskii* no rio Tocantins em dezembro de 2001, durante o enchimento do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lajeado). Em Brejinho de Nazaré foram evidenciados 188.628,17 ind.mL⁻¹, e em Palmas 298.661,27 ind.mL⁻¹. O trabalho ainda relata a dominância desta espécie no reservatório, especialmente na região de Brejinho de Nazaré, da ilha do Cachimbo, Palmas e nas proximidades da barragem, a partir da desembocadura dos ribeirões Santa Luzia e Lajeado. O autor ainda afirma que antes mesmo da implementação dos barramentos estes representantes fitoplantônicos já ocorriam nestas regiões, tornando-se provavelmente os inóculos deste processo no reservatório.

Em outubro de 2002, no reservatório da UHE Lajeado, em Palmas-TO, Silva *et al.*, (2003^b) detectaram a presença de microcistinas produzidas por *Microcystis aeruginosa* e

Radiocystis fernandoi, na fração solúvel com valores situados entre 0,5 e 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e na fração particulada acima de 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na amostra de água coletada na praia da Graciosa. Após estes resultados foi evidenciada a presença destes gêneros em toda extensão da orla do lago da cidade de Palmas, confirmando a presença de cianobactérias em diferentes quantidades e pontos distintos (Silva *et al.*, 2003^a). Este foi o primeiro registro de presença de cianobactérias tóxicas no Estado.

Reis *et al.* (2004^a) realizaram o primeiro estudo no braço do Ribeirão Taquarussu Grande, registrando algumas espécies de cianobactérias. Enquanto que Reis *et al.* (2004^b) identificaram alguns fatores específicos que influenciam florações de algas nocivas no reservatório da UHE Lajeado.

Uma floração de *Cylindrospermopsis raciborskii*, o qual é comum em reservatórios, foi detectada no ponto próximo a captação da estação de tratamento de água da cidade de Tocantínia, no médio Tocantins, por Silva *et al.* (2005^a). Este trabalho soma-se aos poucos registros de ocorrência desta espécie em ambientes lóticos. Nas conclusões, os autores sugeriram a possibilidade desta floração ter sido carregada do reservatório da UHE Lajeado, a montante 18km, em razão de já se ter registros de florações neste manancial. Este estudo marca o primeiro registro de ocorrência de floração de cianobactérias em mananciais para abastecimento do Estado do Tocantins.

Nos córregos Brejo Comprido, Água Fria e o Ribeirão Taquarussu, que abastecem a capital, já foram evidenciadas, a presença de alguns taxa de Oscillatoriaceae, Chroococaceae e Nostocaceae, em Silva, (2005^b), potenciais inóculos para formação de florações no reservatório.

Marques (2005) realizou o levantamento do fitoplâncton no período de junho de 2004 a abril de 2005, em 4 pontos distintos do reservatório da UHE Lajeado, evidenciando freqüências de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*.

Silva *et. al.*, (2008) realizaram o mais recente estudo sobre a presença de cianobactérias no reservatório da UHE Lajeado. Foram quantificadas 28.600 cél.mL⁻¹ de cianobactérias, sendo dominantes *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix cf. planctonica*, no braço do ribeirão Taquarussu.

1.7 Fatores ambientais relacionados ao surgimento de florações de cianobactérias

As cianobactérias, assim como outros grupos de algas, possuem propriedades especiais, algumas determinantes, que garantem a sua sobrevivência no meio aquático. No entanto, o comportamento de sua taxa na natureza não é homogêneo, pois suas propriedades ecofisiológicas diferem (Chorus & Bartram, 1999).

A identificação dos fatores ambientais específicos promotores de florações tem sido objeto de muitas pesquisas. Sabe-se, entretanto, que um fator isolado não age como um promotor real. A dominância de cianobactérias tem sido associada a fatores ambientais como regime de mistura com estratificação duradoura (Reynolds, 1987; Beyruth, 2000) ou diária (Ganf, 1974); escassa disponibilidade de luz (Zevenboom & Mur, 1980; Smith, 1983; Beyruth, 2000) e baixa razão zona eufótica/zona de mistura (Jensens *et al.*, 1994); altas temperaturas, principalmente entre 15° C e 30° C (Yoo *et al.*, 1995; Shapiro, 1990; Beyruth, 2000); baixas concentrações de CO₂ e alto pH, principalmente entre 6 e 9 ou maior (Yoo *et al.*, 1995; Shapiro, 1990; Caraco & Miller, 1998); altas concentrações de fósforo total (Trimbee & Prepas, 1987; Watson *et al.* 1997), baixas de nitrogênio total (Smith, 1983) e de nitrogênio inorgânico dissolvido (Blomqvist *et al.*, 1994); e baixas razões N:P (Smith, 1983). Aliadas às condições ambientais favoráveis, algumas características fisiológicas têm sido consideradas como potencializadoras da dominância das cianobactérias em sistemas eutrofizados. No entanto, este grupo de algas também pode ocorrer em sistemas oligotróficos e mesotróficos (Blomqvist *et al.*, 1994; Huszar & Caraco, 1998), desde que sejam sistemas com elevado pH e baixos teores de CO₂ livre.

1.8 Cianobactérias e a legislação vigente no Brasil

A Resolução 274 (BRASIL, 2000), do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, de 29 de novembro de 2000, a Portaria 518 (BRASIL, 2004), do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004, e a Resolução 357 (BRASIL, 2005), também do CONAMA, de 17 de março de 2005, regem a presença, os impactos, os limites e os riscos que as cianobactérias podem promover aos organismos humanos por balneabilidade ou por ingestão.

A Resolução 274 estabelece critérios de uso das águas doces, salobras e salinas para balneabilidade (recreação de contato primário), utilizando as denominações PRÓPRIA E IMPRÓPRIA.

O 4º parágrafo estabelece que as águas sejam consideradas impróprias quando no trecho avaliado, for verificada entre outras ocorrências, a floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana.

A Portaria 518, que retrata os padrões de potabilidade da água para consumo humano, estabelece como exigência, concentração inferior a $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistinas na água tratada, conforme Tabela 3 do Artigo 14. As saxitoxinas e cilindrospermopsinas são apenas recomendadas as suas análises, sendo então determinados os limites de $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $15,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

No Artigo 18, que estabelece os planos de amostragem, determina em seu parágrafo 5º que sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder $20.000 \text{ cél.mL}^{-1}$ ($2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume), durante o monitoramento que trata o § 1º do artigo 19, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, sendo que esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos.

O Artigo 19 deixa claro quando diz que os responsáveis pelo controle da qualidade da água de sistemas e de soluções alternativas de abastecimento supridas por manancial

superficial devem coletar amostras semestrais da água bruta, junto do ponto de captação, para análise de acordo com as variáveis exigidas na legislação vigente de classificação e enquadramento de águas superficiais, avaliando a compatibilidade entre as características da água bruta e o tipo de tratamento existente.

No parágrafo primeiro é estabelecido que o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder $10.000 \text{ cél.mL}^{-1}$ (ou $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor. Já o parágrafo segundo veda o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células destes microrganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder $20.000 \text{ cél.mL}^{-1}$ (ou $2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de biovolume), sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

1.9 Cianobactérias e cianotoxinas no tratamento de água

A presença de algas e cianobactérias na água aduzida para estações de tratamento, pode causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento, tais como: dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e elevada necessidade de insumos para a desinfecção. Como consequência destes problemas operacionais, verifica-se, geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada associados à presença de algas, cianobactérias e seus subprodutos extracelulares, como alteração no sabor e odor, formação de trihalometanos, corrosão de unidades do sistema de abastecimento e liberação de cianotoxinas (Di Bernardo & Paz, 2008).

Assim, os processos e seqüências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e de não promover a lise destas células, assim como pela capacidade de remover a

fração dissolvida das cianotoxinas (toxinas extracelulares). A remoção de biomassa algal tem sido objeto de estudo de muitos pesquisadores, e são várias as linhas de abordagem do problema (Di Bernardo & Paz, 2008).

Hoje em dia, a remoção de algas e cianobactérias ocorre principalmente através de processos de tratamento que envolve coagulação química. Isto ocorre devido à alta eficiência destes nas etapas de clarificação e produção (BRASIL, 2003). O PROSAB 4, programa de pesquisa em saneamento básico voltado ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias na remoção de microalgas, cianobactérias e microcontaminantes orgânicos potencialmente prejudiciais à saúde no país, contemplou diversas tecnologias para a remoção de cianobactérias e cianotoxinas (PROSAB, 2006). Ainda relacionado às tecnologias ideais para o processo de remoção de cianobactérias, Janssens & Buekens (1993), a partir da compilação de resultados obtidos sobre eficiência de diversos processos de tratamento (tratamento convencional; flotação por ar dissolvido seguida de filtração rápida; filtração direta, com e sem floculação; filtração em dois estágios), elaboraram um diagrama onde são plotadas as concentrações de clorofila-a e turbidez da água bruta avaliada e, conseqüentemente, obtendo-se a melhor tecnologia. De acordo com faixas de valores de turbidez e de concentração de microalgas (expressa em clorofila-a) na água bruta, os autores sugerem processos que são mais eficientes no tratamento. Observa-se que, para uma faixa abrangente de concentração de microalgas, o teor de turbidez presente na água é o fator condicionante para a definição do processo mais adequado. Assim, para baixos valores de turbidez, a filtração direta é recomendada quando o teor de clorofila-a é inferior a 10 mg.L^{-1} , e a filtração por ar dissolvido seguida de filtração para valores de clorofila-a mais elevados.

Em razão disto, a empresa concessionária do sistema de abastecimento, baseada nos resultados do trabalho de Silva *et al.*, (2008), instalou uma estação de tratamento de água em escala de bancada, denominada para ETA piloto, dotada de processo de dupla-filtração com aplicação de carvão ativado em pó e granulado, cujo objetivo é avaliar a eficiência desta na

remoção das cianobactérias e cianotoxinas da água do reservatório da UHE Lajeado. Esta tecnologia é recomendada quando ocorrem densidades relativamente altas de algas, cor verdadeira, turbidez e coliformes, bem como a suspeita da presença de vírus, protozoários e outros microrganismos patogênicos. As variações bruscas dos parâmetros de qualidade da água, e ainda, o nível de dosagens de alcalinizantes ou acidificantes, também são critérios para adotar esta tecnologia (Di Bernardo & Paz, 2008).

1.10 Objetivos

1.10.1 Objetivo geral

Conhecer a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas no braço do ribeirão Taquarussu do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães, bem como as suas implicações para o abastecimento público de Palmas-TO.

1.10.2 Objetivos específicos

- Compreender a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas, através dos estudos de perfil vertical e nictemeral;
- Compreender a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas, através de avaliações mensais entre 2006 e 2008;
- Verificar correlações entre os pontos montante e jusante do ponto 1, reconhecendo os principais fatores direcionadores da qualidade da água;
- Avaliar o grau de trofia do ambiente em relação à dinâmica de cianobactérias;
- Propor por meio de diagrama a(s) tecnologia(s) de tratamento viável(is) para o tratamento da água do ponto 1, adotando a sobreposição de dados mensais de clorofila-a e turbidez entre anos de 2006 e 2008.

1.11 Área de estudo

1.11.1 Reservatório Luiz Eduardo Magalhães – UHE Lajeado

O reservatório formado pelo represamento do rio Tocantins (W 48° e 49° e S 9° a 12°), em seu trecho mediano, através da instalação da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, ou UHE Lajeado, é um dos mais recentes ecossistemas artificiais do Brasil. Este reservatório foi construído para dispor à população múltiplos usos de água como pesca, piscicultura, navegação, irrigação, turismo e recreação. O seu enchimento ocorreu em dezembro de 2001 com encerramento em fevereiro de 2002 (IIE, 2003) (Figura 1).

Nos últimos 8 anos, o uso intensivo da bacia de contribuição para o reservatório, vem provocando poluição das águas, principalmente nas regiões próximas à descarga dos tributários. À montante da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (TO), seus principais afluentes (rio Água Suja, ribeirão São João, ribeirão dos Mangues, rio Areias, rio Matança, ribeirão do Carmo, rio Crixás, Ribeirão Taquarussu Grande, córrego do Prata, córrego Brejo Comprido e córrego Água Fria) são considerados as principais fontes causadores da degradação do sistema rio-reservatório, por transportarem material em suspensão, nitrogênio e fósforo que estimulariam o assoreamento e a eutrofização (Peixoto, 2007).

O trabalho realizado por Pereira (2002^a) foi o pioneiro dos estudos sobre a qualidade de água do reservatório da UHE Lajeado. O autor estudou a limnologia do reservatório nas fases de enchimento e início de formação, como também realizou uma avaliação sistemática sobre a liberação de nutrientes na coluna d'água devido decomposição da matéria orgânica submersa neste período. Foram estimados também as principais características hidrológicas do reservatório (Tabela 1).

Tabela 1 Principais características hidrológicas do reservatório da UHE Lajeado e do rio Tocantins.

Características	Dados
Extensão do reservatório	172 km
Área	626 km ²

Área de drenagem	184.219 km ²
Volume útil do reservatório para operação	5,5 bilhões de m ³
Volume operacional	4,9 bilhões de m ³
Nível da água à montante – NA normal	212 m
Nível de água à jusante – NA mínimo normal	173,8 m
Nível da água à jusante – NA máximo normal	187,2 m
Nível da água no canal de fuga – NA médio	175,8 m
Queda líquida de referência	29 m
Vazão de regularização à jusante da barragem	1524 m ³ .s ⁻¹
Vazão média	2547,99 m ³ .s ⁻¹
Vazão mínima defluente	284 m ³ s ⁻¹
Vazão média de longo termo (1921 a 1994)	2.532 m ³ .s ⁻¹
Vazão vertedouro	4.870 m ³ .s ⁻¹
Cota do rio Tocantins	180 m
Velocidade média do rio Tocantins	300 m.h ⁻¹
Tempo de residência – TR	24 dias
Vida útil do reservatório	100 anos
Profundidade média	3 m
Profundidade máxima de operação	22 m
Profundidade junto à barragem	35 m
Índice de desenvolvimento da margem	15,096
Índice de desenvolvimento de volume	1,190

Tundisi (2006)

Segundo Tundisi (2006), o reservatório já possui um plano de conservação e gerenciamento integrado e preditivo da bacia hidrográfica, cujas etapas para elaboração consistiram na:

1. Caracterização limnológica e monitoramento da qualidade da água do rio Tocantins antes do enchimento do reservatório;
2. Acompanhamento das alterações produzidas no rio e reservatório durante a fase de enchimento (6 meses);
3. Caracterização do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, potencial para erosão laminar, linear e impactos das atividades humanas na bacia hidrográfica: turismo, recreação, agricultura e irrigação, e
4. Descrição e caracterização dos impactos no reservatório: navegação, exploração da zona litoral – turismo e instalações -, recreação e extração de areia. Impactos das atividades

futuras de aquicultura e pesca no reservatório. Impacto da introdução de espécies exóticas no sistema e problemas decorrentes.

1.11.2 Braço do ribeirão Taquarussu

Foram determinadas três estações amostrais (ponto 1, 3, e RT), sendo o ponto 1 e 3 localizados no braço do ribeirão Taquarussu, e o ponto RT localizado na barragem de nível do ribeirão Taquarussu, próximo ao canal de entrada de água da estação de tratamento de água 06 - ETA 06. O ponto 2 foi abandonado da avaliação em 2006, devido a ocorrer alta similaridade entre este e o ponto 1.

Os artigos I e II contemplaram o estudo do ponto 1 (S 10°17.189' W 48°18.595') por ter sido este escolhido como o possível ponto de captação de água para abastecimento da capital. Enquanto que o ponto 3 (S10°17.299' W 48°19.988'), jusante 2,7 km do ponto 1, esteve contemplado pelo artigo II com o objetivo de ser utilizado como controle por receber a 400m, aproximadamente, efluentes da estação de tratamento de esgoto Aurenly. Da mesma forma, o ponto RT (S10°17,344' W48°17,770), montante 1,8 km do ponto 1, foi inserido no programa por apresentar regime hidráulico do tipo lótico e potencial capacidade de influenciar na qualidade da água no ponto 1(Figura 1).

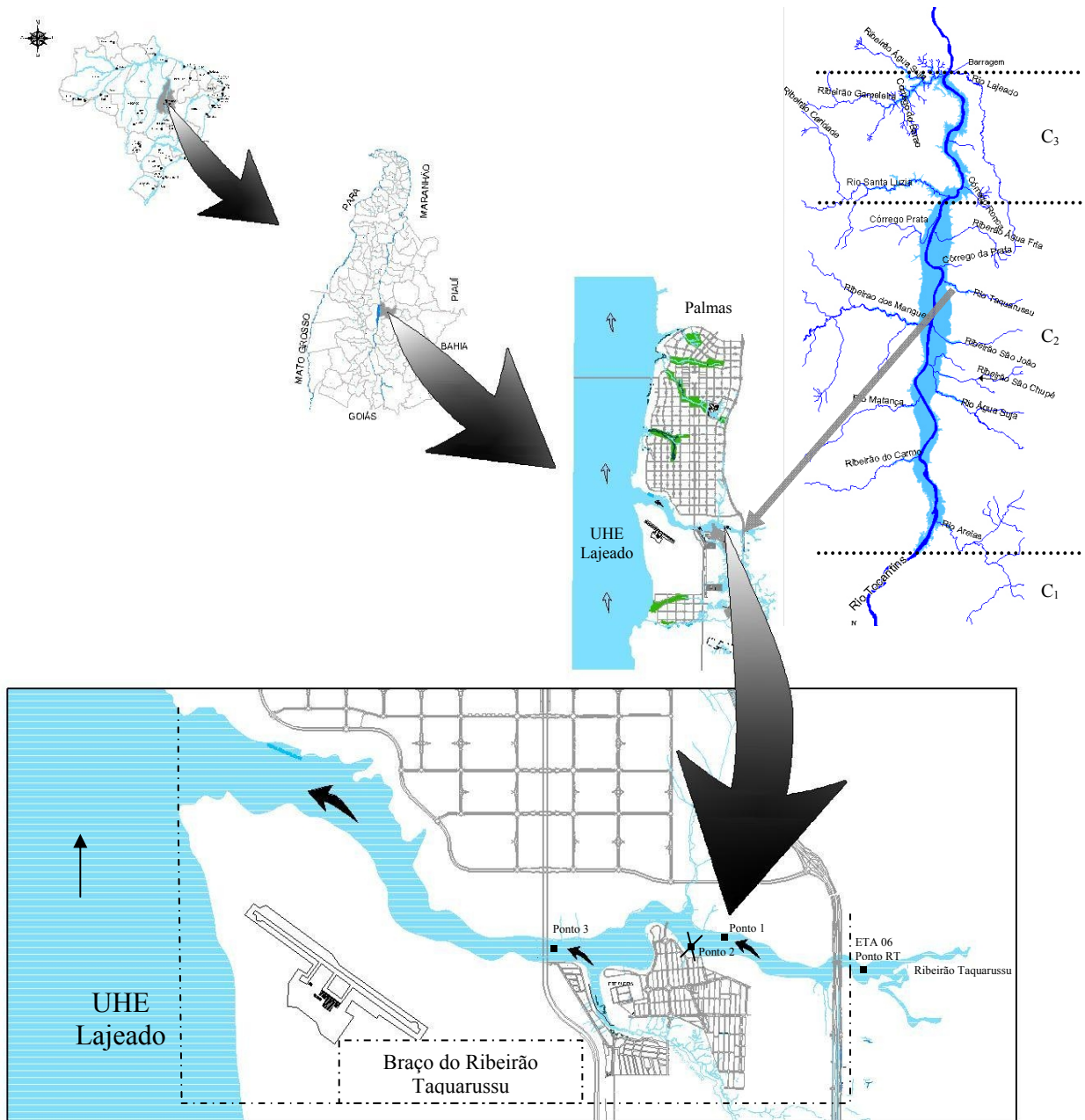


Figura 1. Localização da área de estudo.

Durante o período de estudo, o ponto 1, provável ponto de captação de água para abastecimento da capital, foi amostrado na região limnética, a 8 m da margem esquerda do braço do reservatório, aproximadamente. A seção transversal do ponto, conforme a Figura 2, mostra a calha inundada do ribeirão Taquarussu Grande à esquerda. A vazão máxima mensurada no período chuvoso é de $2000 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, com velocidade máxima de $1,38 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. No período de estiagem, os dados de vazão e velocidade não foram passíveis de mensuração

através do uso de micromolinete, devido à reduzida lâmina d'água na seção deste ponto (Saneatins, 2008).

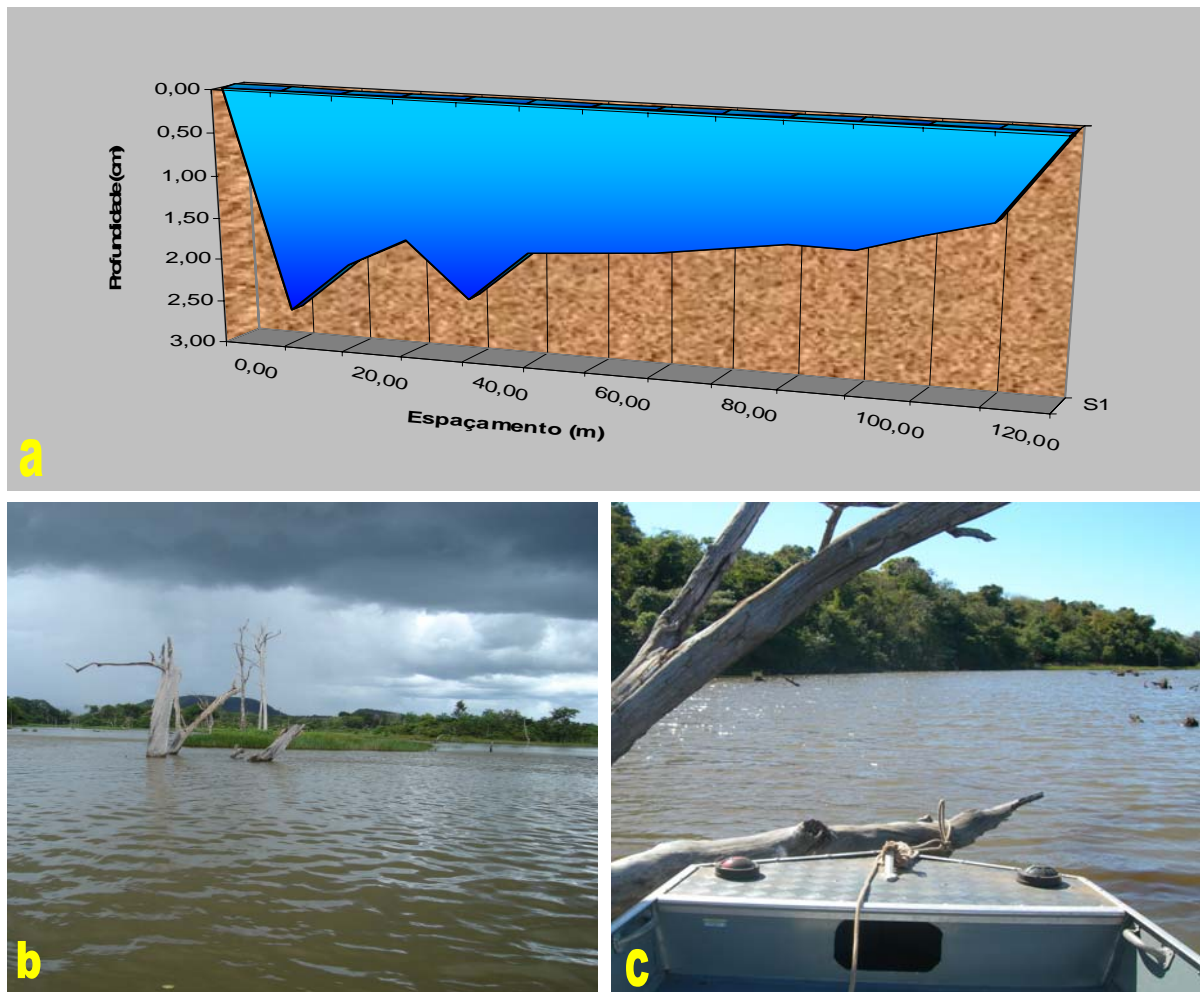


Figura 2. Seção transversal do ponto 1 (a); Vista local do ponto 1 (b) e detalhe da mata ciliar adjacente ao ponto (c).

A título de conhecimento, a vazão registrada na seção transversal ao ponto 1, no período chuvoso, forneceria 2,85 vezes mais do que a soma de toda a produção de água tratada, através dos cinco sistemas operando em Palmas atualmente.



Figura 3. Ponto RT (**a** – confluência do reservatório da UHE Lajeado: regime lêntico – cota 212m; **b** - barragem de nível do ribeirão Taquarussu utilizada para abastecimento da estação de tratamento de água 06 da SANEATINS: regime lótico – cota 213m). Detalhe: preparação de sacos de areia para elevar o barramento devido à escassez de chuva e ao assoareamento da bacia. (foto do autor, set/2009).

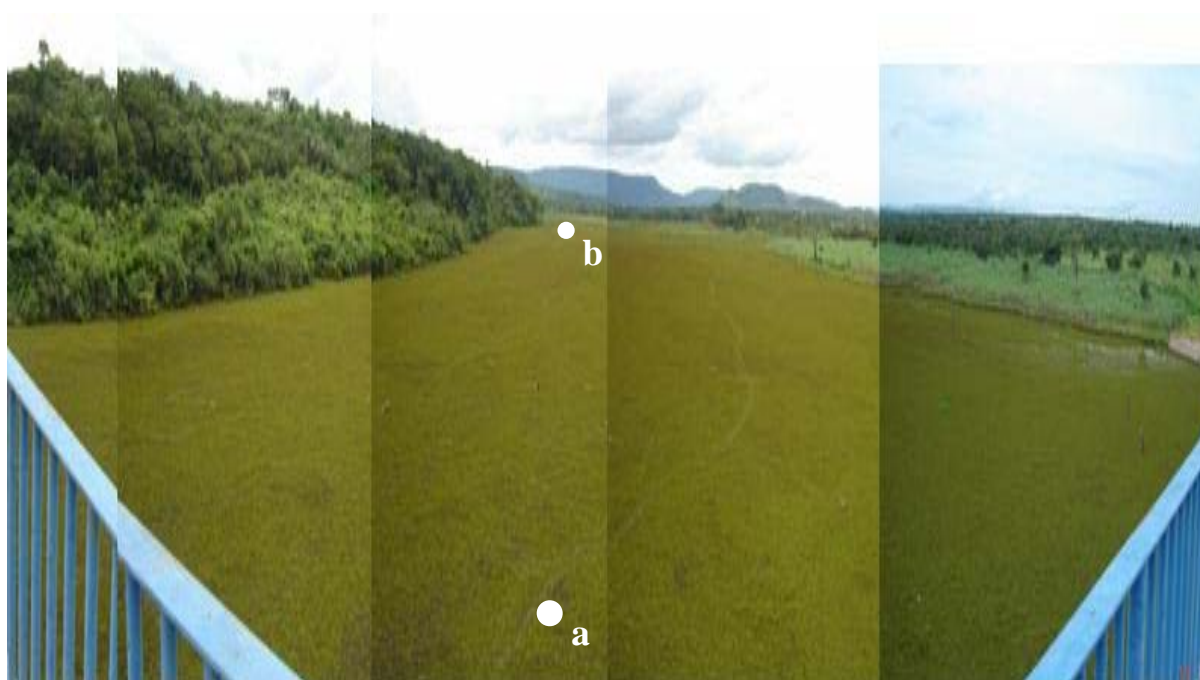


Figura 4. **a** - Ponto 3; **b** - Lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto Aurený – Detalhe: floração de *Salvinia sp.* (foto do autor, set/2005).

2. Dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas associadas a fatores limnológicos no potencial ponto de captação de água em Palmas-TO

José Roberto Lins da Silva^{1,4}, Juliana Girardello Kern², Liliana Pena Naval³, Vanessa Becker⁴, David da Motta Marques⁴

(1) Laboratório de Hidrobiologia, Divisão de Controle de Qualidade e Pesquisa de Água, Companhia de Saneamento do Tocantins, TO, Brasil

(2) Faculdades Integradas Espírita, PR, Brasil

(3) Laboratório de Saneamento, Universidade Federal do Tocantins, TO, Brasil

(4) Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brazil

RESUMO

Visando avaliar a viabilidade da utilização da água do ponto 1 (S 10°17.189' W 48°18.595') para abastecimento público da cidade de Palmas-TO, dois estudos sobre a dinâmica da ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas buscaram i) compreender a dinâmica espacial e temporal desras, e ii) avaliar a trofia do ambiente em relação à dinâmica dos recursos. Resumidamente, o estudo foi composto por uma análise do perfil vertical de cianobactérias e cianotoxinas, contemplando o período de seca e início de chuvas, durante os meses de julho a dezembro de 2008, denominado PVJD. Neste trabalho foram realizadas amostragens quinzenais, a 0,5, 1,0, 1,5, 2,0 e 2,5 m de profundidade. O outro estudo foi composto por duas avaliações nictemerais, sendo estas realizadas em 29 de setembro de 2008 e 23 de março de 2009, denominadas NIC-1 e NIC-2, respectivamente. Nestes estudos foram realizadas amostragens a 0,5, 1,0, 1,5, 2,0 e 2,5 m de profundidade, a cada 4 horas. Para ambos os estudos foram medidas variáveis bióticas e abióticas. Os resultados demonstraram que o

ponto amostrado no período PVJD apresentou condições meso-eutróficas, com circulação do tipo polimítica, com estratificação transitória no final do período de seca e isoterma no período chuvoso. Os estudos nictemerais 1 e 2 apresentaram condições climatológicas distintas, sendo o primeiro caracterizado por baixas precipitação e umidade relativa, e elevadas temperaturas, ventos e radiação, com consequente estratificação térmica e química no final da tarde com maiores densidades de cianobactérias, enquanto o segundo apresentou o inverso das características do primeiro, acompanhado de intrusões via tributário. As principais variáveis que influenciaram o padrão de distribuição das cianobactérias no sistema para os estudos foram: climáticas (ventos, precipitação e temperatura); físicas (turbidez e circulação térmica), e químicas (fósforo reativo solúvel e fósforo total). Em relação ao IET, o ambiente foi classificado como eutrófico, para os estudos NIC-1 e 2, e oscilando entre mesotrófico e eutrófico para PVJD, sendo estes sinérgicos a sazonalidade climática. As concentrações de cianotoxinas registradas estiveram abaixo dos valores preconizados pela organização mundial de saúde como concentrações promovedoras de danos à saúde humana. Finalmente, apesar de baixas densidades de cianobactérias e cianotoxinas, os estudos demonstram a necessidade de se avaliar criteriosamente o ponto 1, caso este seja utilizado para abastecimento público, principalmente por ter registro concentrações acima de $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ em estudo pretérito.

Palavras-chave: cianobactérias, cianotoxinas, estudo nictemeral, UHE Luiz Eduardo Magalhães, UHE Lajeado, Palmas.

INTRODUÇÃO

Os principais rios do Brasil têm sido regulados pela construção de reservatórios, os quais isoladamente ou em cascata constituem um importante impacto qualitativo e quantitativo sobre os principais ecossistemas de águas interiores. Os reservatórios de grande ou pequeno porte são utilizados para inúmeras finalidades, como geração de hidroeletricidade,

reserva de água para irrigação, reserva de água potável, produção de biomassa (cultivo de peixes e pesca intensiva), transporte (hidrovias), recreação e turismo (Tundisi, 1996; Tundisi *et al.*, 1999; Straskraba & Tundisi, 1999).

O reservatório formado pelo represamento do rio Tocantins, em seu trecho mediano, através da instalação da Usina Hidrelétrica Luiz Eduardo Magalhães, conhecida como UHE Lajeado, é um dos mais recentes ecossistemas artificiais do Brasil. Este reservatório foi construído para dispor à população, além de energia elétrica, usos como pesca, piscicultura, navegação, irrigação, turismo e recreação (IIE, 2003). Entretanto, o seu uso para abastecimento público está sendo posto em discussão devido aos registros de florações de cianobactérias tóxicas, implicando na busca de tecnologias eficientes e viáveis para remoção destas por parte da empresa concessionária. Estas toxinas podem causar danos ao fígado e ao cérebro, podendo até matar, como em Caruaru em 1996, onde 123 pacientes renais crônicos, logo após terem sido submetidos a sessões rotineiras de hemodiálise em uma clínica da cidade, no primeiro semestre de 1996, passaram a apresentar um quadro clínico compatível com grave hepatotoxicose resultando na morte de 64 pacientes (Azevedo *et al.* 2002).

Os sistemas de abastecimento de água de Palmas, desde 2002, vêm sofrendo limitações devido às baixas vazões de seus mananciais, bem como a insuficiência de produção das estações de tratamento existentes em relação à crescente demanda (Silva *et al.*, 2007). Para minimizar esta problemática, foi proposto a aplicação de um estudo de monitoramento e investigação sobre a qualidade da água do ponto S 10°17.189' W 48°18.595', denominado Ponto 1 (Figura 1), localizado no braço direito do reservatório da UHE Lajeado.

Pereira (2002^a) investigou e avaliou a qualidade da água do reservatório da UHE Lajeado nas fases pré e pós enchimento, sendo, portanto, o primeiro estudo realizado a nível de tese em reservatórios de UHE's no Tocantins. O estudo realizado na fase de pré-enchimento foi composto por duas etapas: 1 - fevereiro/99 a abril/00, monitorando 32 variáveis em 4 pontos; 2 – maio/00 a agosto/01, incluindo o fitoplâncton e zooplâncton em 14

pontos. A fase de enchimento: setembro/01 a fevereiro/02, obedeceu a mesma configuração da etapa 2 da investigação, acrescentado ainda o perfil vertical junto à barragem e ao longo do reservatório, através do monitoramento de 9 variáveis.

Neste mesmo estudo, a autora estabeleceu, após a investigação, compartimentações ao reservatório, sendo elas: C₁ – Fase predominante lótipo, C₂ – Fase predominante de transição (lótico/lêntico) e C₃ – Fase predominante lêntico (Figura 1). O ponto 1 está localizado no compartimento C₂, onde a bacia é mais larga, profundidade média entre 12 e 25 m, tendo a maior seção transversal do reservatório (3 a 8 km), maior área de inundação de mata inundada, disponibilidade de luz, e ocorrência de cianobactérias, com registros de 298.661,27 ind.mL⁻¹ de *Cylindrospermopsis raciborskii* em dezembro de 2001, em Palmas, Pereira (2002^a).

No reservatório da UHE Lajeado, Silva *et al.* (2003^b) registraram pela primeira vez a presença de floração de cianobactérias tóxicas, sendo também o primeiro registro no Estado do Tocantins. Os autores evidenciaram, através da frequência relativa dos indivíduos nos transectos varridos, a presença de *Microcystis aeruginosa* em 50 % e de *Radiocystis fernandoi* em 70 % da composição fitoplanctônica, além de concentrações de microcistinas acima de 3 µg.L⁻¹ na praia da Graciosa em Palmas, e confirmação através de bioensaio em camundongos para presença de hepatotoxinas. Após estes resultados, Silva *et al.*, (2003^a) relataram a presença destes gêneros em toda extensão da orla do reservatório da cidade de Palmas, havendo então confirmação da presença de cianobactérias tóxicas em quantidades diferentes e em pontos distintos.

Reis *et al.* (2004^a) realizaram o primeiro estudo no braço do reservatório, bem próximo ao ponto 1, registrando algumas espécies de cianobactérias e alguns fatores específicos que influenciam florações de algas nocivas no reservatório da UHE Lajeado.

A cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* comum em reservatórios, foi detectada no ponto próximo a captação da estação de tratamento de água da cidade de

Tocantínia, no médio Tocantins, por Silva *et al.*, (2005^a) e Silva *et al.* (2007). Estes trabalhos revelaram que esta espécie pode ser evidenciada também em ambientes lóticos, e há indícios desta floração ter sido carregada do reservatório da UHE Lajeado devido este já conter florações. Eles também relatam a primeira ocorrência de uma pequena floração não tóxica em captações de água para abastecimento do Estado do Tocantins, apresentando 18.867 cél.mL⁻¹.

Nos córregos Brejo Comprido, Água Fria e o Ribeirão Taquarussu, afluentes do reservatório, e que abastecem a capital Palmas, já foram evidenciadas cianobactérias das famílias Oscillatoriacea, Chroococacea e Nostocacea (Silva, 2005^b), potenciais inóculos para formação de florações no reservatório.

Marques *et al.* (2005) realizaram o levantamento do fitoplâncton no período de junho de 2004 a abril de 2005, bem como de cianobactérias, em 4 pontos distintos do reservatório, evidenciando frequência de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa* no período estudado.

O principal objetivo deste trabalho sustenta-se na compreensão da dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas, através dos estudos de perfil vertical, realizado no período de seca e início de chuvas, entre julho e dezembro de 2008, e nictemerais, realizados em 29 de setembro de 2008, e 23 de março de 2009. O comportamento dos principais grupos de cianobactérias durante os períodos de elevado aporte hídrico da bacia do ribeirão Taquarussu Grande, e o estado trófico do ambiente em relação à dinâmica de cianobactérias reforçam ainda os objetivos deste trabalho.

Diante disto, espera-se que os resultados deste estudo forneçam subsídios para tomada de decisão por parte da empresa concessionária de abastecimento, sobre a escolha da tecnologia adequada para tratar água com presença de cianobactérias e cianotoxinas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (UHE Lajeado) iniciou seu enchimento em setembro de 2001, com encerramento em fevereiro de 2002. Miracema do Tocantins, Lajeado, Palmas, Porto Nacional, Brejinho de Nazaré e Ipueiras, compreendem os municípios do entorno, com população estimada de 252.510 habitantes (IBGE, 2007). O reservatório abrange 626 km², extensão de 172 km, volume operacional de 4,9.10⁹ m³, e tempo de residência da água de 24 dias. Tem como principais tributários o rio Água Suja, ribeirão São João, ribeirão dos Mangues, rio Areias, rio Matança, ribeirão do Carmo, rio Crixás, Ribeirão Taquarussu Grande, córrego do Prata, córrego Brejo Comprido e córrego Água Fria (Pereira, 2002^a).

A bacia de drenagem do braço do ribeirão Taquarussu está localizada entre os paralelos (S 10° 10'33" - 10° 25'18") e (W 48° 03'57" - 48° 23'03"). Possui área de 46.307, 31 ha, e representa 19,1 % da área total do município, sendo 73,67 % de área de proteção ambiental (Unitins, 1999).

A região da sub-bacia do ribeirão Taquarussu Grande tem as condições climáticas com relativa homogeneidade por sua continentização, seu aspecto geográfico e constância das massas de ar sobre a região e seu domínio na zona climática tropical. A temperatura tem uma média superior a 25 °C, sendo que nos meses de junho e julho as mínimas registram 12 °C conforme dados da estação meteorológica de Porto Nacional-TO (Unitins, 1999).

O ponto 1 (S 10°17.189' - W 48°18595'), objeto principal deste estudo, está localizado em Palmas-TO, à margem direita do reservatório, à 1500 m da confluência com o ribeirão Taquarussu Grande, localizada na barragem de nível utilizada para captação de água para abastecimento da capital (Figura 1).

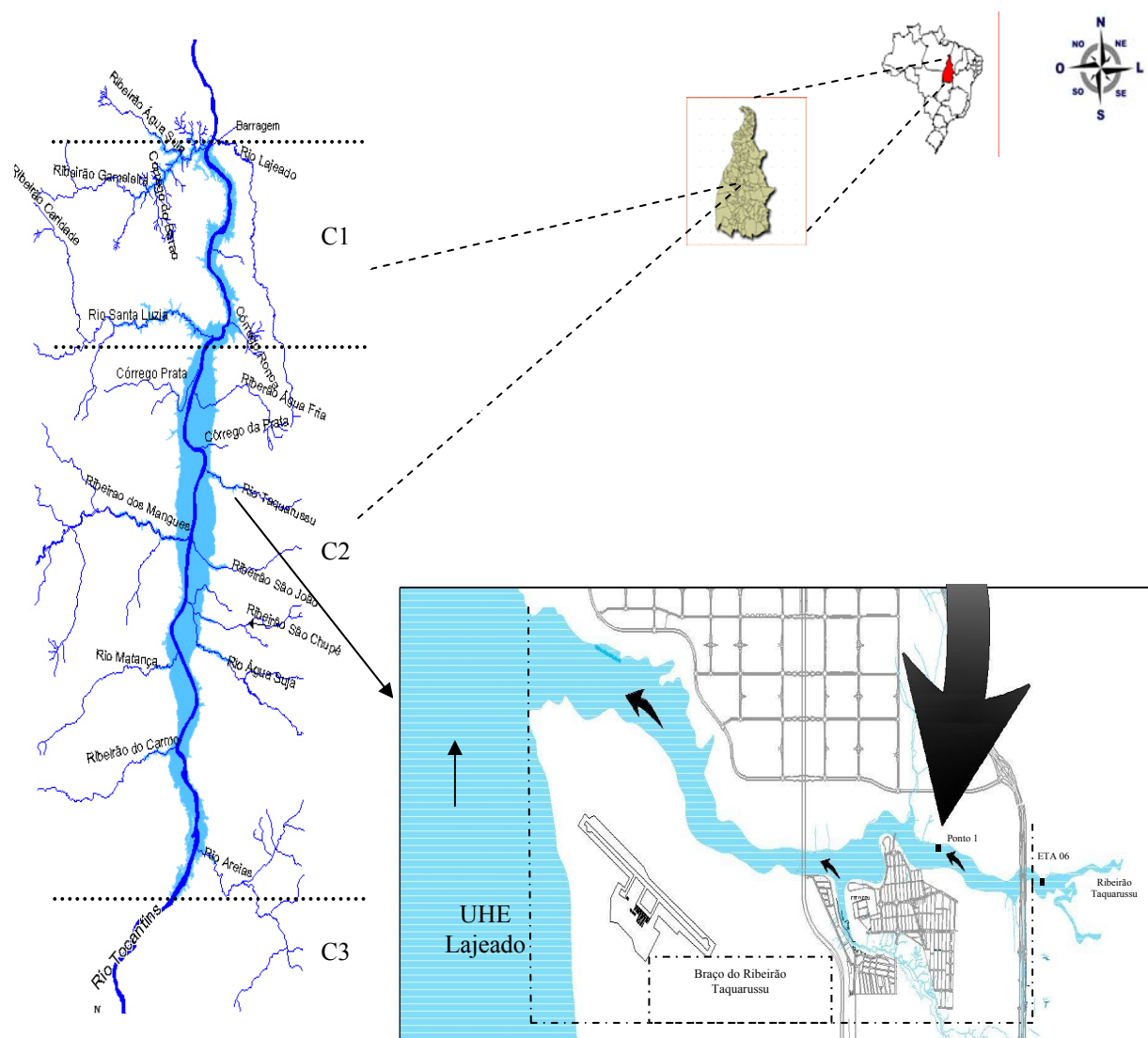


Figura 1. Localização da área de estudo (créditos: reservatório da UHE Lajeado - Laboratório de Análises e Planejamento Ambiental LAPA/UFSCar; Braço do ribeirão Taquarussu - Gerência de Projetos SANEATINS)

Variáveis climáticas

Os dados médios das variáveis climatológicas: temperatura do ar, precipitação pluviométrica, umidade relativa do ar, radiação solar, ventos e pressão atmosférica, foram obtidos na estação climatológica 1, do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2009).

Variáveis limnológicas

Objetivados a avaliar e compreender a dinâmica de cianobactérias na coluna d'água no ponto 1, dois estudos foram realizados. O primeiro estudo foi realizado entre os meses de julho e dezembro de 2008, denominado PVJD (perfil vertical entre os meses de julho e dezembro), por meio de 11 campanhas quinzenais, sendo estas realizadas sempre no intervalo entre 10:00 e 12:00 H. Compreenderam neste período as estações seca: julho, agosto, setembro e outubro, denominado período I, e início da estação chuvosa: final de outubro, novembro e dezembro, denominada período II. O segundo estudo foi realizado por meio de duas campanhas nictemerais: a primeira, em 29 de setembro de 2008 (vazões mínimas), denominada NIC-1 (estudo nictemeral na fase de estiagem), e a outra em 23 de março 2009 (vazões máximas), denominada NIC-2 (estudo nictemeral na fase de cheia). Ambas foram investigadas diuturnamente com intervalos de 4 horas, totalizando seis intervalos por campanha.

Para os estudos, utilizou-se garrafa de Van Dorn para coletas nas profundidades de 0,5, 1,0, 1,5, 2,0 e 2,5 m. Foram mensuradas *in locu* as variáveis: oxigênio dissolvido, temperatura da água e do ar, além do pH e transparência. Para análise das demais variáveis, as amostras foram acondicionadas em frascos específicos e encaminhadas imediatamente ao laboratório de Hidrobiologia da Companhia de Saneamento do Tocantins – SANEATINS.

Como etapa de preparação de amostras para análise, o procedimento de digestão ocorreu nas amostras destinadas à determinação de nitrogênio total e fósforo total, além de ajuste de pH. Já o procedimento de filtração ocorreu para amostras destinadas à determinação de cor verdadeira, condutividade, sólidos totais dissolvidos, além da utilização do séston retido na membrana de fibra de vidro para análise de clorofila-a.

A zona eufótica foi estimada como 2,7 vezes a medida da profundidade de extinção do disco de Secchi (Cole, 1994). A razão Z_{max}/Z_{eu} foi utilizada como índice de disponibilidade

de luz na coluna d'água (Jensen *et al.*, 1994) e o coeficiente de atenuação vertical, foi estabelecido através da razão $1,9/Z_{sd}$ (Kirk, 1986).

Na Tabela 1 são apresentadas as variáveis estudadas, bem como as unidades de medida e a metodologia aplicada.

Tabela 1 Variáveis analisadas no laboratório de hidrobiologia da Saneatins, com as respectivas unidades de medida, simbologia e metodologia aplicada.

Variáveis	Unidade	Simbologia	Metodologia
coeficiente de atenuação vertical	m^{-1}	kd	(KIRK, 1986)
condutividade	$\mu S.cm^{-1}$	CND	APHA(2005)
cor verdadeira	PtCo	COR	APHA(2005)
demanda bioquímica de oxigênio	$mg.L^{-1}$	DBO	APHA(2005)
fósforo Total	$mg.L^{-1}$	PT	APHA(2005)
índice de estado trófico	Graus de trofia	IET	CARLSON (1977) modificado por TOLEDO Jr. <i>et al.</i> , (1983)
índice de disponibilidade de luz	%	Z_{max}/Z_{eu}	JENSEN <i>et al.</i> (1994)
nitrato	$mg.L^{-1}$	N-NO ₃	APHA(2005)
nitrito	$mg.L^{-1}$	N-NO ₂	APHA(2005)
nitrogênio amoniacal total	$mg.L^{-1}$	NAT	APHA(2005)
nitrogênio total	$mg.L^{-1}$	NT	APHA(2005)
fósforo reativo solúvel	$mg.L^{-1}$	PRS	APHA(2005)
oxigênio dissolvido	$mg.L^{-1}$	OD	APHA(2005)
pH	-	pH	APHA(2005)
sólidos totais dissolvidos	$mg.L^{-1}$	STD	APHA(2005)
temperatura da água	° C	TMP	APHA(2005)
temperatura do ar	°C	TMA	APHA(2005)
transparência	M	Z_{sd}	APHA(2005)
turbidez	NTU	TBZ	APHA(2005)
zona Eufótica	M	Z_{eu}	COLE (1994)
clorofila-a	$\mu g.L^{-1}$	Cl-a	CETESB 1990/UTERMOHL(1958)
cianobactérias	$cel.mL^{-1}$	CIANO	CETESB(1998)
cilindrospermopsina	$\mu g.L^{-1}$	CYN	ELISA(2007)
microcistinas totais	$\mu g.L^{-1}$	MYC	ELISA(2007)
saxitoxinas totais	$\mu g.L^{-1}$	STX	ELISA(2007)
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	E-coli	APHA(2005)

Análises de cianobactérias e cianotoxinas

Quanto à taxonomia das cianobactérias, foi adotado o sistema de classificação proposto por Komárek & Anagnostidis (1989, 1998 e 2005). Os espécimes corados com lugol acético foram identificados sempre que possível em nível infragenérico. Os indivíduos foram contados por transectos até atingir, sempre que possível, 100 indivíduos da espécie predominante, buscando atingir um limite de confiança de 95 %, com erro inferior a 20 %, segundo a distribuição de Poisson (APHA, 2005).

Para a determinação de microcistinas totais (microcistina LR 100 %; microcistina RR 87 %; microcistinas YR 48 % e nodularina 31 %), saxitoxinas totais (decarmaboyl STX 29 %; GTX 2 e 3 23 %; GTX 5B 23 %; Sulfo GTX 1 e 2 %; decarmaboyl STX 2 e 3 1,4 %; neosaxitoxina 1,3 %; decarmaboyl STX neosaxitoxina 0,6 % e GTX 1 e 4 <0,2 %) e cilindrospermopsina, utilizou-se o método imuno-enzimático ELISA (*Enzyme-Linked Immuno Sorbente Assay*), que detecta a presença destas cianotoxinas após reações entre anticorpos policlonais contidos dentro de microplacas. As leituras a 450 nm foram realizadas através de leitora de microplacas da marca DRAKE. A promoção da lise celular foi obtida a partir do gelo/degelo por 3 vezes, sendo a alíquota final ainda macerada para obter o máximo de cianotoxinas das amostras e centrifugadas para utilização do sobrenadante.

Sobre as análises de microcistinas e saxitoxinas, sete amostras foram avaliadas em PVJD (21/07, 25/08, 15/09, 29/09, 27/10, 18/11 e 01/12) e trinta em NIC-1 e NIC-2. Enquanto que cilindrospermopsina foi avaliada somente no estudo NIC-1 através de 30 ensaios.

Análise de dados

A avaliação do estado trófico do ponto 1 para os estudos foi realizada através do índice proposto por Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), que inclui o fósforo reativo solúvel.

$$IET(S) = 10 \left[6 - \left(\frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 1}$$

$$IET(PT) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln \{80,32 / PT\}}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 2}$$

$$IET(PO_4) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln \{21,67 / PO_4\}}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 3}$$

$$IET(CL - a) = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 * \ln CL}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 4}$$

S: Valor da extinção do disco de Secchi

PT: concentração de fósforo total em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

PO₄: concentração de fósforo reativo solúvel em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL-a: concentração de clorofila em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

O cálculo do IET médio foi realizado através da média ponderada dos valores obtidos como proposto por Toledo Jr. *et al.* (1983), atribuindo maior peso para o fósforo reativo solúvel, total e clorofila-a, e menor peso a transparência, pela seguinte fórmula:

$$\overline{IET} = \frac{IET(S) + 2 \{IET(PT) + IET(PO_4) + IET(CL)\}}{7} \quad \text{Equação 5}$$

Adotando os critérios estabelecidos na Tabela 2.

Tabela 2 IET – Índice de Estado Trófico

Estado trófico	Critério
<i>Oligotrófico</i>	$IET < 44$
<i>Mesotrófico</i>	$44 < IET < 54$
<i>Eutrófico</i>	$IET < 54$

Para melhor interpretação dos dados, os resultados de algumas variáveis foram tabulados de forma a ser interpolados através do método de krigagem, utilizando o programa SURFER[®] versão 8.01 (Landin *et al.*, 2002). As análises de correlação de Pearson (r) foram realizada através do programa PAST 1.68 (Hammer *et al.*, 2001), enquanto que análises de

regressão linear simples foram obtidas através do programa BIOESTAT 2.0 (Ayres e Ayres Jr., 2005).

RESULTADOS

Perfil Vertical

Variáveis climáticas

Durante o perfil vertical realizado de julho a dezembro de 2008 - PVJD, as variáveis climáticas levantadas mostraram-se compatíveis com a sazonalidade do período estudado. As concentrações médias de precipitação representaram uma sazonalidade marcante durante o período avaliado. A temperatura média em 2008 foi de 28,1 °C, com máxima de 37,6 °C em setembro e mínima de 19,8 °C em julho, quando ocorreu também a maior amplitude do estudo (14,3 °C). Em 2007, a temperatura média obtida foi de 28,44 °C, máxima de 30,04 °C em setembro, e mínima de 26,59 °C em dezembro, e amplitude de 6,98 °C em agosto. Já em 2006, ocorreu média de 28,05 °C, máxima de 29,21 °C em setembro, e mínima de 26,87 °C em julho, e maior amplitude em julho (12,95 °C). A velocidade média do vento foi significativa na separação do estudo em dois compartimentos distintos: O primeiro ocorreu concomitante às baixas precipitações, com ventos de moderados (2,2 m.s⁻¹), de julho a outubro, enquanto que no segundo o valor registrado para ventos foi de 1,4 m.s⁻¹. A umidade relativa do ar seguiu a variável anterior, quando registrou no compartimento I média de 44,4 %, e 68,9 % no compartimento II. A radiação solar média foi de 18 MJ/m² (máx.=19,7 MJ/m² em out, mín.=15,4 MJ/m² em nov), enquanto que a pressão atmosférica média foi de 97,8 Kpa (máx.=98,1 MJ/m² em jul, mín.=97,7 MJ/m² em Nov) (Figura 2).

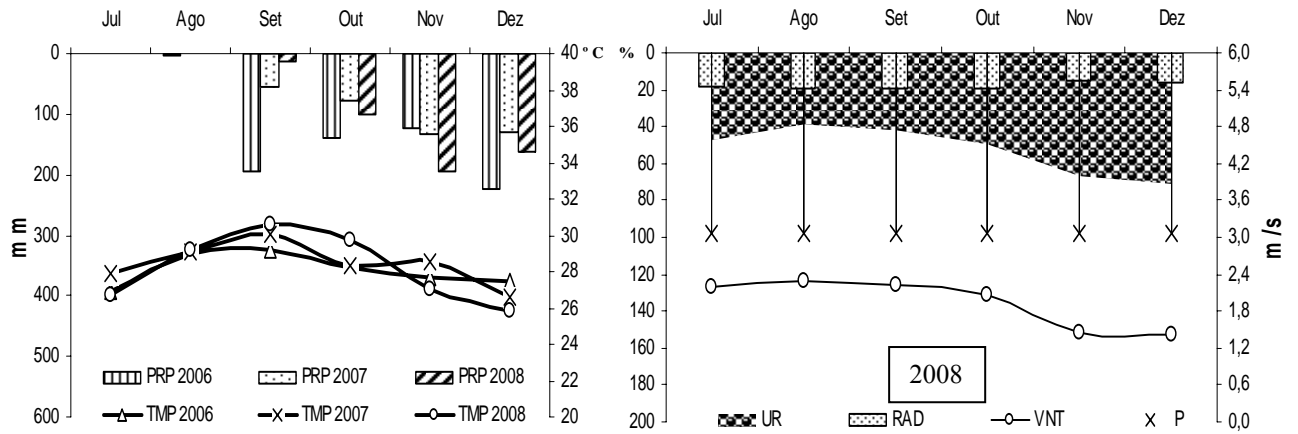


Figura 2. Médias mensais das condições climatológicas na cidade de Palmas-TO no estudo PVJD, durante os anos de 2006, 2007 e 2008 (PRP-precipitação (mm) - eixo esquerdo e TMA-temperatura do ar (°C) - eixo direito). À direita, as variáveis UR-umidade relativa do ar (%); RAD-Radiação solar (MJ/m²); P-pressão atmosférica (Kpa) - eixo esquerdo) e VNT-ventos (m/s) - eixo direito. Fonte: INMET (2009).

Cenário físico e químico

Analisando o gradiente vertical de temperatura em PVJD (Figura 3), pode-se evidenciar temperaturas mais elevadas no final do período I, com moderada estratificação térmica e presença de termoclina em 27/10 (máx.=31,9, mín.=29,9 e $C_v=2,54\%$), período em que ocorreu também estratificação química através do decréscimo de OD (máx.=5,63 e mín.=0,95 mg.L⁻¹).

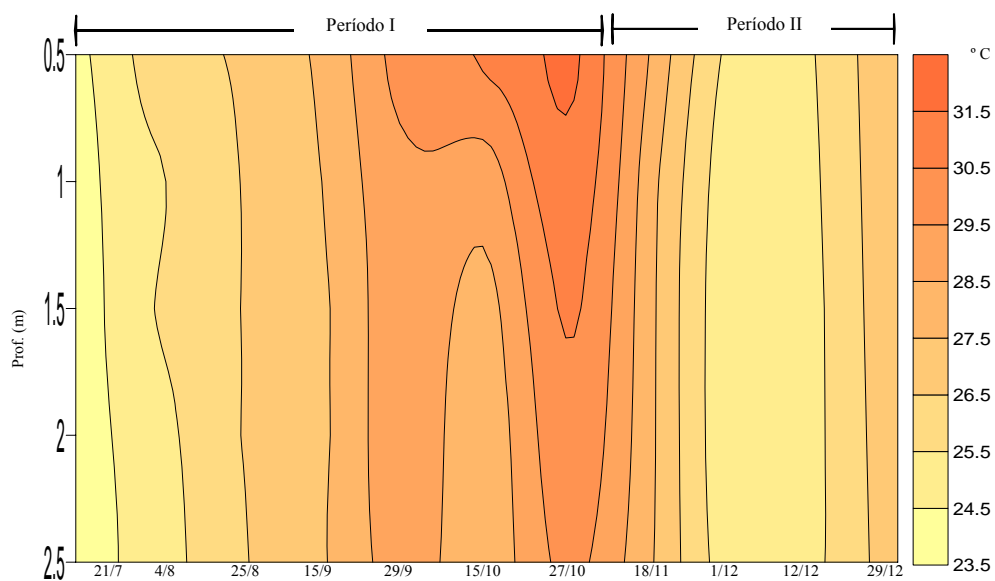
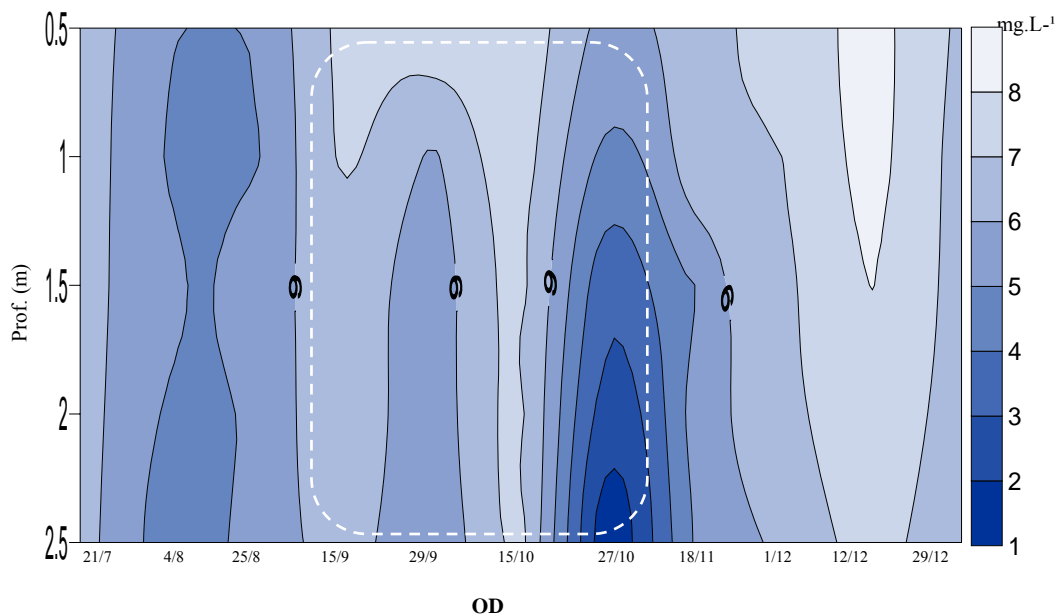


Figura 3. Diagrama de variação vertical da temperatura em PVJD.

As temperaturas neste período obtiveram mínimas de 27,3 °C em 15/09 (↓1,5 e ↓2 m), e máxima de 31,9 °C, em 27/10 (↓0,5 m). Havendo maior amplitude (3 °C) em 15/08. No início do período I e no período II houve maior circulação de massa d'água e quebra de estratificação térmica, corroboradas por amplitude máxima de 1,2 °C em 4/08, com mínimas de 24,0 °C no hipolímnio em 21/07 e máxima de 28,4 °C em 18/11 (Figura 3).

A variável OD apresentou $C_v=22,64\%$ com anoxia no hipolímnio em 27/10, e amplitude de $4,68\text{ mg.L}^{-1}$, com máx.= $5,63\text{ mg.L}^{-1}$ (↓0,5 m) e mín.= $0,95$ (↓2,5 m), caracterizando a formação de oxiclina na coluna, comprovada pela redução de 83,12 % de OD, além da presença de termoclina. Como já citado, este perfil revela uma curva do tipo clinogrado, típica de reservatórios estratificados, eutrófico no verão. Ocorrendo alta taxa de consumo de oxigênio na decomposição da matéria orgânica no hipolímnio (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Neste dia ocorreu o 4º maior valor em média na coluna de cianobactérias no período (2.650 cél.mL^{-1}) (Figura 4).



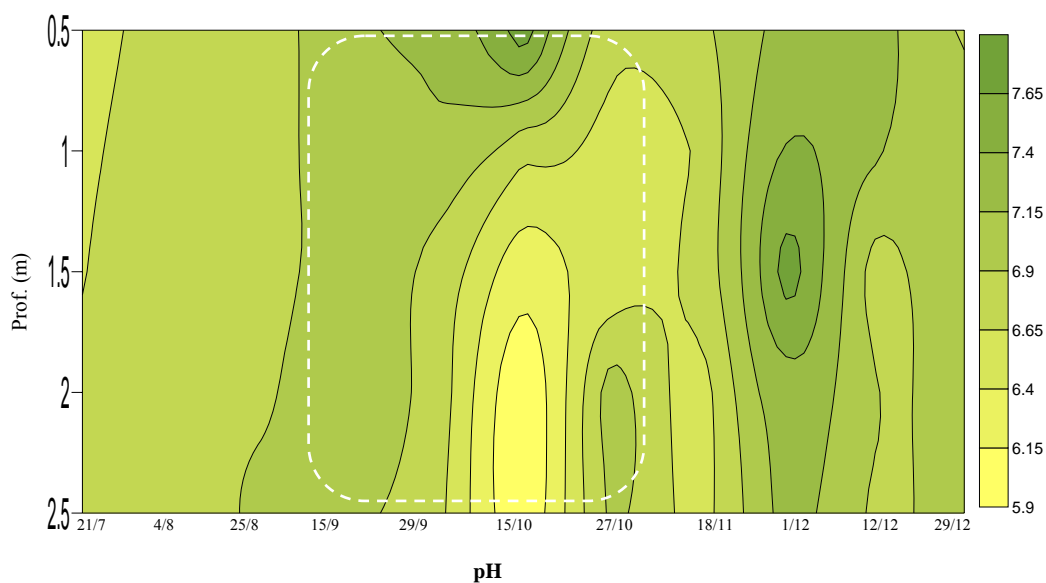


Figura 4. Diagramas de variação vertical em PVJD das variáveis oxigênio dissolvido e pH. Área tracejada representa as maiores densidades de cianobactérias em cel.mL^{-1} registradas no período.

Os mais baixos valores de pH foram evidenciados no hipolímnio em 15/10, embora neste dia não tenha ocorrido positiva correlação entre a variável e cianobactérias. Entretanto, baixos valores de pH coincidiram com elevadas densidades de cianobactérias entre os meses de setembro e outubro. Durante todo o estudo houve uma variação $C_v=5,01\%$, e $\bar{X}=6,87$ de pH.

As elevadas concentrações de cor verdadeira ocorreram em toda a coluna na amostra coletada no final de dezembro, com $\text{máx.}=161 \text{ PtCo}$ ($\downarrow 2,5 \text{ m}$), e $\bar{X}=136,8 \text{ PtCo}$. As menores concentrações em média foram registradas em 29/09 ($\bar{X}=6,02 \text{ PtCo}$), e 25/08 ($\bar{X}=6,06 \text{ PtCo}$) (Figura 5). Durante o período foram evidenciadas correlação altamente significativa entre a cor verdadeira e a turbidez, comprovadas por $p<0,0001$, $R_2=70,5\%$, $\text{IC}=95\%$, sendo a variação entorno da média para cor de $110,26\%$ e $103,65\%$ para turbidez. Não houve correlação significativa para a variável cor verdadeira e cianobactérias no estudo. As elevadas concentrações de cor e turbidez ocorreram no período de início de chuvas, reforçando a hipótese de que o ponto 1 se comporta de forma lótica neste período.

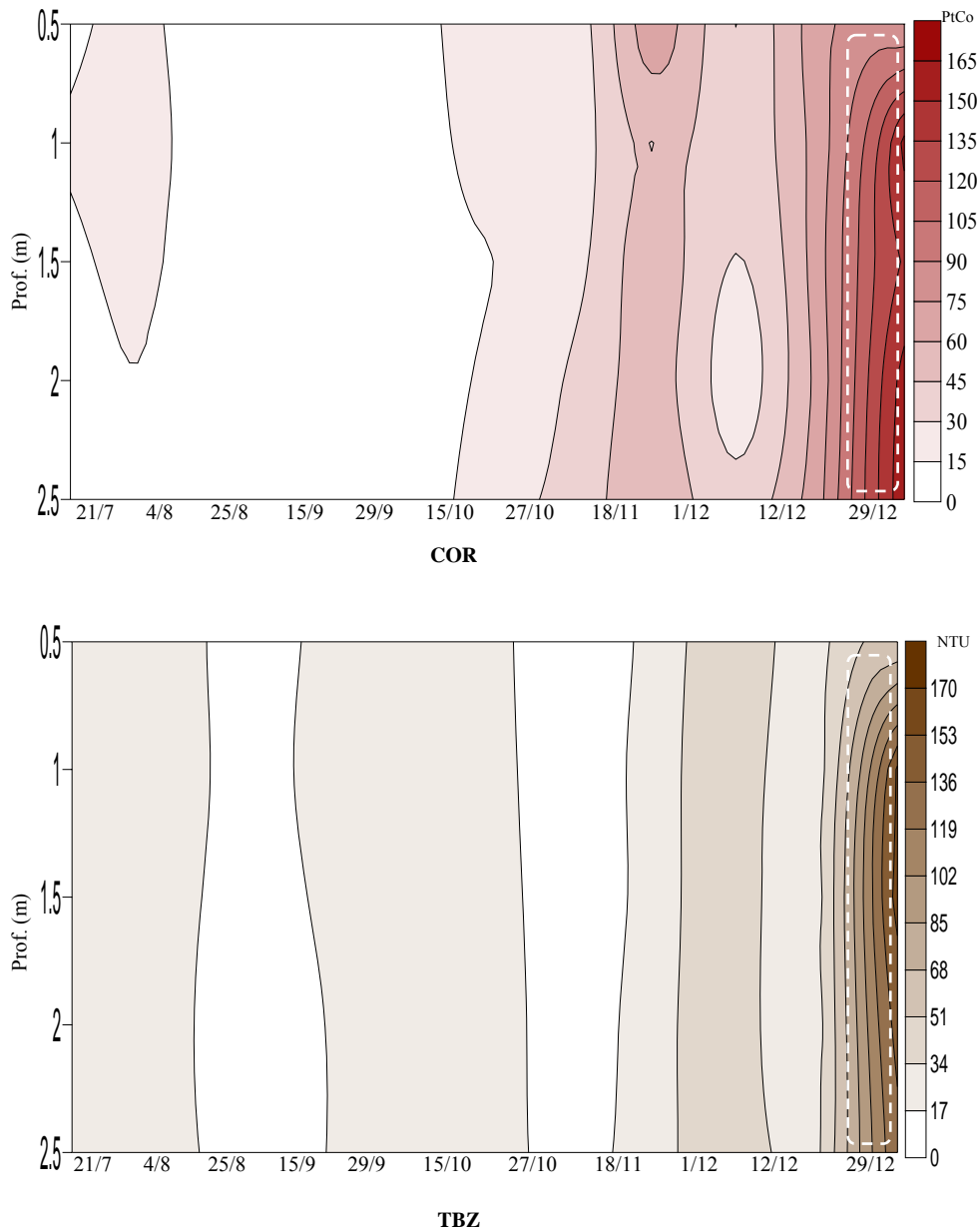


Figura 5. Diagramas de variação vertical em PVJD das variáveis cor verdadeira e turbidez. Área tracejada representa o período de maior precipitação e ventos.

Os resultados das médias e desvio padrão das variáveis abióticas e biótica no estudo do perfil vertical são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 Médias das concentrações das variáveis temperatura-TMP, oxigênio dissolvido-OD, cor verdadeira-COR, pH, turbidez-TBZ, nitrogênio total-NT, fósforo total-PT e fósforo

reativo solúvel -PRS, nas diferentes profundidades, \pm desvio padrão, sendo $n=5$, no estudo do perfil vertical.

Período	I						II				
	Data	21/jul	4/ago	25/ago	15/set	29/set	15/out	27/out	18/nov	1/dez	12/dez
TMP °C	24,1	25,4	26,5	27,4	29,4	28,7	30,8	27,8	24,8	25,4	27,3
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,07	0,48	0,07	0,17	0,42	1,26	0,78	0,32	0,16	0,09	0,13
OD mg.L ⁻¹	6,5	4,9	5,22	6,82	5,9	7,35	3,4	5,86	6,81	7,93	6,52
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,09	0,27	0,28	0,45	1	0,21	1,85	0,86	0,45	0,38	0,26
COR PtCo	14,1	15,6	6,06	12	6,2	19,8	25	56,8	29,8	70	137
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	1,08	1,33	1,07	1,06	3,83	4,15	7,62	11,82	7,66	2,35	35,86
pH	6,64	6,82	6,84	7	6,93	6,53	6,75	6,67	7,4	6,99	7,02
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,07	0,06	0,08	0,09	0,2	0,79	0,26	0,14	0,24	0,21	0,11
Turbidez NTU	27	23	13	18	23	25	8,2	24	46	26	129
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	1,08	1,06	1,17	1,3	1,3	2,63	1,15	2,9	2,52	1,88	44
NT mg.L ⁻¹	3,12	4,26	1,9	3,28	8,38	1,24	2,22	3,02	0,24	0,14	3,54
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	1,28	1,24	1,14	1,12	1,64	1,09	0,13	0,28	0,22	0,09	2,89
PT mg.L ⁻¹	0,76	0,74	0,61	0,83	2,14	1,3	0,8	0,68	0,59	1,19	0,68
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,26	0,34	0,3	0,3	0,79	0,68	0,07	0,4	0,24	0,2	0,18
PRS mg.L ⁻¹	0,24	0,3	0,32	0,27	0,13	1,16	1,02	1,21	0,71	0,14	0,18
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,06	0,06	0,07	0,08	0,05	0,38	0,16	0,31	0,16	0,07	0,03

A transparência no ponto amostrado apresentou-se na maior parte inferior a 1 m em PVJD, sendo ultrapassada somente no final de outubro (1,37 m), com amplitude de 1,11 m. A zona eufótica atingiu o hipolímnio em 36,4 % das medições, sendo favorecido o final do mês de julho, início de setembro e todo mês de outubro.

Nos meses de setembro e outubro ocorreu a maior amplitude de transparência (0,54 - 1,37 m). A razão Z_{max}/Z_{eu} em PVJD variou de 0,68 em 27/10 a 4,41 em 29/12, correspondendo aos períodos de fim de seca e período de chuvas, respectivamente. O coeficiente de atenuação vertical (kd) teve amplitude de 7,66, seguindo o mesmo perfil de Z_{max}/Z_{eu} e transparência (Tabela 4).

Tabela 4 Valores de transparência (Z_{sd}), zona eufótica (Z_{eu}), razão profundidade máxima/zona eufótica (Z_{max}/Z_{eu}), e coeficiente de atenuação vertical (kd), em PVJD.

Variáveis\Período	21/jul	4/ago	25/ago	15/set	29/set	15/out	27/out	18/nov	1/dez	12/dez	29/dez
Z_{sd} m	0,74	0,58	0,55	0,67	0,54	0,82	1,37	0,53	0,37	0,26	0,21
Z_{eu} m	2,00	1,57	1,49	1,81	1,46	2,21	3,70	1,43	1,00	0,70	0,57
Z_{max}/Z_{eu}	1,25	1,60	1,68	1,38	1,71	1,13	0,68	1,75	2,50	3,56	4,41
kd m ⁻¹	2,57	3,28	3,45	2,84	3,52	2,32	1,39	3,58	5,14	7,31	9,05

Nutrientes

Foi evidenciada uma amplitude de $1,68 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo reativo solúvel, variando entre $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ (12/12- \downarrow 2,5 m) a $1,74 \text{ mg.L}^{-1}$ (15/12- \downarrow 0,5 m), enquanto que o fósforo total variou de $0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ (01/12- \downarrow 2,5 m) a $2,39 \text{ mg.L}^{-1}$ (15/10- \downarrow 1,5 m). Já o nitrogênio total teve pico de $11,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (29/09- \downarrow 1,5 m) e mínima de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ em 15/10 (\downarrow 0,5 m), 01/12 (0,5, 1,0 e \downarrow 2,0 m) e 12/12 (0,5, 1,5, 2,0 e \downarrow 2,5 m). A razão N:P no período teve amplitude de 5,96 ($0,8 \leftrightarrow 6,76$) e razões inferiores a 10 (Figura 6).

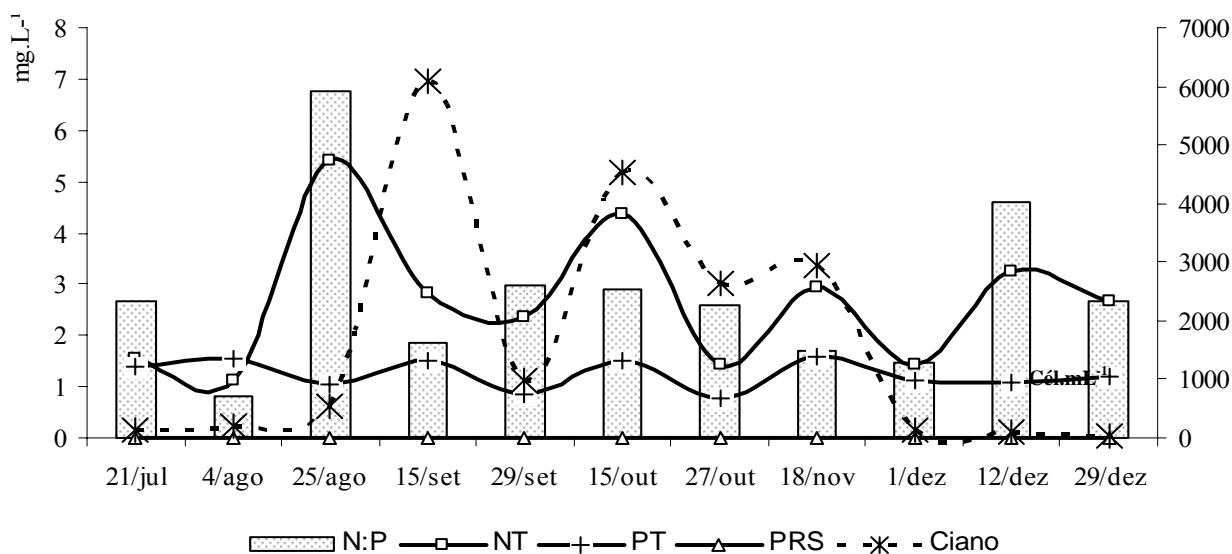


Figura 6. Variação da concentração de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (PRS), razão nitrogênio:fósforo (N:P) ($n=55/\text{variável}$) e cianobactérias (Ciano), no estudo do perfil vertical.

Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas

Durante o período estudado, os meses de setembro e outubro se destacaram por apresentar maior produção fotossintética por parte das cianobactérias. Nestes meses foram evidenciadas máximas de $9.395 \text{ cél.mL}^{-1}$ em 15/09, e $6.983 \text{ cél.mL}^{-1}$ em 15/10, sendo ambas na região hipolimnética (Figura 7).

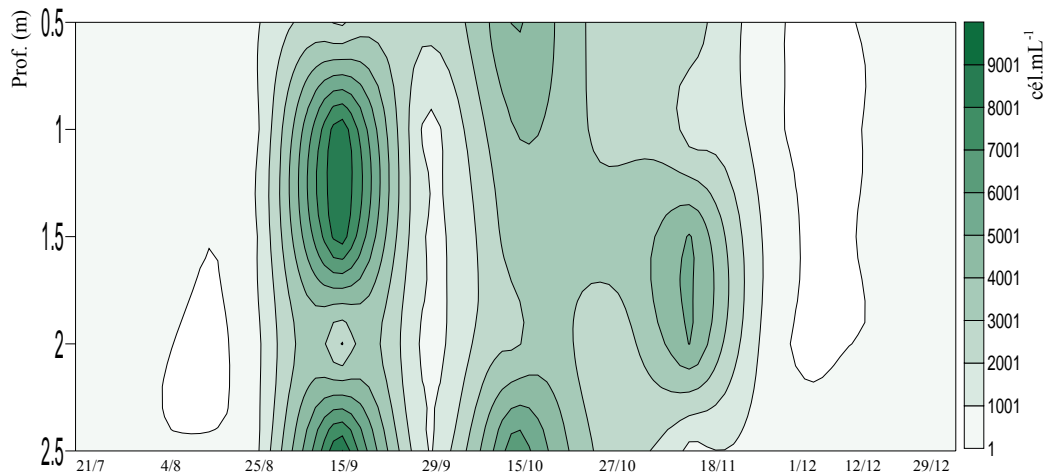


Figura 7. Diagrama de variação vertical de cianobactérias entre julho e dezembro de 2008.

Cylindrospermopsis raciborskii foi a cianobactéria com maior frequência no período, com 81,8 % e 38,6 ind.mL⁻¹ em média, estando ausente apenas no mês de dezembro, período onde as chuvas foram mais elevadas, sendo 69 % a sua participação na taxa (Figura 9).

Sobre as relações existentes entre cianobactérias e nutrientes, houve uma evolução nítida das concentrações a partir do final de agosto até o final de novembro. Aplicando r-Pearson entre as variáveis envolvidas neste período, houve correlação positiva entre Ciano e PRS ($r=0,83$) e Ciano e PT ($r=0,63$), e negativa entre Ciano e NT ($r=0,82$). Através de regressão simples observou-se ainda mais a relação neste período entre Ciano e PRS ($p=0,07$ e $R^2=40,27$ % com IC=95 %).

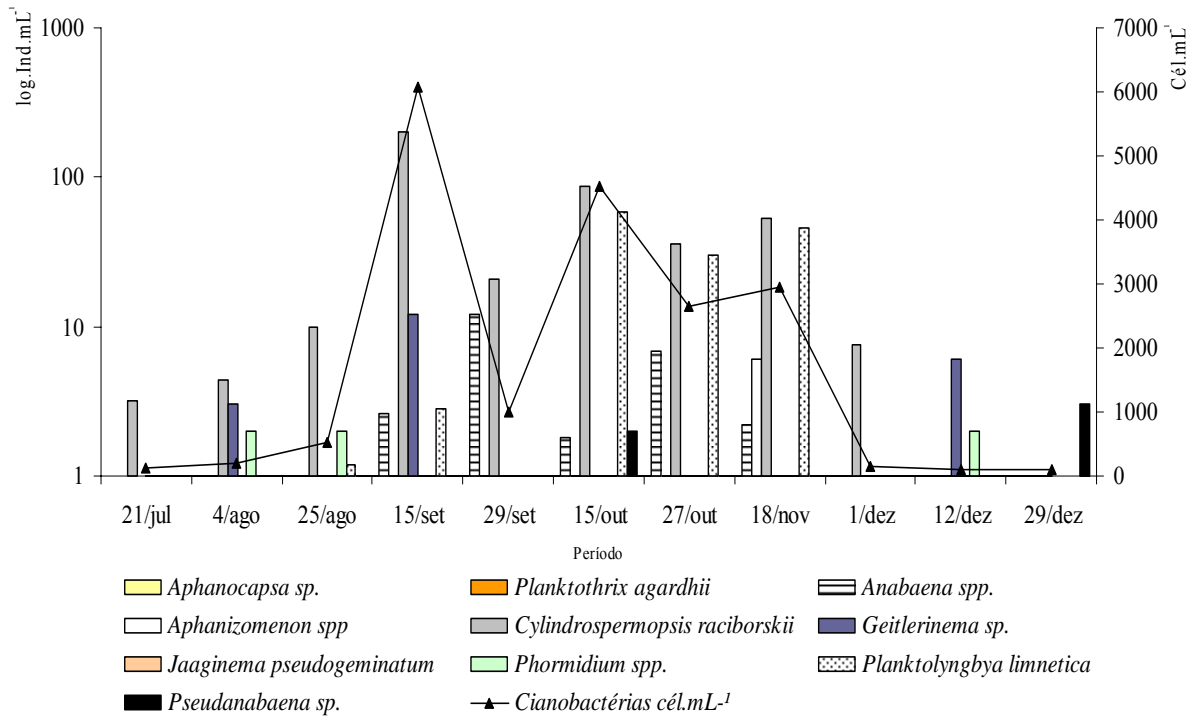


Figura 8. Médias das densidades de log.indivíduos.mL⁻¹ e células.mL⁻¹ registradas das cinco profundidades avaliadas no perfil vertical.

Cylindrospermopsis raciborskii participou em 69% da taxa, enquanto *Planktolyngbya limnetica* esteve freqüente em 72,7 % dos meses avaliados, com 12,8 ind.mL⁻¹ em média e 23 % na composição da taxa. As demais cianobactérias não representaram participação expressiva no período avaliado (Figura 9).

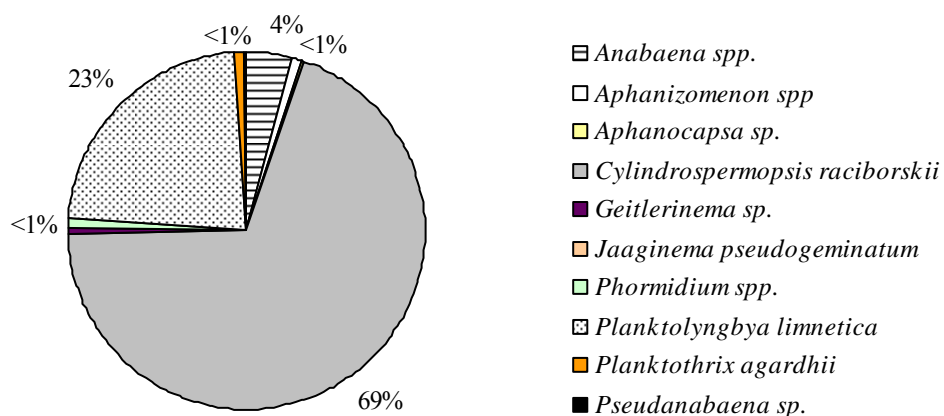


Figura 9. Taxa de cianobactérias presente no estudo do perfil vertical do ponto 1.

As concentrações de microcistinas totais apresentaram-se superiores as de saxitoxinas totais, em média. Os resultados estiveram proporcionais as concentrações de cianobactérias no período (Tabela 5).

Tabela 5 Resultados de cianotoxinas em PVJD, em $\mu\text{g.L}^{-1}$
(MYC – microcistinas totais e STX – saxitoxinas totais)

	PVJD	
	MYC	STX
n	7	7
Mínimo $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	0,012
Máximo $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,062	0,049
Média $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,030	0,026
Erro padrão	0,009	0,004
Desvio padrão	0,025	0,012

RESULTADOS

Estudo Nictemeral

Variáveis climáticas

Durante os estudos nictemerai realizados em 29 de setembro de 2008 (NIC-1) e 23 de março de 2009 (NIC-2), as variáveis climáticas caracterizaram a sazonalidade dos períodos estudados. Os dados revelaram dois períodos distintos, sendo NIC-1 caracterizado pela alta temperatura, baixa umidade relativa do ar e baixa precipitação, enquanto que o inverso ocorreu em NIC-2. Assim, as condições climáticas levantadas caracterizaram o estudo nictemeral 1 como representante da estação seca, enquanto que o estudo nictemeral 2 foi caracterizado como representante da estação chuvosa.

Para os estudos nictemerai NIC-1 e NIC-2, os valores das variáveis climáticas estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 Levantamento das variáveis climáticas: temperatura do ar média, máxima e mínima, e média diária de ventos, precipitação, radiação solar e pressão.

Estudo\variável	Tmedia (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	UR (%)	Ventos (m/s)	Precipitação (mm)	Radiação (MJ/m ²)	Pressão (Kpa)
NIC-1	27,6	34,4	23,7	59,0	1,7	2,4	15,8	97,9
NIC-2	25,72	29,10	23,4	74,5	1,52	6,0	11,09	97,58

Fatores físicos e químicos

No estudo realizado no período de estiagem (NIC-1) houve um gradativo aumento da temperatura no início do dia, variando de 26,0 a 29,3° C, enquanto que no período restante ocorreram temperaturas mais elevadas, mas com baixa amplitude, principalmente na zona eufótica (Figura 10).

O estudo nictemeral NIC-2 foi caracterizado por apresentar, em geral, temperaturas mais baixas em relação ao estudo NIC-1. As baixas temperaturas no início e no final do dia e temperaturas elevadas no período vespertino em toda a coluna também marcaram este estudo (Figura 10).

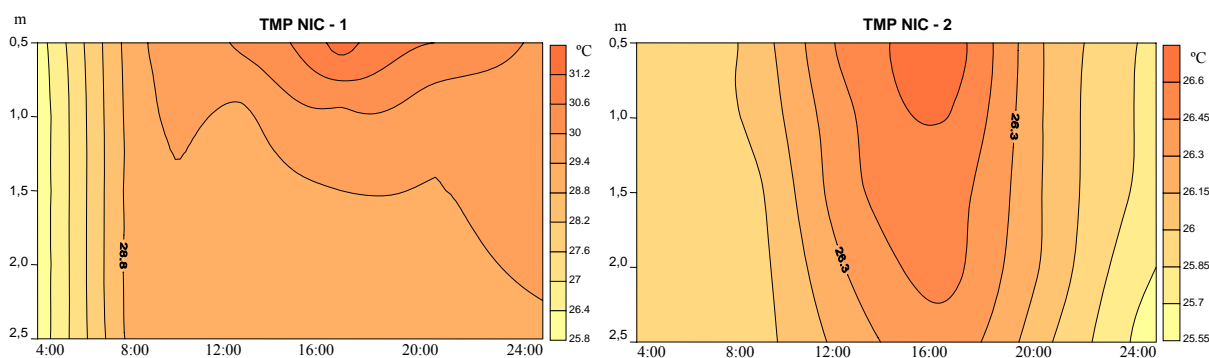


Figura 10. Diagramas de variação vertical da temperatura em NIC-1 e NIC-2.

Ainda em relação à temperatura, foram registrados gradientes verticais nos dois ciclos nictemerais, sendo mais acentuados às 16:00 H em NIC-1, quando ocorreu diferença entre as camadas epilimnética e hipolimnética de 2,4°C (31,5↔29,1 °C), acompanhadas de estratificação química, com diferenças de oxigênio dissolvidos superiores a 50 %

($8,98 \leftrightarrow 3,78 \text{ mg.L}^{-1}$), e 16,95 % no pH ($8,32 \leftrightarrow 6,91$), caracterizando a presença de termoclina e oxiclina (Figura 11).

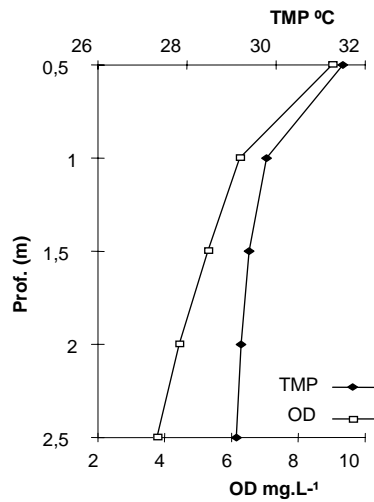
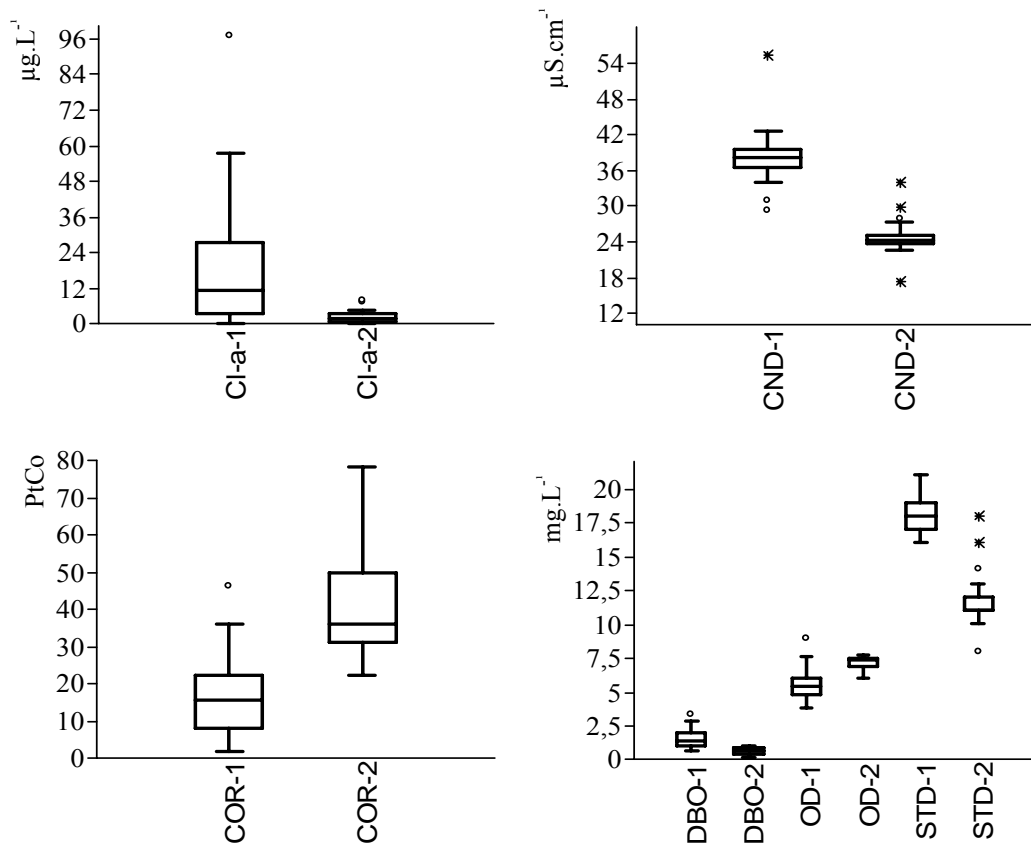


Figura 11. Perfis de temperatura e oxigênio dissolvido durante o estudo NIC-1, às 16:00 H.

As concentrações das variáveis clorofila-a, condutividade, cor verdadeira, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais dissolvidos, pH e turbidez, nos estudos nictemeral 1 e 2 estão expressos na Figura 12.



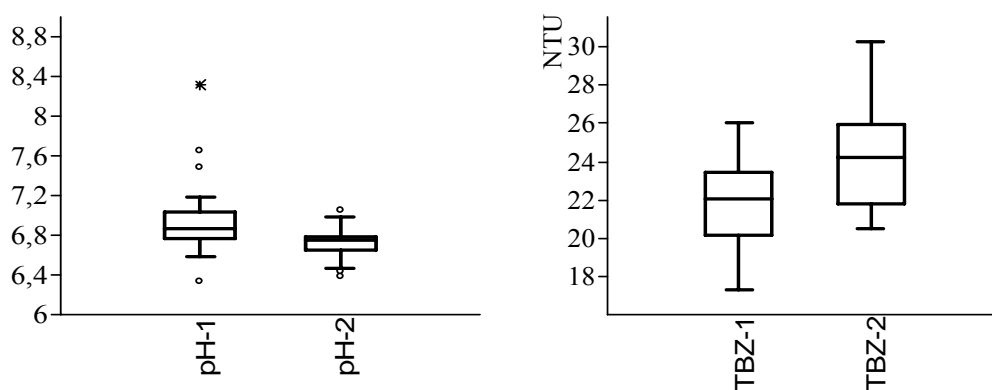


Figura 12. Concentrações das variáveis clorofila-a - Cl-a, condutividade - CND, cor verdadeira – COR, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, oxigênio dissolvido – OD, sólidos totais dissolvidos – STD, potencial hidrogeniônico – pH e Turbidez – TBZ. Sendo $n=30$ /variável.

A DBO apresentou variações em torno da média em NIC-1 de 35,92 %, bem próximo ao encontrado em NIC-2 que foi de 37 %. A variável OD apresentou $C_v=18,21$ % em NIC-1, e $C_v=3,01$ % em NIC-2, demonstrando uma maior amplitude no período estiagem, quando ocorreu estratificação térmica, seguida de estratificação química, às 16:00 H, com redução de 57,9 % de oxigênio dissolvido entre as camadas epilimnética e hipolimnética, com formação de oxiclina no hipolímnio, tendendo a anoxia. Em relação às concentrações de sólidos totais dissolvidos, destaca-se apenas o período de estiagem, quando se chegou a 21 mg.L^{-1} , a 0,5m de profundidade e a meia noite. (Figura 12).

Os valores de pH apresentaram-se com amplitude de variação estreita na coluna d'água, comprovada por $C_v=3,8$ % em NIC-1, e $C_v=1,87$ % em NIC-2. O pH máximo encontrado em NIC-1 foi de 8,32, às 16:00H, na subsuperfície, enquanto que em NIC-2 foi registrado máxima de 7,05, às 20:00H, também na subsuperfície. A variável com maior correlação com o pH foi a turbidez, que em NIC-1 esteve relacionada através de $p=0,010$, $R_2=18,28$ % e $IC=95$ %, enquanto que em NIC-2, ocorreu $p=0,0023$, $R_2=26,79$ % e $IC=95$ % (Figura 12).

Durante o período passível de mensuração das variáveis voltadas à incidência de luz, a transparência foi mais elevada no estudo realizado em NIC-1, proporcionando Z_{eu} em toda a coluna ao meio dia (Tabela 7).

Tabela 7 Valores de transparência (Z_{sd}), zona eufótica (Z_{eu}), razão profundidade máxima/zona eufótica (Z_{max}/Z_{eu}), e coeficiente de atenuação vertical (kd), durante as avaliações nictemerais.

Variáveis\Período	NIC-1			NIC-2		
	08:00	12:00	16:00	08:00	12:00	16:00
Z_{sd} (m)	0,5	0,78	0,54	0,33	0,55	0,41
Z_{eu} (m)	1,35	2,11	1,46	0,89	1,49	1,11
Z_{max}/Z_{eu}	1,85	1,19	1,71	2,81	1,68	2,26
kd (m^{-1})	3,80	2,44	3,52	5,76	3,45	4,63

Os demais dados dos estudos NIC-1 e NIC-2 estão dispostos nas Tabelas 8.1 e 8.2.

Tabela 8.1 Valores das médias±desvio padrão, com n=5, em NIC-1 e 2, das variáveis: transparência (Z_{sd}), zona eufótica (Zeu), Z_{max}/Z_{eu} , coeficiente de atenuação vertical (kd), e médias dos valores encontrados das variáveis: pH, turbidez-TBZ, temperatura-TMP, DBO, oxigênio dissolvido OD, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal total-NAT e nitrito-N-NO₂.

	Hora	Secchi m	Zeu m	Zmax/Zeu	kd m ⁻¹	pH	TBZ NTU	TMP °C	DBO mg.L ⁻¹	OD mg.L ⁻¹	COR PtCo	NAT mg.L ⁻¹	N-NO ₂ mg.L ⁻¹
NIC-1	04:00	-	-	-		6,81 ± 0,07	22,9 ± 1,01	26,0 ± 0,04	1,19 ± 0,14	5,77 ± 0,22	36,2 ± 6,18	0,18 ± 0,06	0,002 ± 0,001
	08:00	0,46	1,242	2,01	4,13	6,88 ± 0,07	21,6 ± 2,59	29,2 ± 0,04	1,54 ± 0,54	4,79 ± 0,27	20,2 ± 1,30	0,21 ± 0,13	0,001 ± 0
	12:00	0,78	2,106	1,18	2,44	6,93 ± 0,20	23,2 ± 1,30	29,4 ± 0,42	1,03 ± 0,49	5,90 ± 1,00	6,2 ± 3,83	0,11 ± 0,03	0,001 ± 0
	16:00	0,54	1,458	1,46	3,52	7,31 ± 0,66	21,7 ± 3,14	29,8 ± 0,99	2,05 ± 1,04	5,74 ± 2,03	8,6 ± 1,95	0,16 ± 0,04	0,001 ± 0
	20:00	-	-	-		6,99 ± 0,33	21,5 ± 2,01	29,6 ± 0,58	1,48 ± 0,67	5,28 ± 1,29	10,8 ± 4,09	0,12 ± 0,07	0,001 ± 0
	00:00	-	-	-		6,75 ± 0,28	20,0 ± 1,11	29,7 ± 0,26	1,56 ± 0,40	5,69 ± 1,30	20,4 ± 4,93	0,13 ± 0,05	0,001 ± 0,001
NIC-2	04:00	-	-	-		6,83 ± 0,12	28,1 ± 1,97	25,94 ± 0,05	0,71 ± 0,16	6,22 ± 0,20	58,6 ± 13,65	0,20 ± 0,15	0,001 ± 0,002
	08:00	0,35	0,945	2,64	5,43	6,68 ± 0,15	26,4 ± 2,34	25,94 ± 0,05	0,39 ± 0,21	7,08 ± 0,26	29,2 ± 4,27	0,14 ± 0,04	0,003 ± 0,001
	12:00	0,55	1,485	1,68	3,45	6,58 ± 0,18	21,8 ± 1,54	26,36 ± 0,11	0,71 ± 0,23	7,42 ± 0,22	30,8 ± 1,64	0,32 ± 0,08	0,002 ± 0,002
	16:00	0,41	1,107	2,26	4,63	6,76 ± 0,03	21,7 ± 0,19	26,54 ± 0,11	0,63 ± 0,32	7,50 ± 0,08	37,4 ± 3,58	0,19 ± 0,10	0,001 ± 0,001
	20:00	-	-	-		6,84 ± 0,12	25,3 ± 0,45	26,08 ± 0,04	0,73 ± 0,15	7,21 ± 0,30	52,6 ± 4,28	0,17 ± 0,09	0,001 ± 0,001
	00:00	-	-	-		6,60 ± 0,15	22,5 ± 1,21	25,74 ± 0,09	0,47 ± 0,19	7,17 ± 0,22	39,0 ± 9,43	0,14 ± 0,08	0,002 ± 0,002

Tabela 8.2 Valores das médias±desvio padrão, com n=5, em NIC-1 e 2, das variáveis: nitrato-N-NO₃, nitrogênio total-NT e fósforo reativo solúvel-PRS, fósforo total-PT, sólidos totais dissolvidos-STD, condutividade-CND, clorofila-a - Cl-a, cianobactérias - Ciano e *Escherichia coli* - Ecoli.

	Hora	N-NO ₃ mg.L ⁻¹	NT mg.L ⁻¹	PRS mg.L ⁻¹	PT mg.L ⁻¹	STD mg.L ⁻¹	CND μS.cm ⁻¹	Cl-a μg.L ⁻¹	Ciano Cél.mL ⁻¹	Ecoli NMP.100mL ⁻¹
NIC-1	04:00	0,14 ± 0,05	3,22 ± 2,98	0,44 ± 0,24	1,42 ± 0,53	15,60 ± 1,52	33,28 ± 3,22	14,1 ± 11,05	238 ± 121	22 ± 1
	08:00	0,18 ± 0,18	4,74 ± 2,97	1,10 ± 0,54	2,02 ± 0,65	18,60 ± 0,55	38,30 ± 1,59	39,8 ± 37,54	1804 ± 547	43 ± 8
	12:00	0,20 ± 0,17	8,38 ± 1,64	0,13 ± 0,05	2,24 ± 0,70	18,20 ± 1,30	39,36 ± 1,83	8,8 ± 4,82	997 ± 682	51 ± 7
	16:00	0,20 ± 0,17	2,58 ± 0,80	0,16 ± 0,07	2,20 ± 0,73	17,80 ± 0,45	38,00 ± 1,16	23,7 ± 10,26	1820 ± 1799	138 ± 65
	20:00	0,10 ± 0	7,64 ± 0,62	0,37 ± 0,10	1,52 ± 0,66	17,40 ± 0,89	37,36 ± 1,94	2,0 ± 1,07	1475 ± 678	77 ± 27
	00:00	0,12 ± 0,04	0,12 ± 0,04	0,20 ± 0,12	2,52 ± 0,55	18,80 ± 1,64	42,60 ± 7,41	16,9 ± 14,12	2486 ± 816	52 ± 15
NIC-2	04:00	0,64 ± 0,42	9,24 ± 2,62	0,16 ± 0,11	0,32 ± 0,21	13,60 ± 3,36	24,72 ± 6,24	2,5 ± 1,30	40 ± 17	2964 ± 749
	08:00	0,54 ± 0,39	9,74 ± 1,67	0,16 ± 0,05	0,30 ± 0,13	11,80 ± 1,30	25,86 ± 2,21	1,7 ± 1,59	18 ± 16	1468 ± 317
	12:00	0,50 ± 0,23	13,50 ± 1,20	0,22 ± 0,07	0,31 ± 0,05	11,60 ± 0,55	24,34 ± 0,62	3,2 ± 2,41	37 ± 22	1267 ± 326
	16:00	0,40 ± 0,21	7,00 ± 1,03	0,12 ± 0,04	0,21 ± 0,05	11,60 ± 0,89	24,70 ± 1,75	3,4 ± 2,68	28 ± 14	2623 ± 213
	20:00	0,62 ± 0,24	7,28 ± 2,17	0,10 ± 0,06	0,42 ± 0,22	10,80 ± 1,64	24,22 ± 0,68	1,3 ± 1,83	18 ± 16	2848 ± 192
	00:00	0,56 ± 0,30	6,12 ± 3,10	0,20 ± 0,10	0,34 ± 0,10	11,00 ± 0,71	23,82 ± 0,85	1,0 ± 1,64	16 ± 24	2171 ± 607

Nutrientes

Os estudos nictemerai revelaram elevadas concentrações em média de nutrientes inorgânicos, nitrogênio e fósforo total e elevadas razões N:P em NIC-2, sendo somente PT e PRS superior em NIC-1.

A Tabela 9 contempla as médias diárias das concentrações das variáveis nitrogênio total, nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, fósforo total, fósforo reativo solúvel e razão nitrogênio:fósforo nos estudos nictemerai 1 e 2.

Tabela 9 Médias das concentrações em mg.L^{-1} de nutrientes em NIC-1 e NIC-2.

NT mg.L^{-1}		NAT mg.L^{-1}		N-NO ₂ mg.L^{-1}		N-NO ₃ mg.L^{-1}		PT mg.L^{-1}		PRS mg.L^{-1}		N:P	
NIC-1	NIC-2	NIC-1	NIC-2	NIC-1	NIC-2	NIC-1	NIC-2	NIC-1	NIC-2	NIC-1	NIC-2	NIC-1	NIC-2
4,446	8,813	0,149	0,192	0,0012	0,0017	0,156	0,543	1,986	0,315	0,398	0,160	2,8	35,62

Em NIC-1 foram evidenciadas amplitudes de 0,38 em NAT ($0,04 \leftrightarrow 0,42 \text{ mg.L}^{-1}$); 0,002 em N-NO₂ ($0,001 \leftrightarrow 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$); 0,4 em N-NO₃ ($0,1 \leftrightarrow 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$); 1,81 em PRS ($0,07 \leftrightarrow 1,88 \text{ mg.L}^{-1}$); 11 em NT ($0,1 \leftrightarrow 11,1 \text{ mg.L}^{-1}$), 2,4 em PT ($0,7 \leftrightarrow 3,1 \text{ mg.L}^{-1}$); e 11,56 em N:P ($0,01 \leftrightarrow 11,57$). Já NIC-2 obteve as amplitudes de 0,32 em NAT ($0,02 \leftrightarrow 0,46 \text{ mg.L}^{-1}$); 0,005 em N-NO₂ ($0,001 \leftrightarrow 0,006 \text{ mg.L}^{-1}$); 0,9 em N-NO₃ ($0,1 \leftrightarrow 1 \text{ mg.L}^{-1}$); 0,32 em PRS ($0,05 \leftrightarrow 0,37 \text{ mg.L}^{-1}$); 12,7 em NT ($2,3 \leftrightarrow 15 \text{ mg.L}^{-1}$); 0,65 em PT ($0,11 \leftrightarrow 0,76 \text{ mg.L}^{-1}$) e 104,47 em N:P ($5,53 \leftrightarrow 110$).

As maiores concentrações de PRS em NIC-1 foram registradas às 8:00H ($\downarrow 1,0 \text{ m}$), enquanto que em NIC-2 os máximos valores foram observados às 4:00H ($\downarrow 1,0 \text{ m}$), 12:00H ($\downarrow 2,5 \text{ m}$) e 24:00H ($\downarrow 1,0 \text{ m}$). A variável PT em NIC-1 apresentaram oscilações diurnas em toda a coluna, enquanto que em NIC-2 o pico ocorreu às 20:00H ($\downarrow 2,0 \text{ m}$).

A variável NT apresentou-se em NIC-1 com máxima às 12:00H ($\downarrow 1,5 \text{ m}$), enquanto que em NIC-2 ocorreram máximas às 12:00H em toda a coluna. Para a variável NAT, houve uma distribuição na coluna d'água nos dois estudos nictemerai. Às 12:00H ($\downarrow 2,0 \text{ m}$) em NIC-1 ocorreu o maior valor encontrado para N-NO₂, enquanto que em NIC-2 este valor foi

evidenciado ao meio dia (\downarrow 2,0 m). Os máximos de N-NO₃ foram mensurados em NIC-1 às 8:00H (\downarrow 2,5 m), 12:00H (\downarrow 2,5 m) e 16:00H (\downarrow 2,0 m), todavia, em NIC-2 estes valores oscilaram durante o período em toda a coluna. A razão N:P variou 11,57 em NIC-1, enquanto que em NIC-2, houve uma amplitude de 104,47 (5,53 \leftrightarrow 110).

A razão N:P esteve acima de 20:1 em 73,33 % das amostras coletadas em NIC-2, enquanto que não houve extrapolação desta razão em NIC-1.

As concentrações máximas, mínimas, médias, percentil 25 % e 75 % e *outliers* das variáveis nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo reativo solúvel, fósforo total, e razão nitrogênio: fósforo, nos estudos nictemerai 1 e 2, estão representados na Figura 1.13.

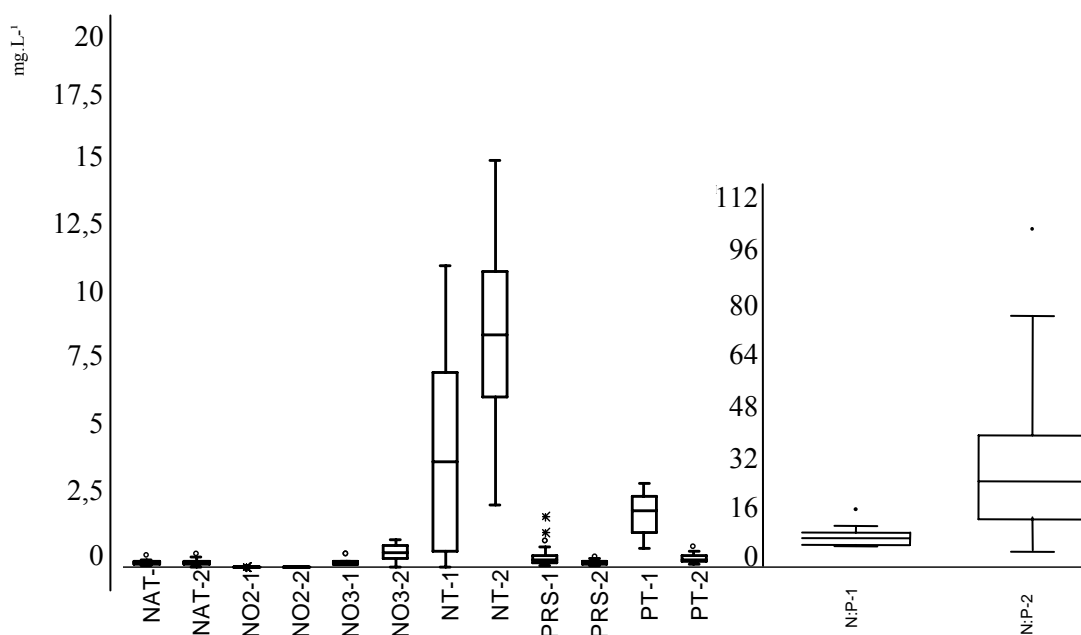


Figura 13. Variação da concentração de nutrientes (nitrogênio amoniacal total - NAT, nitrito -N-NO₂, nitrato - N-NO₃, nitrogênio total - NT, fósforo reativo solúvel - PRS, fósforo total - PT) e razão entre nitrogênio total e fósforo total - N:P (n=30/variável), em NIC-1 e 2.

Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas

No estudo nictemeral NIC-1, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica* foram evidenciados em todos os horários, sendo 26 e 7 ind.mL⁻¹ em média, e

participação na taxa em 71 e 19 %, respectivamente. As demais cianobactérias não obtiveram valores expressivos neste estudo.

As Figuras 14 e 15 apresentaram as densidades em células em mililitro e indivíduos por mililitro, e a taxa presente no estudo nictemeral 1, respectivamente.

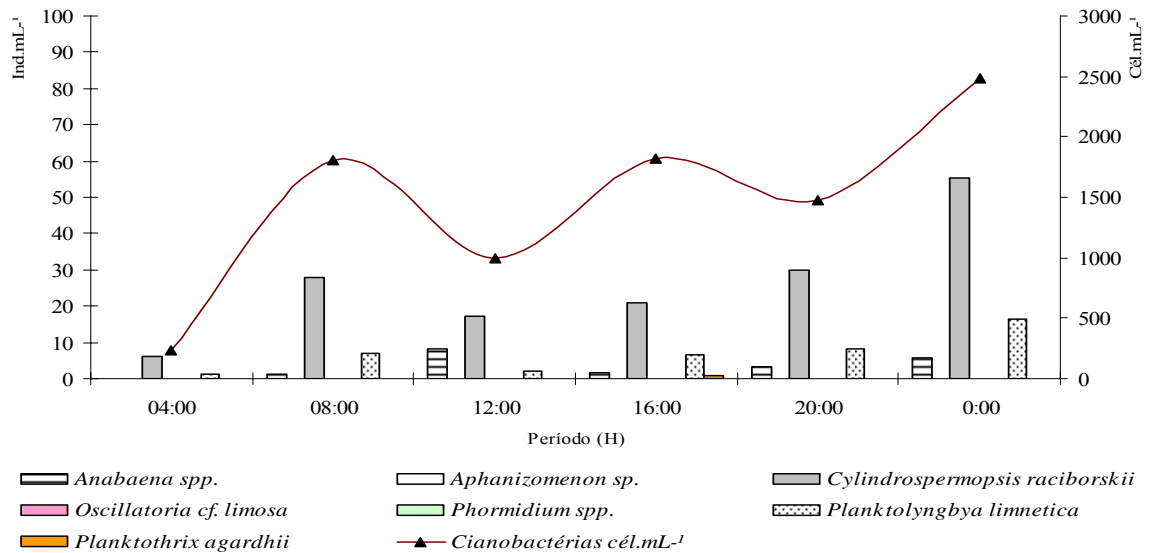


Figura 14. Médias das densidades de células.mL⁻¹ e indivíduos.mL⁻¹ das cinco profundidades avaliadas no estudo nictemeral 1.

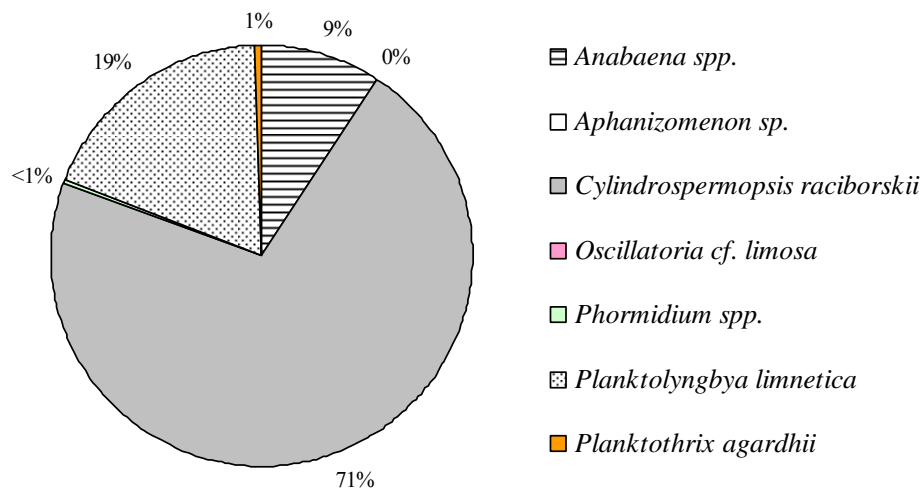


Figura 15. Taxa de cianobactérias do estudo nictemeral 1.

No estudo nictemeral NIC-2, *Geitlerinema sp.* foi evidenciada durante todo o dia, apresentando 8 ind.mL⁻¹ em média e participação de 73 % na taxa. *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve freqüente em 16,7 %, e 16 % na composição da taxa. As demais cianobactérias não apresentaram frequência expressiva.

As Figuras 16 e 17 apresentaram as densidades em células em mililitro e indivíduos por mililitro, e a taxa presente no estudo nictemeral 2, respectivamente.

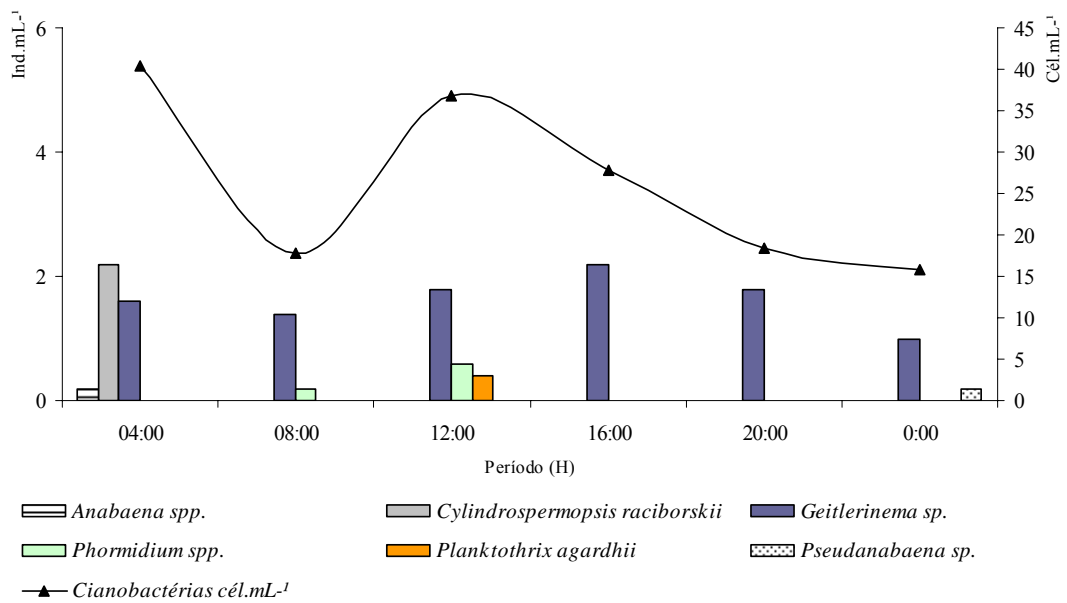


Figura 16. Médias das densidades de células.mL⁻¹ e indivíduos.mL⁻¹ das cinco profundidades avaliadas no estudo nictemeral 2.

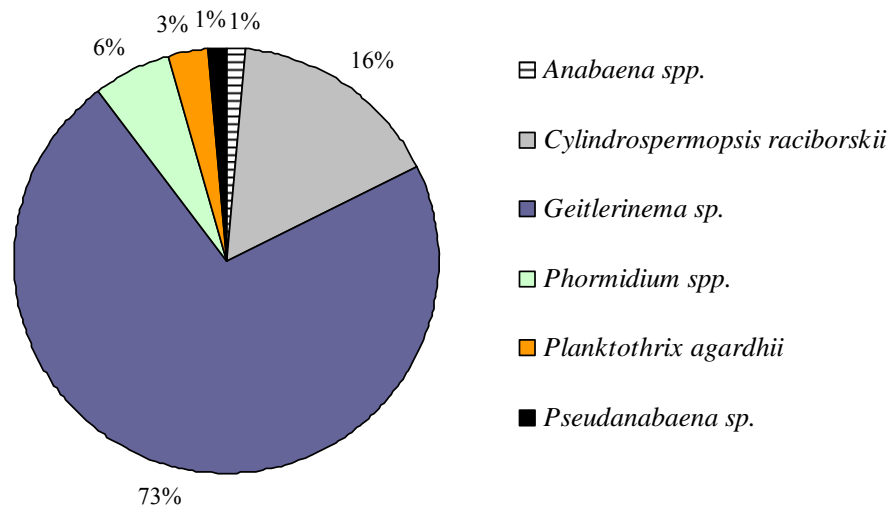


Figura 17. Taxa de cianobactérias presente no estudo nictemeral 2.

Em NIC-2 ocorreram densidades de cianobactérias ($<50 \text{ céL.mL}^{-1}$), acompanhadas de recirculação em toda a coluna devido às correntes promovidas pelo aumento da vazão à montante, conseqüentemente, promovendo a redução da Z_{eu} e Z_{max}/Z_{eu} , e elevando o coeficiente k_d em relação à NIC-1.

Durante a observação em NIC-1, às 16:00 H, e a 1,5m de profundidade, ocorreu a maior densidade de cianobactérias ($4.641 \text{ céL.mL}^{-1}$), acompanhada de $S=0,54 \text{ m}$, $Z_{eu}=1,46 \text{ m}$, $Z_{max}/Z_{eu}=1,71$ e $k_d=3,52\text{m}^{-1}$, demonstrando a influência da temperatura e o crescimento de cianobactérias. Em NIC-2 ocorreu estratificação térmica pequena e transitória, sem relação direta com o perfil de cianobactérias na coluna.

Analisando o perfil de distribuição da variável clorofila-a, verificou-se, através de teste de regressão simples, afinidade entre esta e cianobactérias em NIC-1, ratificado por $p=0,019$, $R_2=14,88 \%$ e $IC=95 \%$. As concentrações de Cl-a estiveram relacionadas positivamente em 1ª ordem com as densidades de cianobactérias em ambos os estudos.

A condutividade elétrica evoluiu concomitante às densidades de cianobactérias nos estudos, sendo maior correlacionada em NIC-1 ($p=0,089$, $R_2=6,88 \%$ e $IC=95 \%$). Porém, a sua maior correlação ocorreu com a variável STD, através de $p=0,0001$, $R_2=62,06 \%$ e $IC=95 \%$.

Não ocorreu correlação significativa entre a variável cor verdadeira e cianobactérias, Porém, a sua maior correlação se deu com a turbidez através ($p=0,0003$, $R_2=38,19 \%$ e $IC=95 \%$).

A principal relação entre cianobactérias e turbidez ocorreu em NIC-1, quando ocorreram valores de $p=0,07$, $R_2=7,76 \%$, $IC=95 \%$, e $C_v=5,17 \%$, enquanto que em NIC-2 não houve correlação significativa, havendo uma maior variância neste período ($C_v=8,57 \%$).

As concentrações de cianotoxinas apresentaram padrões de distribuição proporcionais às densidades de cianobactérias registradas nos estudos NIC-1 e NIC-2.

Tabela 10 Resultados de cianotoxinas em NIC-1 e NIC-2 em $\mu\text{g.L}^{-1}$
(MYC – microcistinas totais, STX – saxitoxinas totais, e CYN - cilindrospermopsina)

	NIC-1			NIC-1	
	MYC	STX	CYN	MYC	STX
n	30	30	30	30	30
Mínimo $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	0	0	0	0,001
Máximo $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,218	0,076	1,111	0,04	0,073
Média $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,073	0,030	0,056	0,005	0,027
Erro padrão	0,012	0,004	0,037	0,002	0,003
Desvio padrão	0,063	0,021	0,202	0,013	0,019

Estado trófico do ambiente

A classificação do estado trófico calculado pelo IET de Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), com base nos valores de fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (PRS), transparência da água (Z_{sd}) e clorofila-a (Cl-a), enquadram o reservatório em estado de eutrofia para os dois estudos nictemerais, e variação entre meso e eutrofia para PVJD, com destaque na eutrofia durante os meses de setembro e outubro, onde ocorreram valores mais elevados de cianobactérias, bem como o fim do período de estiagem e temperaturas mais elevadas (Figura 18).

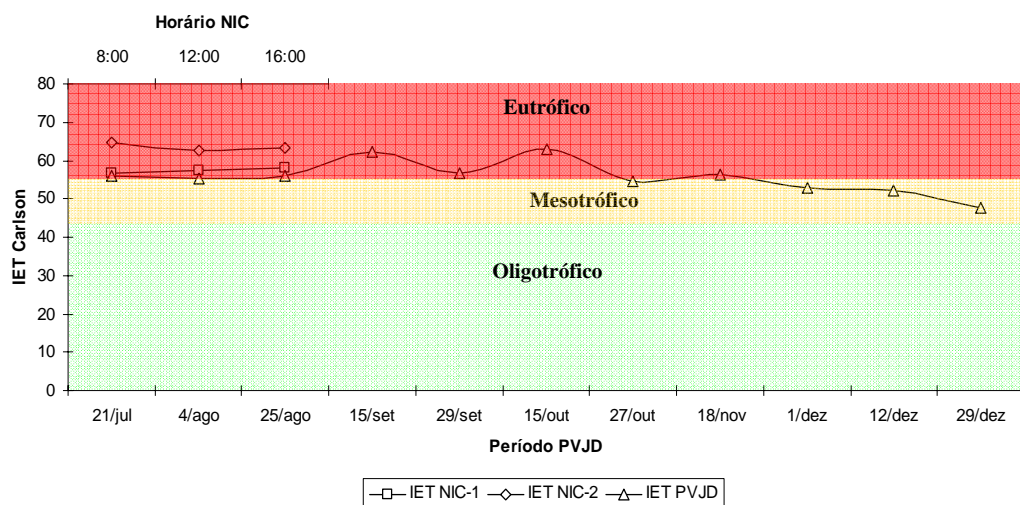


Figura 18. Representação do estado trófico do ponto 1 nos estudos nictemerais NIC-1 e NIC-2, e no perfil vertical (julho a dezembro/08) PVJD, segundo Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.*, (1983).

DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que o ponto 1 do reservatório Luiz Eduardo Magalhães, localizado no braço do ribeirão Taquarussu, durante o estudo de avaliação do perfil vertical de cianobactérias entre julho a dezembro de 2008 – PVJD, apresentou condições meso-eutróficas, com circulação do tipo polimítica, com estratificação transitória no final do período de seca e isoterma no período chuvoso. Na estiagem o vento proporcionou a circulação da camada fótica do sistema, disponibilizando nutrientes e influenciando o padrão de distribuição das cianobactérias.

Os levantamentos nictemerais 1 e 2 estiveram caracterizados sobforam condições climatológicas distintas. O primeiro apresentou baixos valores de precipitação e umidade relativa, e elevados resultados para temperatura, ventos e radiação. Como consequência, foi observado estratificação térmica e química no final da tarde, com maiores densidades de cianobactérias, enquanto o segundo apresentou o inverso das características do primeiro, acompanhado de significativo aporte hídrico afluyente, configurando-se em um período de cheia.

No estudo nictemeral 1 foi verificada a ocorrência de um perfil vertical de oxigênio dissolvido do tipo levemente clinogrado, típico de reservatórios estratificados, eutróficos no verão. Neste caso, o acúmulo de material em decomposição no hipolímnio é alto e o consumo de oxigênio nesta camada é elevado (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Henry (1990) afirmou que o decréscimo de temperatura por si só, não caracteriza o surgimento de termoclina e citou o conceito de Birge segundo o qual, para que ocorra a termoclina seria necessário o decaimento de 0,1 a 0,2 °C/m em águas tropicais, ratificando o ocorrido em NIC-1.

Nos estudos nictemerais, salvaguardando as proporções, as taxas de atividade metabólica dos microrganismos em relação à depleção de oxigênio ocorreram independente

da sazonalidade do ecossistema. Isto pode estar associado ao aporte alóctone de nutrientes oriundos da ETE Aurenny, que lança em média, 181,44 kgDBO.d⁻¹, (Silva *et al.*, 2008).

A relação entre a zona eufótica, Z_{max}/Z_{eu} , transparência e as densidades de cianobactérias não foram evidentes, haja vista a ausência de contagem de outros grupos fitoplanctônicos.

A turbidez em NIC-2 influenciou diretamente a presença da cor verdadeira na água, devido aos fluxos à montante, ressuspensando uma parte da matéria orgânica presente no hipolímnio e promovendo certamente o aumento desta variável na forma dissolvida em toda a coluna.

As elevadas concentrações de NT em NIC-2 induzem a se propor uma correlação desta variável com os fluxos advindos do ribeirão Taquarussu, porém isto não ocorreu. r -Pearson=-0,62 mostrou o inverso, revelando que a medida que aumentaria a turbidez haveria a redução de nitrogênio total.

Já o fósforo é reconhecido como principal elemento regulador da produção de cianobactérias em ambientes continentais de regiões temperadas e tropicais em vista da sua influência direta no aumento na biomassa dos organismos (Hecky & Kilman, 1988). Outros trabalhos evidenciam que as cianobactérias são mais eficientes na competição por nitrogênio, inclusive as espécies fixadoras de nitrogênio, do que por fósforo (Smith, 1983), e que fatores como temperatura e luz podem influenciar a eficiência das cianobactérias na assimilação destes nutrientes (Tilman, 1981). Segundo Bothwell & Lowe (1996) razões maiores que 20:1, indicam limitação por fósforo, enquanto que razões inferiores a 10:1 indicam limitação por nitrogênio, já para o intervalo intermediário a sugestão é de não haver limitações para o crescimento do fitoplâncton por nenhum dos nutrientes. Sondergaard *et al.* (1999) estabelece o nitrogênio como nutriente limitante quando ocorre razões de NT:PT <9, enquanto que em razões de NT:PT > 22, o fósforo seria o nutriente limitante.

Em relação a razão entre os principais nutrientes em NIC-1, 96,67 % da razão N:P se manteve abaixo 10:1, período em que foram registradas as maiores densidades de cianobactérias, sendo encontradas em média 55 ind.mL^{-1} de *Cylindrospermopsis raciborskii*, às 24:00, e N:P=2,32.

As concentrações máximas de PRS e PT ocorridas em NIC-1 foram inversas às concentrações de NT, ocorrendo o oposto em NIC-2, quando NT, NAT, N-NO₂ e N-NO₃ foram superiores. Este fenômeno pode estar associado às correntes de água do reservatório no período de estiagem, pois segundo Pereira (2002^b), em seu estudo realizado durante a fase de enchimento do reservatório, a razão de elevadas concentrações de fósforo total esteve relacionada muito provavelmente em razão da decomposição da matéria orgânica afogada, da contribuição de fontes pontuais e não pontuais de resíduos domésticos e de outras origens, tais como abatedouros, criação de animais e diversas outras fontes. O mesmo autor relata ainda que as áreas de inundação dos tributários na fase de enchimento, relata que as áreas de inundação dos tributários ainda apresentam comportamento diferenciado, mais próximo do observado na fase rio, em vez do corpo central do reservatório. Esta afirmativa foi sustentada por meio dos resultados das variáveis indicadoras de eutrofização, tais como nitrogênio total, coliformes termotolerantes e totais, DBO, DQO, nitrato, amônio, cloreto, fósforo total, dentre outros. Estes resultados reforçam a idéia de que o sistema, ainda em fase de transição, apresenta compartimentos diferenciados e com características de ambiente lótico nas regiões de montante. O trabalho relata ainda a inexistência de indústrias e atividades agrícolas de grande porte na área de influência, e afirma que a geologia e o uso do solo são as principais fontes de nitrogênio e fósforo do reservatório, apresentando valores máximos de $7680 \text{ ton.mês}^{-1}$ para nitrogênio e de 258 ton.mês^{-1} para fósforo.

Em ambientes com elevado número de partículas em suspensão, como observado nos estudos NIC-2 e final de PVJD, o desenvolvimento de cianobactérias é dificultado, uma vez que diminui a ocorrência do processo de fotossíntese.

A sazonalidade e as condições tróficas do ambiente são fatores muito importantes na determinação da dominância ou não de grupos específicos de algas. A estrutura da comunidade fitoplanctônica e o número de espécies que a compõe, bem como as variáveis que a influenciam, são questões importantes nos estudos ecológicos (Falco, 2000). Tanto nas descrições estatísticas quanto nas baseadas em observações, as principais variáveis que influenciaram o padrão de distribuição das cianobactérias no sistema para os estudos foram: climáticas (ventos, precipitação e temperatura); físicas (turbidez e circulação térmica), e químicas (fósforo reativo solúvel e fósforo total).

Em relação às cianobactérias em destaque no estudo, Padisák (1997), afirmou que *Cylindrospermopsis raciborskii* cresce somente em temperaturas elevadas ($>25\text{ }^{\circ}\text{C}$), possibilitando a germinação dos acinetos. Isso pode explicar a elevada densidade desta espécie ocorrida nos meses de setembro e outubro em PVJD e NIC-1, onde ocorreram temperaturas superiores a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ e baixas razões N:P (<10).

Em relação ao estado de trofia, Mercante & Tucci-Moura (1999) propuseram que a aplicação destes índices deve ser feita com cautela, bem como ser utilizada somente como um indicador do potencial do estado trófico. É importante considerar os aspectos da dinâmica temporal e espacial das variáveis físicas, químicas e biológicas do sistema, além dos diferentes compartimentos de cada sistema, principalmente em relação ao conteúdo de nitrogênio e fósforo e os aspectos regionais particulares de cada bacia hidrográfica. De maneira geral, para o IET o ambiente foi classificado como eutrófico em NIC-1 e 2, independentemente da sazonalidade, reforçando a hipótese de que a alimentação por fósforo pode estar associada aos lançamentos de efluentes da ETE Aurenny no período de estiagem, enquanto que no período chuvoso, esta variável estaria associada aos fluxos advindos da bacia do ribeirão Taquarussu Grande, apesar dos estudos nictemerais não evidenciarem significativamente a produtividade elevada de cianobactérias no ambiente. Naval *et al.* (2004), avaliaram o estado trófico do reservatório através da aplicação do mesmo índice, em

16 pontos, entre dezembro/02 a dezembro/03, na fase inicial de sua formação, quando registraram estado mesotrófico em quase todas as amostragens.

As concentrações de cianotoxinas registradas estiveram abaixo dos valores preconizados pela organização mundial de saúde como concentrações promovedoras de danos à saúde humana, como as formações de tumores hepáticos e problemas neurológicos, principalmente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não foram significativas as correlações entre as variáveis zona eufótica, transparência, coeficiente de atenuação vertical, Z_{max}/Z_{eu} e as densidades de cianobactérias, provavelmente em razão da ausência de outros grupos fitoplanctônicos.

A sazonalidade do vento, precipitação e temperatura, acompanhada da presença de turbidez e circulação térmica, marcaram a dinâmica das cianobactérias nos estudos abordados, bem como as variáveis químicas fósforo reativo solúvel e fósforo total.

Através das análises conjuntas das variáveis climáticas, físicas e químicas, foi possível caracterizar os estudos da seguinte forma:

PVJD fase I: julho e agosto/08 - Período de ausência de estratificação térmica e química; baixa turbidez e cor verdadeira; e moderadas concentrações de fósforo reativo solúvel e densidades de cianobactérias.

PVJD fase II: setembro e outubro/08 – Maior produção primária por cianobactérias; aumento da zona eufótica com apresentação de estratificação térmica e química; temperaturas mais elevadas; e maiores concentrações de fósforo total e fósforo reativo solúvel.

PVJD fase III: novembro e dezembro/08 – Menor produção primária por cianobactérias; baixa zona eufótica; maiores concentrações de cor e turbidez.

NIC-1: Maiores concentrações de clorofila, fósforo total, fósforo reativo solúvel e sólidos totais dissolvidos; maior demanda bioquímica de oxigênio e condutividade;

temperaturas elevadas; elevadas densidades de cianobactérias; maior zona eufótica com apresentação de estratificação térmica e química; baixas densidades de *Escherichia coli*, baixa presença de cor verdadeira; menores concentrações de nitratos e nitrogênio total.

NIC-2 foi caracterizado por valores opostos aos encontrados em NIC-1, com destaque para altas densidades de *Escherichia coli*.

A maior contribuição celular de cianobactérias registrada nos estudos ocorreu em PVJD, em 15/09, à 1m de profundidade, tendo como maior contribuinte *Cylindrospermopsis raciborskii*, com 96,7 % dos indivíduos registrados.

Cylindrospermopsis raciborskii esteve presente em 81,8% das campanhas realizadas em PVJD, e média de 38,6 ind.mL⁻¹. Em NIC-1 ocorreu a presença em todas as amostras e média de 26,3 ind.mL⁻¹, enquanto que em NIC-2 ocorreu a sua presença em 16 % e média de 1 ind.mL⁻¹. No geral, isto demonstra que *C. raciborskii* foi a espécie mais adaptada às condições do ponto amostrado.

A quase total ausência de heterocitos nos filamentos de *C. raciborskii*, observados através de análises qualitativas em todos os estudos, indica que não houve deficiência de nitrogênio na água.

O fator limitante para o desenvolvimento das densidades de cianobactérias em PVJD foi o nitrogênio.

A depleção do oxigênio foi maior nos meses de setembro e outubro em PVJD, e em NIC-1, ocorrida provavelmente pelas influências do reservatório, a qual proporcionaria o fluxo de microrganismos dos efluentes da ETE Aurenny, pois neste período ocorreu praticamente a cessão da vazão do ribeirão Taquarussu.

O índice de estado trófico representou bem a trofia no ecossistema em todos os estudos, demonstrando a sua viabilidade e aplicação em estudos futuros.

Devido à baixa profundidade do ponto amostrado, a instalação de bomba de recalque, como capacidade de sucção de 500 L.s⁻¹, pelo menos, promoveria um forte vórtice que

arrastaria todas as partículas dispostas na coluna. Ou seja, independente da estação do ano ou de períodos diários, não haveria possibilidade de escolha de pontos na coluna d'água para aduzir águas com baixas densidades de cianobactérias.

Apesar de não representar floração tóxica, os valores registrados de microcistina em NIC-2, concomitante às baixas densidades de cianobactérias, demonstram a necessidade de se monitorar o ponto amostrado por mais dois anos, caso este seja utilizado para abastecimento público.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos em especial a Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado do Tocantins - SECT, e a Companhia de Saneamento do Tocantins – SANEATINS, por fomentar quase que na totalidade este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington APHA/WEF/AWWA. 2005.

AYRES, M.; AYRES Jr., M. AYRES, D. L. & SANTOS, A. S. BioEstat 4.0. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá (MCT). Imprensa Oficial do Estado do Pará. 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.; RINEHART, K.; LAU, S.; SHAW, G. & EAGLESHAM, G. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. *Toxicology*, 181: 441-446. 2002.

AZEVEDO, S.M.F.O. Toxinas de Cianobactérias: causas e conseqüências para saúde pública. *Medicina on line*. 1(3): 1-22. 1998.

BOTHWELL, M.L. & LOWE, R.L. (eds.) 1996. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego, Academic Press. 753 p.

CARLSON, R. E. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: p.361-380, 1977.

CETESB - Determinação de pigmentos fotossintetizantes clorofila a, b e c e feofitina. Método de Ensaio L5.306. São Paulo : CETESB. 22 pp. 1990.

CETESB. Fitoplâncton de água doce. Métodos qualitativos e quantitativos - Método de Ensaio. São Paulo: Norma Técnica L5 303, 1998.

COLE, G. Textbook of Limnology. Saint Louis, The C. V. Mosby, 283 p. 1994.

ELISA. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Saxitoxin (PSP) in Water and Contaminated Samples Product No. 52255B. Abraxis, 2007.

ELISA. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Cylindrospermopsin (CYN) in Water and Contaminated Samples Product No. 522011. Abraxis, 2007.

ELISA. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Microcystin(MYC) in Water and Contaminated Samples. Cat. EP 022. Envirolomics, 2007.

FALCO, P.B. Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), em duas épocas do ano. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos 112 p. 2000.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RIAN, P. D. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version: 1.37. 2001.

HECKY R.E. & KILHAM P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology & Oceanography*, 33, 796–822, 1988.

HENRY, R. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1990.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>. Acesso em 12 de julho de 2009. 2007.

IIE. Instituto Internacional de Ecologia. Plano de conservação e usos múltiplos do reservatório da UHE Lajeado, TO. 2003. in NOGUEIRA et al. Org. Ecologia de Reservatórios. Ed. Rima. 2006.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Clima em Palmas-TO. Acesso de 2006 a 2009. http://www.inmet.gov.br/prev_clima_tempo/previsao/html/prevcap_TO.html. 2009.

JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E.; LRIK,K.; KRISTENSEN,P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow danish lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*v51 p.1692-1699.1994.

KIRK, J.T., Optical limnology: A manifesto. In: WILLIAMS, W.D.; DECKKER, P. Netherlands. Dr. W. Junk Publ. 1986.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 - Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345. 1989.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. – In *Susswasserflora von Mitteleuropa* 19: 1-545. Gustav Fischer, Stuttgart, 1998.

- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2- Chroococcales. *Algological Studies* 43: 157-226. 2005.
- LANDIM, P. M. B.; MARTEIRO, R.; CORSI, A. C. Introdução à confecção de mapas pelo software SURFER. *Geomática. Texto didático* 8. DGA. Rio Claro: IGCE/Unesp, 2002.
- MARQUES, A. K.; REIS, D. F.; MORAIS, P. B.; BONATO, G. Composição de cianobactérias fitoplancônicas no reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins - TO. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005, Ilhéus. Congresso Brasileiro de Limnologia. Ilhéus : Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005.
- MERCANTE, C. T. J. & TUCCI-MOURA, A., Comparação Entre os Índices de Carlson e de Carlson Modificado Aplicados a dois Ambientes Aquáticos Subtropicais , São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 11(1): 1-14. 1999.
- NAVAL, L. P.; SILVA, C. D. F.; SOUZA, M. A. A. Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETM) no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, Tocantins – Brasil. *AIDIS, Puerto Rico* 2004.
- PADISÁK J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv for Hydrobiologie/Suppl.* 107 (Monographic Studies): 563-593. 1997.
- PEREIRA V. L. R. Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães - UHE - Lajeado / Tocantins. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental [S.Carlos]) - Universidade de São Paulo, 2002a.
- PEREIRA, V. L. R. Caracterização limnológica dos sistemas aquáticos da área e influência do aproveitamento hidroelétrico de Ipueiras - AHE Ipueiras- TO. Relatório técnico, Palmas, 2002(b).
- REIS, D. F.; MARQUES, A. K. ; MORAIS, P. B.; BONATO, G.; Contribuição da Comunidade Fitoplancônica do Ribeirão Taquarussu Grande para o Pool de Cianobactérias do Reservatório da UHE- Luis Eduardo Magalhães. In: XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT, 2004a.
- REIS, D. F.; MORAIS, P. B.; BONATO, G.; Identificação de Fatores Específicos que Influenciam Florações de Algas Nocivas, Reservatório Luis Eduardo Magalhães, Palmas-Tocantins. In: XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT, 2004, Palmas-TO. Anais XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT. Palmas-TO : Unitins/UFT, 2004b.
- SANEATINS. Laboratório de Hidrobiologia. Relatório técnico, 2007.
- SILVA, J. R. L.; CUNHA, I. L., WETTMAN, A., Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de microcistina na praia da Graciosa em Palmas-TO. III Congresso Científico do CEULP/ULBRA, Palmas-TO, 2003a.
- SILVA, J. R. L.; JARDIM, F. A., CUNHA, I. L., SOUSA, F. P., WETTMAN, A., Diagnóstico preliminar da ocorrência de cianobactérias tóxicas e potencialmente tóxicas em estações de tratamento de água e na praia da Graciosa em Palmas-TO. 55ª Reunião da SBPC, UFPE, Recife-PE, 2003b.

SILVA, J. R. L.; NOGUEIRA I. S.; SILVA N. M.; MARQUES J. A. V. Ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantínia. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Campo Grande-MS, 2005a.

SILVA, J. R. L. Avaliação do monitoramento de cianobactérias realizado pela companhia de saneamento do estado do Tocantins SANEATINS. Anais do IV Congresso Científico e V Jornada Científica do CEULP/ULBRA, Palmas – TO, 2005b.

SILVA, J. R. L. NAVAL, L. P., NOGUEIRA, I. S. Cyanobacteria and the water quality in the Tocantins river in the point next to the captation in the water treatment station in Tocantínia-Tocantins-Brazil. International Conference on Toxic Cyanobacteria. Rio de Janeiro, 2007.

SILVA, J. R. L. SILVA, G. G., SILVA, M. F., NAVAL, L. P., MARQUES D., M., M., Viabilidade tecnológica para implantação de uma estação de tratamento de água pela Saneatins em Palmas – TO, em detrimento á presença massiva de cianobactérias tóxicas na futura captação. XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de AIDIS. Aceito. CHILE, 2008

SMITH, V. Low nitrogen to phosphorous rations favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671, 1983.

SOONDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, v. 191, p. 139-148, 1999.

TILMAN D. Test of resource competition theory using four species of Lake Michigan algae. *Ecology* 62:802–815,1981.

TOLEDO, Jr. A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ,S.J.; AGUDO, E.G.; Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização de lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária., 12,1983, Camburiú (SC). Anais do congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental.. Camburiú: UFSC. p.1-34. 1983.

TUNDISI, J. G.,Reservoir as complex systems. *Journal of the Brazilian fur the Advancement of Science* 48: 383-387. 1996.

TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI & O. ROCHA, Theoretical basis for reservoir management. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos: 505-528. 1999.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UNITINS. Plano de manejo da sub-bacia do Ribeirão Taquarussu Grande – (SOS Taquarussu). Palmas-TO: Fundação Universidade do Tocantins/Fundo Nacional do Meio Ambiente. Palmas, 1999.

UTERMÖHL, H., Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton metodik. *Mitt Int. Rer. Theor.Argrew. Limnol.* 9: 1-38, 1958

3. Limnologia do potencial ponto de captação de água para abastecimento em um reservatório tropical polimítico, com ênfase em cianobactérias e cianotoxinas

José Roberto Lins da Silva^{1,4}, Juliana Girardello Kern², Liliana Pena Naval³, Vanessa Becker⁴, David da Motta Marques⁴

- (1) Laboratório de Hidrobiologia, Divisão de Controle de Qualidade e Pesquisa de Água, Companhia de Saneamento do Tocantins, TO, Brasil
- (2) Faculdades Integradas Espírita, PR, Brasil
- (3) Laboratório de Saneamento, Universidade Federal do Tocantins, TO, Brasil
- (4) Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brazil

RESUMO

Situado no médio Tocantins, o reservatório Luiz Eduardo Magalhães, conhecido como UHE Lajeado, representa a fonte mais viável de abastecimento da cidade de Palmas, por possuir capacidade acumulativa em torno de cinco bilhões de metros cúbicos de água. Para isso foi instituído um programa de monitoramento, com duração de três anos, visando conhecer melhor a qualidade da água do braço do ribeirão Taquarussu Grande, bem como os padrões de distribuição de cianobactérias e cianotoxinas. Os principais objetivos deste estudo foram: i) Compreender a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas, através de avaliações mensais entre 2006 e 2008; ii) Verificar correlações entre os pontos montante e jusante ao ponto 1, reconhecendo os principais fatores direcionadores da qualidade da água do ponto estudado, iii) Avaliar o grau de trofia do ambiente em relação à dinâmica de cianobactérias; iv) Propor por meio de diagrama a(s) tecnologia(s) de tratamento viável(is) para o tratamento da água do ponto 1, adotando a sobreposição de dados mensais de clorofila e turbidez entre anos de 2006 e 2008. Em função disto, coletas mensais foram realizadas a

partir de janeiro de 2006, em três pontos: O ponto 1 (S 10°17.189' W 48°18.595'), pré-determinado como possível ponto de captação, e o ponto 3 (S 10°17.299' W 48°19.988'), jusante 2,7 km do ponto 1, sendo este utilizado como controle por receber, à 400 m, efluentes da estação de tratamento de esgoto Aurenny. O ponto à montante S 10°17,344' W 48°17,770', localizado na barragem de nível utilizada para abastecimento da estação de tratamento de água – ETA 06, também foi inserido no programa por apresentar regime hidráulico do tipo lótico e potencial capacidade de influenciar na qualidade da água no ponto 1. Os resultados demonstraram que o ponto 1 comportou-se como um sistema meso-eutrófico durante o ano de 2008. A temperatura do ar e a radiação solar foram as variáveis climáticas melhor correlacionadas positivamente com as variações de cianobactérias. Durante os períodos de estiagem dos três anos monitorados o nitrogênio total e o fósforo total definiram os padrões de distribuição de cianobactérias. As análises estatísticas também mostraram que sessenta por cento das variáveis limnológicas estudadas participaram efetivamente na relação entre o ponto 1 e o ponto à montante, demonstrando ainda que este ponto se comporta como ambiente lêntico no período de estiagem, sofrendo influências do reservatório, e como ambiente lótico no período chuvoso, sofrendo influência através dos fluxos do ribeirão Taquarussu. O estudo também detectou a formação de três florações de cianobactérias no período de estiagem dos anos de 2007 e 2008 no ponto 1. *Planktolyngbya limnetica* foi a espécie de cianobactéria que melhor se adaptou no período avaliado. Houve uma participação relevante de *Cylindrospermopsis raciborskii* no período. A maior concentração de cianotoxinas ocorreu em julho de 2008, quando foi registrado concentrações acima de 2,0 µg.L⁻¹ de microcistinas nos pontos 1 e 3. De maneira geral, os dados obtidos neste trabalho estabelecem a sugestão de um programa de avaliação sistemática destas toxinas e seus potenciais produtores nos pontos 1, 3, e até a foz do braço no reservatório. A elaboração de modelagem ecológica subsidiaria a visualização de cenários futuros, e conseqüentemente, colaboraria na garantia da qualidade da

água produzida pela empresa de abastecimento, caso esta seja utilizada para consumo humano.

Palavras-chave: Cianobactérias, Cianotoxinas, Tratamento de Água, UHE Lajeado e Palmas

INTRODUÇÃO

A construção de represas para diversos fins é uma das mais antigas e importantes intervenções humanas nos sistemas naturais. Reservatórios interferem com os rios em que são construídos, alterando o fluxo e os sistemas terrestres e aquáticos de uma forma drástica e efetiva. Por outro lado, proporcionam também inúmeros benefícios tais como a reserva de água para hidroeletricidade, irrigação, navegação e para abastecimento público. (Tundisi, *et al.*, 1999).

Como fonte de abastecimento de água para consumo humano, os reservatórios se comportam muitas vezes como fontes inesgotáveis, suprindo a grandes demandas a contento, porém, apresentam qualidade de suas águas questionáveis (Barros, 1995).

O sistema de abastecimento da cidade de Palmas, capital do estado do Tocantins, dispõe de cinco sistemas, sendo dois aduzidos por águas subterrâneas e três por águas superficiais. Estes sistemas não suprirão, em longo prazo, a demanda populacional devido principalmente pela constante redução das vazões dos mananciais. Um bom exemplo deste declínio ocorre na estação de tratamento de água ETA 06, que é suprida pelo ribeirão Taquarussu Grande, e responsável pelo abastecimento de 65 % da população palmense. No período de estiagem do ano de 2008, esta estação operou com déficit de 20 % da sua capacidade nominal de produção, devido à redução histórica da vazão do manancial, chegando a menos de 400 L.s⁻¹.

Diante disto, técnicos da Companhia de Saneamento do Tocantins SANEATINS, pensando em buscar uma forma alternativa de abastecimento perene, avaliaram alguns rios e

córregos próximos à cidade. Os resultados foram desfavoráveis devido às expectativas de ocorrer, num futuro breve, as mesmas limitações que os mananciais atuais passaram em 2008, bem como a grande e crescente demanda da população. Outra razão seria o alto custo para implantação de adutoras e elevatórias. Desta forma, escolheram o reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães, conhecida como UHE - Lajeado, que margeia a cidade, e com volume armazenado em torno de cinco bilhões de metros cúbicos, tornando-se assim a mais viável fonte de abastecimento futuro da capital. Entretanto, a qualidade da água deste manancial ainda não é muito bem conhecida, em razão de o seu enchimento ter ocorrido há apenas oito anos. O enriquecimento autóctone devido à decomposição da vegetação submersa seria a principal fonte de transformação da qualidade da água do reservatório. Drenagens de áreas agricultáveis em seu entorno, principalmente advindas de plantações de soja, bem como a lixiviação de águas urbanas, também colaboram para o processo de eutrofização. Em escala inferior, lançamentos de efluentes de quatro estações de tratamento de esgotos (ETE Aurenny, ETE do Prata, ETE Brejo Cumprido e ETE Vila União), bem como a constante recirculação de nitrogênio e fósforo em seu leito, fomentam a sua produtividade biológica (Pereira, 2002^a).

Um dos principais desafios no tratamento da água do reservatório seria a implantação de uma tecnologia viável à remoção de cianobactérias e cianotoxinas, devido já se conhecer a ocorrências destas no reservatório. O primeiro relato sobre a presença de cianobactérias foi descrito por Pereira (2002^a), onde o autor detectou altas densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii*, em dezembro de 2001, durante o enchimento do reservatório em Brejinho de Nazaré (188.628,17 ind.mL⁻¹), e em Palmas, (298.661,27 ind.mL⁻¹). O autor ainda relata a dominância desta espécie no reservatório, especialmente na região de Brejinho de Nazaré, na ilha do Cachimbo, em Palmas e nas proximidades da barragem, a partir da desembocadura dos ribeirões Santa Luzia e Lajeadinho. O autor afirma ainda que na fase pré-enchimento esta

parcela do fitoplâncton já estava presente nestes sistemas, tornando-se provavelmente os inóculos de florações no reservatório.

Em outubro de 2002, Silva *et al.*, (2003^b) detectaram a presença de microcistinas na fração solúvel, produzidas provavelmente por *Microcystis aeruginosa* e *Radiocystis fernandoi*, com valores situados entre 0,5 e 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, e na fração particulada acima de 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, nas amostras coletadas na praia da Graciosa, em Palmas. Após estes resultados foi evidenciada a presença dessas espécies em toda extensão da orla do lago da capital, havendo então confirmação da presença de cianobactérias em quantidades diferentes e pontos distintos (Silva *et al.*, 2003^a). Estes foram os primeiros registros da presença de cianobactérias tóxicas na água dos mananciais do Estado.

A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* também foi encontrada no ponto próximo à captação da estação de tratamento de água da cidade de Tocantínia, à jusante da UHE Lajeado, por Silva *et al.*, (2005^a) e Silva *et al.* (2007). Estes trabalhos revelaram que esta espécie pode ser encontrada em grandes quantidades em ambientes lóticos. Entretanto, como o ponto já possuía um histórico por meio de um programa de monitoramento desde 2002 e baixas densidades evidenciadas, fortes indícios levaram a se acreditar no carreamento desta floração via reservatório, em função de ocorrências pretéritas neste ambiente. Eles também relatam a primeira ocorrência de uma floração em captações de água para abastecimento do Estado do Tocantins.

Reis *et al.* (2004^a) realizaram o primeiro estudo no braço do Ribeirão Taquarussu, registrando algumas espécies de cianobactérias. Reis *et al.* (2004^b) identificaram alguns fatores específicos que influenciam florações de algas nocivas no reservatório da UHE Lajeado.

Nos córregos Brejo Comprido, Água Fria e Ribeirão Taquarussu, afluentes do reservatório, na cidade de Palmas, já foram evidenciadas, em pequenas quantidades, representantes das famílias Oscillatoriaceae, Chroococaceae e Nostocaceae (Silva, 2005^b).

Marques (2005) realizou o levantamento do fitoplâncton no período de junho de 2004 a abril de 2005, bem como de cianobactérias, em quatro pontos distintos do reservatório, evidenciando alta frequência de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa* no período estudado.

Considerando o histórico de ocorrências de cianobactérias potencialmente nocivas no reservatório, este trabalho tem como objetivos: i) Compreender a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas, através de avaliações mensais entre 2006 e 2008; ii) Verificar correlações entre os pontos montante e jusante ao ponto 1, reconhecendo os principais fatores direcionadores da qualidade da água do ponto estudado, iii) Avaliar o grau de trofia do ambiente em relação à dinâmica de cianobactérias; iv) Propor por meio de diagrama a(s) tecnologia(s) de tratamento viável(is) para o tratamento da água do ponto 1, adotando a sobreposição de dados mensais de clorofila-a e turbidez entre anos de 2006 e 2008.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O represamento do Rio Tocantins deu origem ao Reservatório Luíz Eduardo Magalhães criado para geração de energia. O seu enchimento ocorreu de 15 de setembro de 2001 a 7 de fevereiro de 2002, quando atingiu sua cota máxima de operação (212m). O reservatório compreende a região do Médio Tocantins margeando as cidades de Ipueiras, Brejinho de Nazaré, Porto Nacional, Palmas e Lajeado (Naval & Silva, 2005). O reservatório abrange 626 km², extensão de 172 km, volume operacional de 4,9.10⁹ m³, e tempo de residência da água de 24 dias. Tem como principais tributários o rio Água Suja, ribeirão São João, ribeirão dos Mangues, rio Areias, rio Matança, ribeirão do Carmo, rio Crixás, Ribeirão Taquarussu Grande, córrego do Prata, córrego Brejo Comprido e córrego Água Fria (Pereira, 2002^a).

Após uma pré-avaliação da qualidade da água de quatro pontos no braço do ribeirão Taquarussu, dois pontos foram considerados extremamente relevantes para se estabelecer um programa de monitoramento da qualidade da água. O ponto 1 – P1 (S 10°17.189' W 48°18.595'), potencial fonte de abastecimento da capital, o ponto 3 – P3 (S 10°17.299' W 48°19.988'), e utilizado como controle, e o ponto localizado no ribeirão Taquarussu (S 10°17.344 W 48°17,770'), precisamente na captação que abastece a estação de tratamento de água - ETA 06. O ponto 2 foi descartado devido a alta similaridade destes como os do ponto 1. Este último está localizado à margem direita do reservatório da UHE Lajeado, a 1800 m da confluência com o ribeirão Taquarussu, e a 2700 m do ponto 3 (Figura 1).



Figura 1. Localização dos pontos amostrados: P1 (futura captação); P3 (ponto de controle); Ponto RT (captação ETA 06/confluência reservatórioXribeirão Taquarussu) Saneatins, 2007.

Variáveis climáticas

Os dados médios das variáveis climáticas temperatura do ar, precipitação pluviométrica dos anos de 2006, 2007 e 2008, e umidade relativa do ar, radiação solar, ventos e pressão atmosférica dos anos de 2007 e 2008, foram obtidos da estação climatológica 1, do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2009).

Avaliação limnológica

A maior parte das amostras foram coletadas a partir do mês de janeiro de 2006 até dezembro de 2008, sendo estas realizadas mensalmente entre as 10:00 e 12:00H. Compreenderam neste período as estações seca (maio, julho, agosto, setembro e outubro), e chuvosa (demais meses).

Foram realizadas coletas através de tomadas diretas a 0,5 m de profundidade. Foram mensuradas *in locu* as variáveis oxigênio dissolvido, temperatura da água e do ar, pH e transparência. As demais amostras foram acondicionadas em frascos específicos, sendo algumas preservadas e outras não, e encaminhadas imediatamente ao laboratório de Hidrobiologia da SANEATINS.

Como etapa de preparação de amostras para análise, o procedimento de digestão ocorreu nas amostras destinadas à determinação de manganês total, nitrogênio total e fósforo total, além de ajuste de pH. Já o procedimento de filtração ocorreu para amostras destinadas à determinação de alumínio dissolvido, cor verdadeira, condutividade, sólidos totais dissolvidos, além da utilização do séston retido na membrana de fibra de vidro para análise de clorofila-a. Na Tabela 1 são apresentadas as variáveis estudadas, bem como as unidades de medida e a metodologia aplicada.

Tabela 1 Variáveis analisadas no laboratório de hidrobiologia da Saneatins, com as respectivas unidades de medida, simbologia e metodologia aplicada.

Variáveis	Unidade	Simbologia	Metodologia
alumínio dissolvido	mg.L ⁻¹	ALD	APHA(2005)
cloretos	mg.L ⁻¹	CLT	APHA(2005)
coeficiente de atenuação vertical	m ⁻¹	kd	(KIRK, 1986)
condutividade	µS.cm ⁻¹	CND	APHA(2005)
cor verdadeira	PtCo	COR	APHA(2005)
DBO-5	mg.L ⁻¹	DBO	APHA(2005)
dureza total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	DRZ	APHA(2005)
ferro dissolvido	mg.L ⁻¹	FED	APHA(2005)
fósforo total	mg.L ⁻¹	PT	APHA(2005)
índice de estado trófico	Graus de trofia	IET	CARLSON (1977) modificado por TOLEDO Jr. <i>et al.</i> (1983)
índice de disponibilidade de luz	-	Zmax/Zeu	JENSEN <i>et al.</i> (1994)
manganês total	mg.L ⁻¹	MNT	APHA(2005)
nitrato	mg.L ⁻¹	N-NO ₃	APHA(2005)
nitrito	mg.L ⁻¹	N-NO ₂	APHA(2005)
nitrogênio amoniacal total	mg.L ⁻¹	NAT	APHA(2005)
nitrogênio total	mg.L ⁻¹	NT	APHA(2005)
fósforo reativo solúvel	mg.L ⁻¹	PRS	APHA(2005)
oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	OD	APHA(2005)
pH	-	pH	APHA(2005)
sólidos totais dissolvidos	mg.L ⁻¹	STD	APHA(2005)
temperatura da água	° C	TMP	APHA(2005)
temperatura do ar	°C	TMA	APHA(2005)
transparência	m	Z _{sd}	APHA(2005)
turbidez	NTU	TBZ	APHA(2005)
zona eufótica	m	Zeu	COLE (1994)
clorofila-a	µg.L ⁻¹	Cl-a	CETESB 1990
cianobactérias	cel.mL ⁻¹	CIANO	CETESB(1998)/UTERMOHL(1958)
cilindrospermopsina	µg.L ⁻¹	CYN	ELISA(2007)
microcistinas totais	µg.L ⁻¹	MYC	ELISA(2007)
saxitoxinas totais	µg.L ⁻¹	STX	ELISA(2007)
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	E-coli	APHA(2005)

A zona eufótica foi calculada como 2,7 vezes a transparência da água medida com o disco de Secchi. A razão Zmax/Zeu foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na

coluna d'água (Jensen *et al.* 1994) e o coeficiente de atenuação vertical, foi estabelecido através da razão $1,9/Z_{sd}$ (Kirk, 1986).

Análises de cianobactérias e cianotoxinas

Quanto à taxonomia de cianobactérias, foi adotado o sistema de classificação proposto por Komárek & Anagnostidis (1989, 1998 e 2005). Os espécimes fixados em lugol acético foram identificados sempre que possível em nível infragenérico. Os indivíduos foram contados por transectos até atingir, sempre que possível, 100 indivíduos da espécie predominante, buscando atingir um limite de confiança de 95 %, com erro inferior a 20 %, segundo a distribuição de Poisson (APHA, 2005).

Para a determinação de microcistinas totais - MYC (microcistina LR 100 %; microcistina RR 87 %; microcistinas YR 48 % e nodularina 31 %), saxitoxinas totais (Decarmaboyl STX 29 %; GTX 2 e 3 23 %; GTX 5B 23 %; Sulfo GTX 1 e 2 %; Decarmaboyl STX 2 e 3 1,4 %; neosaxitoxina 1,3 %; Decarmaboyl STX neosaxitoxina 0,6 % e GTX 1 e 4 <0,2 %) e cilindrospermopsina, utilizou-se o método imuno-enzimático ELISA (*Enzyme-Linked Immuno Sorbente Assay*), que detecta a presença destas cianotoxinas após reações entre anticorpos policlonais contidos dentro de microplacas. As leituras a 450 nm foram realizadas através de leitora da marca DRAKE. A promoção da lise celular foi obtida a partir do gelo/degelo por 3 vezes, sendo a alíquota final ainda macerada e centrifugada para extrair o máximo de cianotoxinas das amostras. As amostras dos anos de 2006 e 2007 foram mensuradas através dos kits de comparação visual através de tubos, onde os resultados são expressos em razão do desenvolvimento da cor azul, sendo registrados valores inferiores a $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, para amostras que desenvolveram coloração azul mais escuro que o padrão $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, e valores superiores a $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, para amostras que desenvolveram coloração azul mais clara que o padrão $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. As amostras que apresentaram coloração entre os padrões $0,5$ e $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, foram registradas como superior a $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e inferior a $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Análise de dados

A análises de correlação, bem como a elaboração dos gráficos tipo *box plot*, ocorreram através do programa PAST 1.68 (Hammer *et al.*, 2001). Análises de regressão linear simples foram obtidas através do programa BIOESTAT 2.0 Ayres e Ayres Jr. (2005). Foram também criados modelos de regressão linear múltipla, cuja aplicação proporciona conhecer a relação das variáveis limnológicas determinantes na explicação da variação das densidades de cianobactérias, no ponto 1, durante os anos de 2007 e 2008. Esta análise também foi aplicada para testar a premissa de que o comportamento das cianobactérias depende fortemente da concentração de fósforo nestes ambientes.

O formato geral da Equação de regressão linear múltipla é :

$$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n$$

Equação 1

Onde Y = variável dependente; a = corresponde a um coeficiente técnico fixo, sendo um valor de base a partir do qual começa Y; b₁, b₂, b₃,.....b_n correspondem aos coeficientes técnicos atrelados às variáveis independentes, e X₁, X₂, X₃,.....X_n são as variáveis independentes.

A Análise dos Componentes Principais (ACP) foi utilizada com a finalidade de evidenciar e hierarquizar os fatores responsáveis pela variância dos dados, através da aplicação do programa PC-ORD, versão 4.0 para Windows. Esta análise pode ainda explicar possíveis relações entre os descritores biológicos e as variáveis ambientais.

A avaliação do estado trófico em P1 e P3 em 2008, foi realizada através da aplicação do índice proposto por Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), que inclui o fósforo reativo solúvel, conforme equações 2, 3, 4 e 5.

$$IET(S) = 10 \left[6 - \left(\frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 2}$$

$$IET(PT) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln \{80,32 / PT\}}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 3}$$

$$IET(PO_4) = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln \{21,67 / PO_4\}}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 4}$$

$$IET(CL - a) = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 * \ln CL}{\ln 2} \right) \right] \quad \text{Equação 5}$$

Sendo:

S: Valor da profundidade de Secchi

PT: concentração de fósforo total em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

PO₄: concentração de fósforo reativo solúvel em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

O cálculo do IET médio foi realizado através da média ponderada dos valores obtidos como proposto por Toledo Jr. *et al.*, (1983), que atribui o maior peso para o fósforo total e clorofila-a e menor peso a transparência, de acordo com a Equação 6.

$$IET = \frac{IET(S) + 2 \{IET(PT) + IET(PO_4) + IET(CL)\}}{7} \quad \text{Equação 6}$$

7

Adotando os critérios estabelecidos na Tabela 2.

Tabela 2 IET – Índice de Estado Trófico

Estado trófico	Critério
<i>Oligotrófico</i>	$IET < 44$
<i>Mesotrófico</i>	$44 < IET < 54$
<i>Eutrófico</i>	$IET > 54$

Os dados das variáveis clorofila-a e turbidez, levantados mensalmente entre julho de 2006 e dezembro 2008 no ponto 1, serão plotados no diagrama proposto por Janssens e Buekens (1993), com projeção de Di Bernardo & Paz (2008), com o objetivo de orientar sobre a determinação da(s) possível(is) tecnologia(s) de tratamento de água dotada(s) de coagulação química e potencialmente viável(is) para remoção de cianobactérias e cianotoxinas.

RESULTADOS

Variáveis climáticas

As condições climáticas em P1 durante o período de avaliação mostraram-se compatíveis com as condições climáticas locais e com os atributos de seu uso. As concentrações médias de precipitação representaram uma sazonalidade marcante durante o período avaliado, sendo o período chuvoso definido pelos meses de novembro a abril, enquanto que o período de estiagem compreendeu os meses de maio a outubro. A maior precipitação anual ocorreu em 2006, com 2023 mm, enquanto que em 2007 choveu 1554 mm, e em 2008, 1609 mm. O mês mais chuvoso em 2006 foi março, com 381,6 mm, enquanto que em 2007 destacou-se fevereiro, com 579 mm, e 295 mm em janeiro de 2008. Os meses de junho, julho e agosto durante o estudo não ocorreu precipitação (Figura 2).

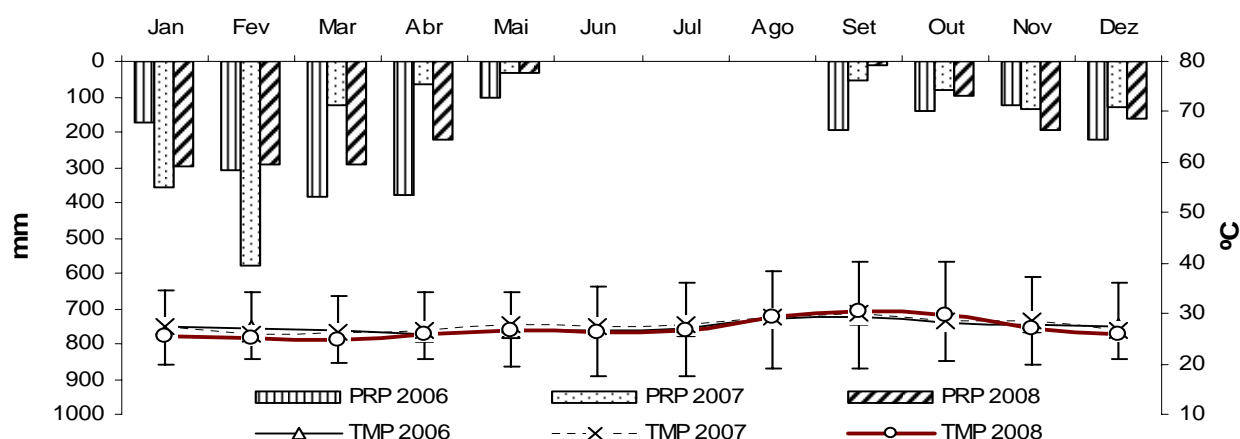


Figura 2. Médias mensais das condições climatológicas em Palmas-TO, durante os anos de 2006, 2007 e 2008, para as variáveis PRP-precipitação (mm) e TMA-temperatura do ar (°C), com destaque para máximas e mínimas temperaturas em 2008. Fonte: INMET (2009).

A temperatura média em 2006 foi de 27,39 °C, ocorrendo média mais elevada em setembro (29,21 °C) e mínima em abril (26,02 °C). Em 2007, setembro foi o mês onde as temperaturas registradas foram mais elevadas, apresentando 30,04 °C, em média, enquanto que fevereiro obteve as mais baixas temperaturas, 25,81 °C, em média. A temperatura média em 2008 foi de 27,9 °C, sendo setembro o mês mais quente (30,59 °C), e março o mês menos quente (24,93 °C), em média. Destaca-se também o ano de 2008 onde temperaturas máximas diárias estiveram acima de 40 °C em dois dias de setembro e três dias do mês de outubro.

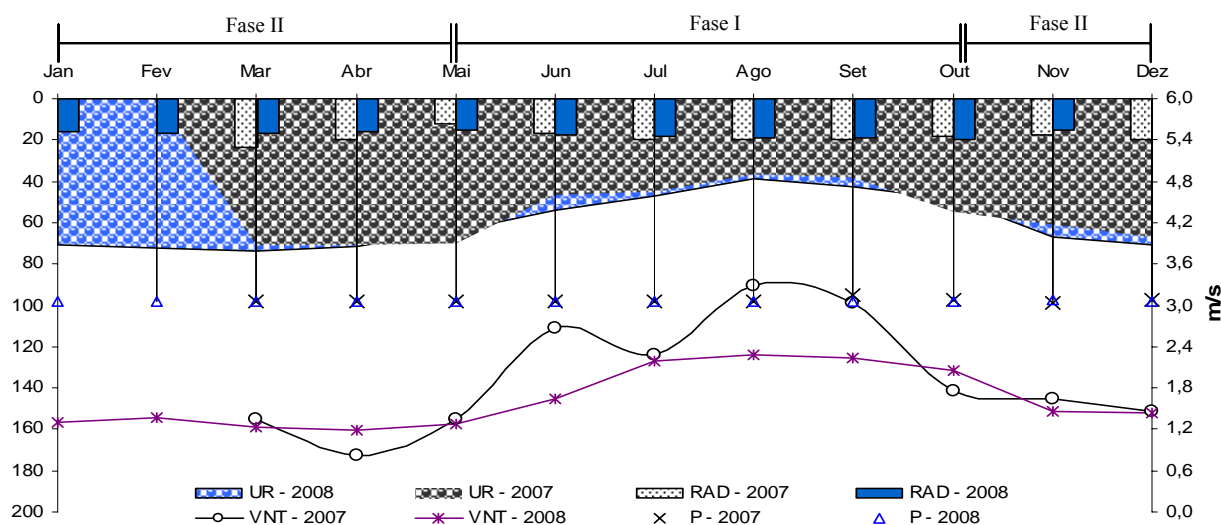


Figura 3. Médias mensais de UR-umidade relativa do ar (%); RAD-Radiação solar (MJ/m²) (os dados de 2007 estão presentes a partir de março); P-pressão atmosférica (Kpa) e VNT-ventos (m/s), ocorridas em 2007 e 2008. Fonte: INMET (2009).

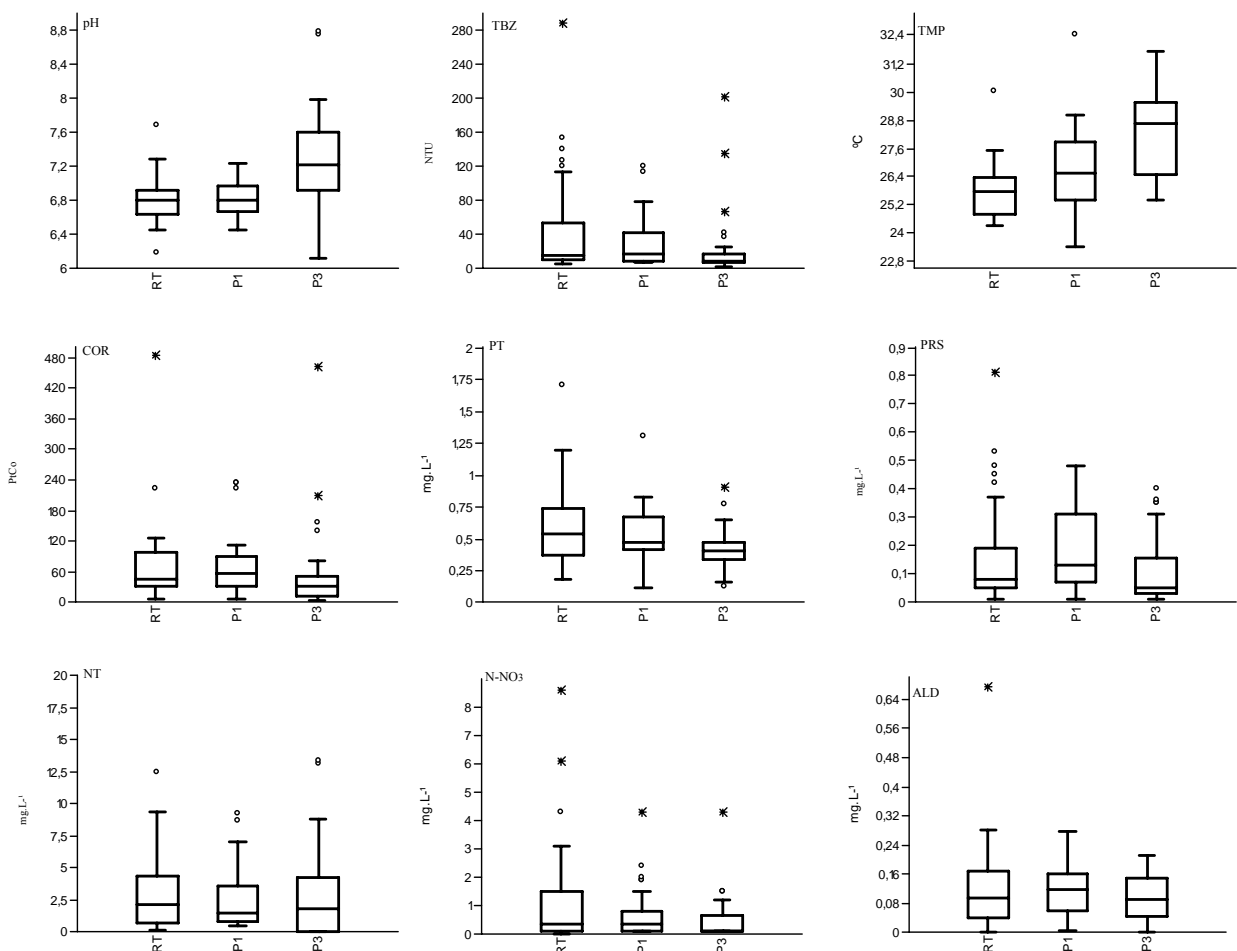
Em julho de 2006 ocorreram as mais baixas temperaturas em todo o estudo (15,6 °C), enquanto que em 2007 foi registrada em outubro 16,9 °C, e em julho/08, 17,4 °C. As maiores amplitudes de temperatura mensal ocorreram em julho de 2006 (20,6 °C), em outubro de 2007 (21,5 °C) e em setembro de 2008 (21,4 °C) (Figura 2).

A velocidade média do vento foi determinante na divisão do estudo em duas fases distintas: Período seco (fase I), ocorrendo concomitante às baixas precipitações, com ventos moderados, registrando-se 2,4 m.s⁻¹ em 2007, e 1,9 m.s⁻¹ em 2008, em média, entre os meses de maio a outubro. A segunda ocorreu no período chuvoso, registrando-se ventos de 1,3 m.s⁻¹ para ambos os anos (Figura 3).

A umidade relativa do ar seguiu a variável anterior, quando registrou no período seco de 2007 médias de 48,5 % em 2007, e 49,2 % em 2008, enquanto que no período chuvoso (fase II) ocorreram umidades médias de 67,2 e 70,9 %, em 2007 e 2008, respectivamente. Foram registrados valores médios mensais de radiação solar de 17,7 MJ/m² e 18,2 MJ/m², na fase I de 2007 e 2008, respectivamente, enquanto que na fase II ocorreram 20,1 MJ/m² em 2007, e 16,2 MJ/m² em 2008. Os valores da pressão atmosférica média registrados em 2007 e 2008 na fase I foram 97,4 e 97,9 Kpa, respectivamente, enquanto que na fase II foram registrados 98,1 e 97,8 KPa, em 2007 e 2008, respectivamente (Figura 3).

Cenário químico e físico

A Figura 4 mostra valores máximos, mínimos, médias, percentil 75 % e 25 %, e *outliers*, com objetivo de comparar as concentrações/densidades das variáveis estudadas nos pontos 1 (P1), 3 (P3) e ribeirão Taquarussu (RT).



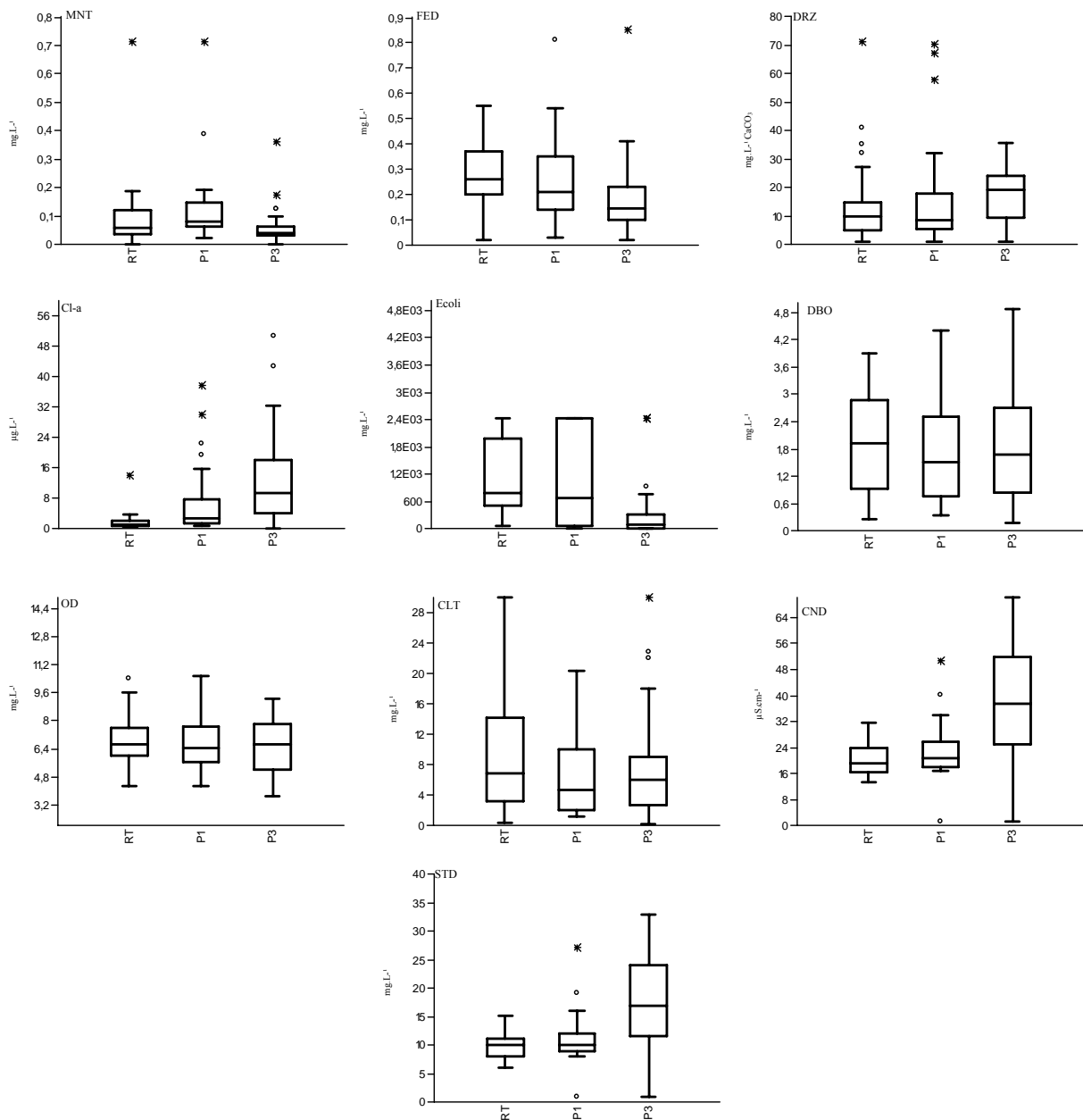


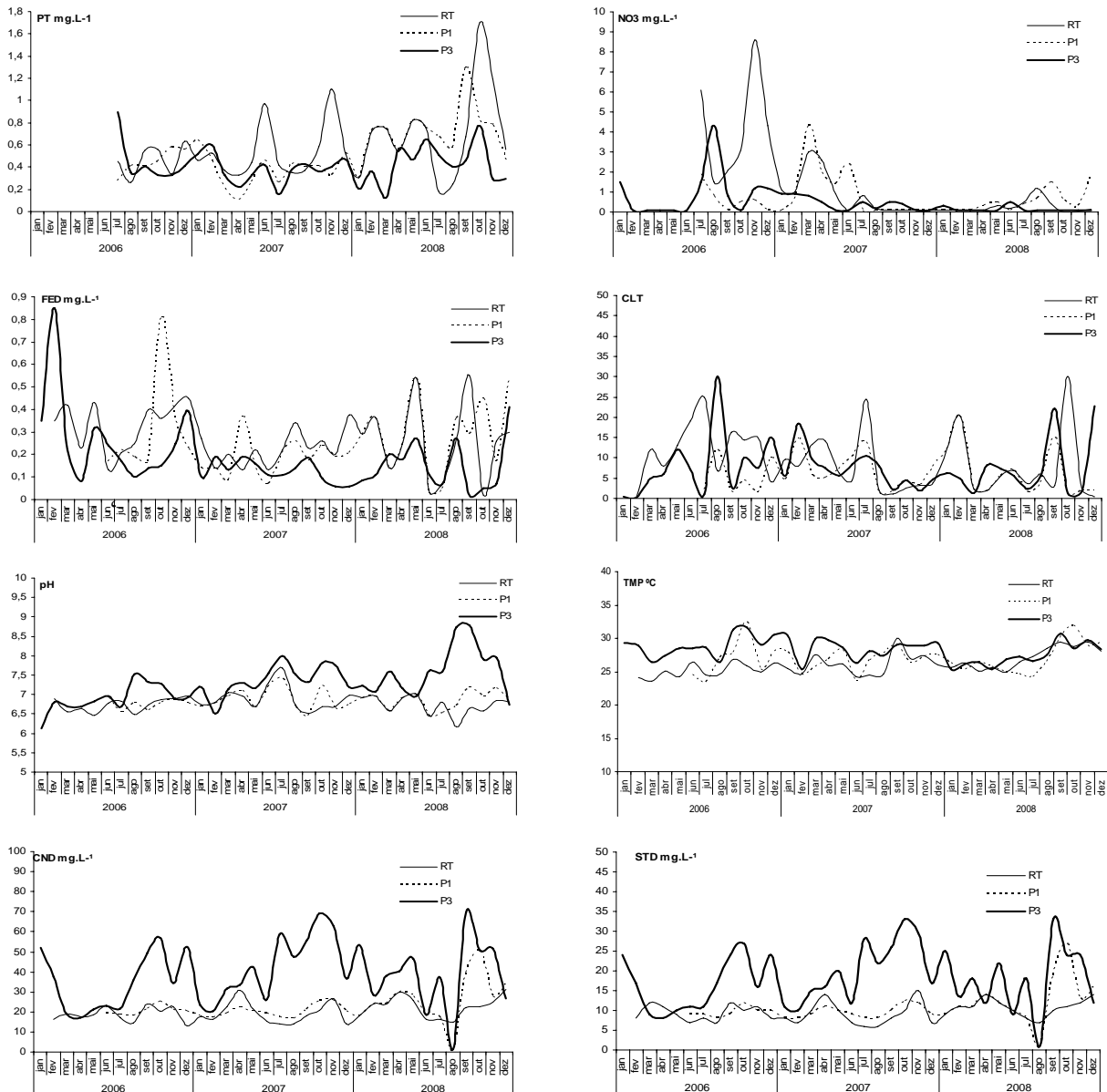
Figura 4. Representação dos valores máximos, mínimos, médias, percentil 75 % e 25 %, e outliers, do ribeirão Taquarussu (RT), Ponto 1 (P1) e Ponto 3 (P3), sendo n=30 para as variáveis fósforo total, nitrogênio total e nitrato, enquanto que as demais variáveis n=36.

(pH; TBZ-turbidez; TMP-temperatura da água; COR-cor verdadeira; PT-fósforo total; PRS-fósforo solúvel reativo; NT-nitrogênio total; N-NO₃-nitrato; ALD-alumínio dissolvido; MNT-manganês total; FED-ferro dissolvido; DRZ-dureza total; Cl-a-clorofila-a; Ecoli-*Escherichia coli*; DBO-demanda bioquímica de oxigênio; OD-oxigênio dissolvido; CLT-cloretos; CND-condutividade; STD-sólidos totais dissolvidos)

No ponto RT, as variáveis que apresentaram concentrações superiores em média relacionadas às concentrações das variáveis do ponto 1 foram fósforo total, nitrato, ferro

dissolvido e cloretos, apresentando 11,05, 43,37, 2,09 e 30,12 %, respectivamente. Enquanto que no ponto 3, as concentrações das variáveis superiores, em média, em relação as do ponto 1 foram pH, temperatura da água, condutividade, sólidos totais dissolvidos, cianobactérias e clorofila-a, apresentando 7,55, 4,78, 43,62, 42,77, 90,55 e 51,01 %, respectivamente. O fósforo reativo solúvel foi a única variável que apresentou concentração superior em média no ponto 1 em relação a mesma variável nos outros pontos. Este apresentou-se superior em 50,6 % em relação ao ponto 3, e 4,09 % em relação ao ribeirão Taquarussu (Figura 4).

A Figura 5 representa a distribuição das concentrações/densidades das variáveis dos três pontos ao longo do período avaliado.



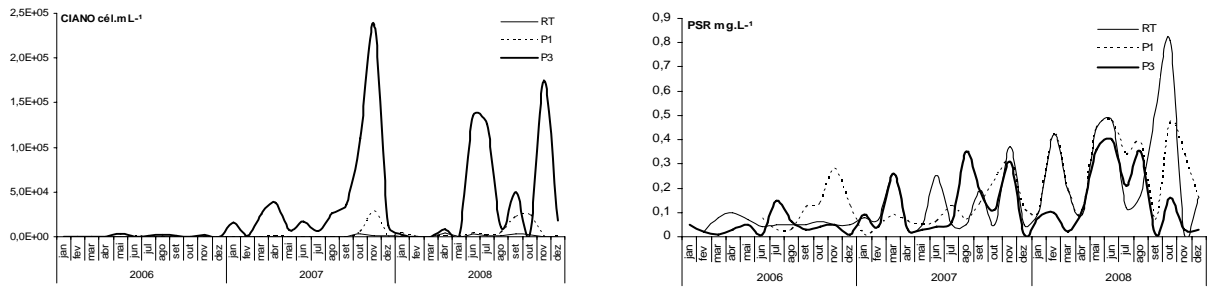


Figura 5. Representação das concentrações/densidades das variáveis durante o período avaliado.

Em relação às variáveis físicas ligadas a radiação solar, os dados levantados em 2008 no ponto 1, mostraram-se na maioria dos meses inferiores a 1 m (disco de Secchi), sendo ultrapassado somente nos meses de maio (1,20 m) e outubro (1,37 m). A zona eufótica esteve presente em toda a coluna nos meses de abril, maio e outubro/2008, conforme mostra a Figura 6.

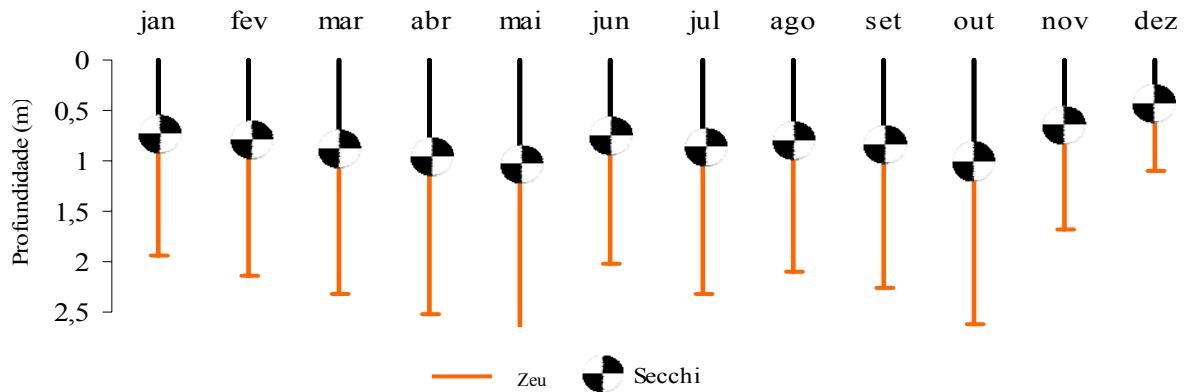


Figura 6. Zona eufótica (Z_{eu}) e transparência (Z_{sd} /Secchi) em 2008, no ponto 1.

Neste mesmo ano, a razão Z_{max}/Z_{eu} variou de 0,68 em outubro a 4,41 em dezembro, correspondendo aos períodos de fim de seca e período de chuvas, respectivamente. O coeficiente de extinção de luz (k_d) teve amplitude de 7,66, seguindo os meses da relação Z_{max}/Z_{eu} (Tabela 3).

Tabela 3 Valores de transparência (Z_{sd}), zona eufótica (Z_{eu}), razão profundidade zona eufótica/máxima (Z_{max}/Z_{eu}) e coeficiente de atenuação vertical (kd), em 2008, no ponto 1.

Variáveis/Período	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Z_{sd} (m)	0,51	0,30	0,48	0,52	1,20	0,55	0,74	0,55	0,54	1,37	0,37	0,21
Z_{eu} (m)	1,38	0,81	1,30	1,40	3,24	1,49	2,00	1,49	1,46	3,70	1,00	0,57
Z_{max}/Z_{eu}	1,82	3,09	1,93	1,78	0,77	1,68	1,25	1,68	1,71	0,68	2,50	4,41
kd (m^{-1})	3,73	6,33	3,96	3,65	1,58	3,45	2,57	3,45	3,52	1,39	5,14	9,05

Nutrientes no ponto 1

Durante os três anos de avaliação do ponto 1 foi evidenciada uma amplitude de $0,48 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo reativo solúvel, variando entre $0,01$ (jan/07) e $0,48 \text{ mg.L}^{-1}$ (jun/08). Já o fósforo total variou de $0,11$ (abr/07) a $1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (set/08), enquanto que o nitrogênio total teve pico de $9,25$ (jan/08) e baixas de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (jun/08). As concentrações de nitrato tiveram amplitude de $4,2 \text{ mg.L}^{-1}$, com mínimas de $0,01$ (set e dez/06; jan,jul-dez./07 e jan-mar/08) e máxima de $4,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (mar/07). A razão N:P no período teve amplitude de $29,8$, com mínima de $0,53$ (jun/08) e máxima de $30,33$ (jan/08). Em média, as concentrações das variáveis supracitadas foram: PRS= $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$; PT= $0,52 \text{ mg.L}^{-1}$; NT= $2,39 \text{ mg.L}^{-1}$; N-NO₃= $0,74 \text{ mg.L}^{-1}$; N:P= $5,41$ (Figura 7).

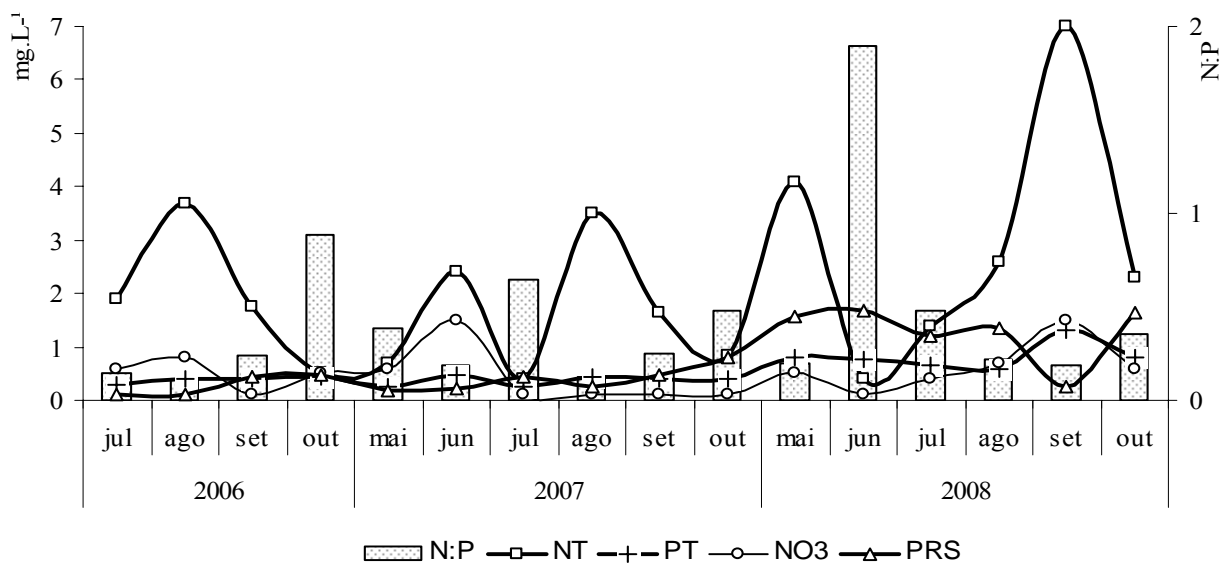


Figura 7. Variação da concentração de N:P, NT, PT, N-NO₃ e PRS (n=16/variável), no ponto 1, no período de estiagem.

Em relação aos nutrientes, foram contempladas na figura 7 somente as concentrações registradas no período de estiagem, devido neste período ocorrerem as mais elevadas densidades de cianobactérias.

Aplicando o teste de correlação de Pearson neste período, entre as variáveis que representam os nutrientes, foi obtida uma significativa relação positiva entre o fósforo total e nitrogênio total e a evolução de cianobactérias no período, corroboradas por $r=0,68$ e $r=0,64$, respectivamente.

Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas

Os representantes das ordens Nostocales (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena spp.*, *Aphanizomenon spp.*) e Oscillatoriales, (*Planktolyngbya limnetica* e *Planktothrix agardhii*) durante a investigação ocorrida nos três pontos, demonstraram uma eficiente adaptação a ambientes em processo de formação. As maiores densidades de células por mililitro foram verificadas no ponto 3, chegando a $237.500 \text{ cél.mL}^{-1}$ em novembro de 2007, $136.000 \text{ cél.mL}^{-1}$ em junho, $126.243 \text{ cél.mL}^{-1}$ em julho, e $175.000 \text{ cél.mL}^{-1}$ em novembro de 2008. No ponto 1, as densidades máximas de células por mililitro ocorreram em novembro de 2007, com $28.600 \text{ cél.mL}^{-1}$, e 22.016 e $24.702 \text{ cél.mL}^{-1}$ em setembro e outubro de 2008, respectivamente. No ribeirão Taquarussu não ocorreram densidades elevadas de cianobactérias no período (Figura 8).

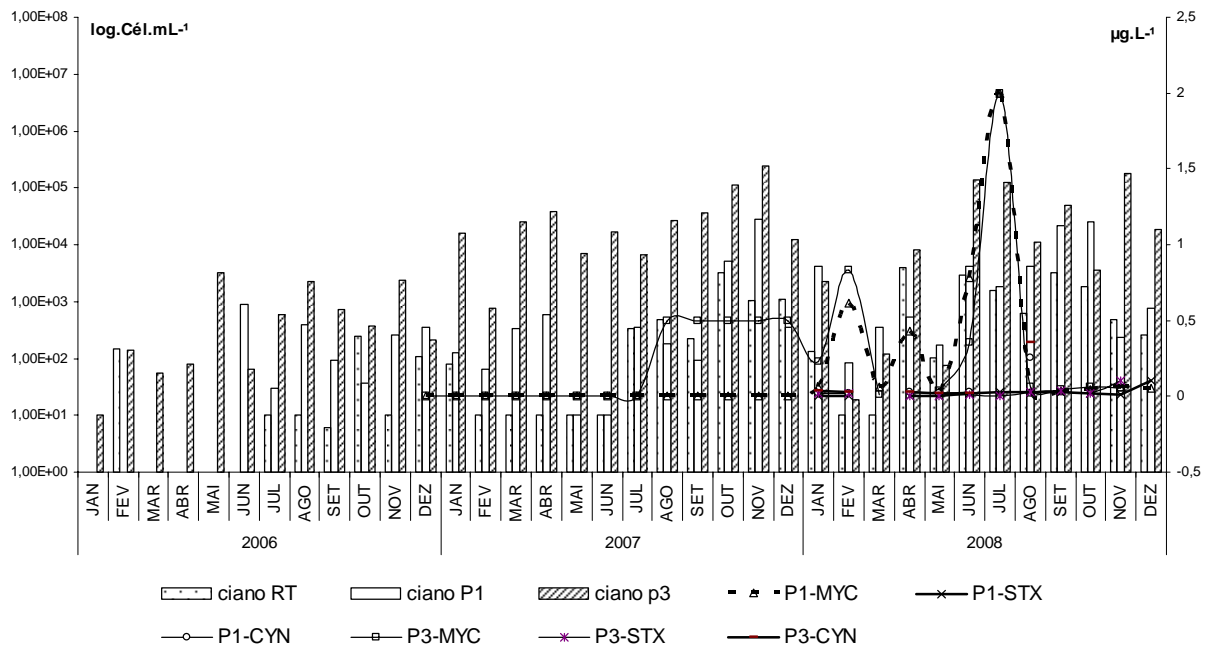


Figura 8. Densidades de cianobactérias no estudo e concentrações de cianotoxinas no ponto 1. Legenda: P1-Ponto 1; P3-ponto 3; RT- Ponto localizado na confluência do ribeirão Taquarussu/reservatório; ciano-cianobactérias; MYC–microcistinas totais, STX–saxitoxinas totais, e CYN-cilindrospermopsina.

As microcistinas totais, saxitoxinas totais e cilindrospermopsina estiveram abaixo de $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ na maior parte de 2008, sendo registrado concentração acima de $2,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (limite máximo do padrão do kit) no mês de julho do mesmo ano, nos pontos 1 e 3. As densidades registradas de células de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas estão representadas na Figura 8, bem como as suas sazonalidades.

Em relação à participação das espécies nas densidades celulares de cianobactérias no ponto 1, *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou-se em maior número, participando 58 %, seguida de *Planktolyngbya limnetica*, com 31 %, sendo que os demais representantes somaram apenas 11 %, conforme Figura 9.

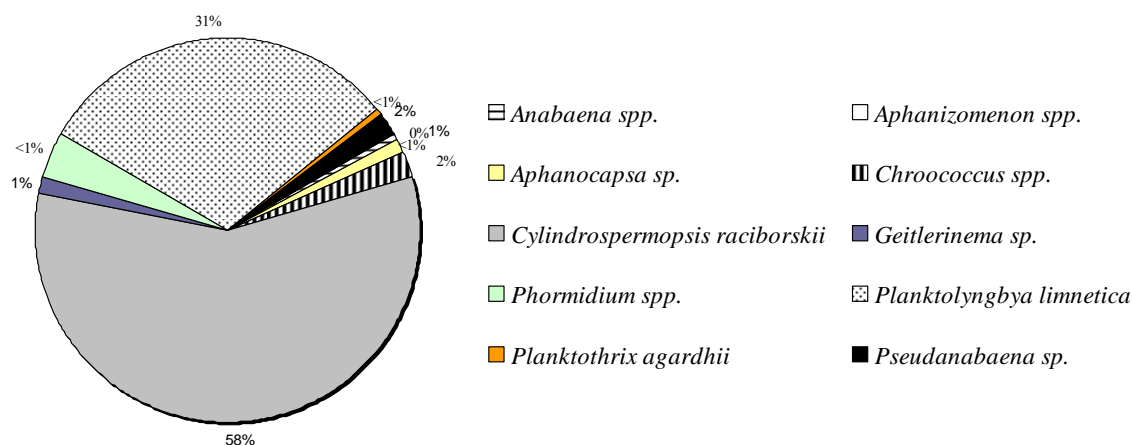


Figura 9. Densidades de indivíduos por mililitro de cianobactérias no ponto 1, levantadas entre junho de 2006 e dezembro de 2008.

A riqueza dos taxa foi moderada, ocorrendo a participação de 10 espécimes, dentre os quais *Phormidium spp.* participaram em 48 % dos meses avaliados, seguidos de *C. raciborskii* com 38,71 %, e *Geitlerinema spp.* com 32,26 %. A composição por grandes ordens foi distribuída em 50 % de Oscillatoriales, 30 % de Nostocales e 20 % de Chroococcales (Figura 9).

Análise de dados

A regressão linear simples foi aplicada nos dados coletados a partir de julho de 2006, com objetivo de verificar as relações existentes entre as variáveis do ponto 1 e o ribeirão Taquarussu, e entre o ponto 1 e o ponto 3, com intervalo de confiança de 95 % para ambos (Tabela 4).

Tabela 4 Resultados do teste de regressão linear simples aplicado nas variáveis para as relações: Ponto 1 x ribeirão Taquarussu, e Ponto 1 x Ponto 3, com n=30, IC=95 %.

Variáveis\Testes	$p = P1xRT$	R^2 ajustado (%)	$p = P1xP3$	R^2 ajustado (%)
pH	0,0006	33,57	0,1477	3,77
TBZ	0,0037	23,30	0,0462	9,73
TMP	0,0034	23,76	0,001	31,10
COR	<0,0001	51,92	0,0247	13,02

PT	0,0192	14,86	0,2113	2,09
PRS	0,0006	33,70	0,0022	26,17
NT	0,5528	0,0	0,3259	2,0
N-NO₃	0,1638	3,25	0,6932	0,0
ALD	<0,0001	50,98	0,0569	8,64
MNT	<0,0001	72,02	0,9358	0,0
FED	0,0151	15,65	0,0849	6,57
DRZ	0,0192	14,37	0,5934	2,38
OD	0,0009	31,58	0,6451	0,0
CLT	0,5863	0,0	0,0099	18,52
CND	0,0022	26,30	0,0039	23,13
STD	0,0042	22,61	0,0128	16,55
CIANO	0,0117	17,04	0,0098	17,99
CL-A	0,1652	3,21	0,1633	3,27
Ecoli	0,0015	28,29	0,0514	9,17
DBO	0,0005	34,49	0,1789	2,82

Os resultados estatisticamente significativos entre P1 x RT ocorreram para as variáveis: manganês total, cor verdadeira e alumínio dissolvido, onde as mesmas participaram efetivamente na explicação de 72,02, 51,92 e 50,98 %, respectivamente. Apesar de baixa explicabilidade na variação dos dados, as variáveis de maior correlação significativa entre P1 e P3 foram: temperatura da água, com 31,1 %, fósforo reativo solúvel, com 26,17 % e condutividade elétrica, explicando 23,13 %.

Considerando um nível de significância de $p < 0,005$, a relação entre o ponto 1 e o ribeirão Taquarussu foi significativa para 60 % das variáveis, enquanto que a relação ponto 1 e ponto 3 foi significativa para 15 % das variáveis.

Baseada no histórico de densidades elevadas de cianobactérias no período de estiagem, a Tabela 5 estabelece uma avaliação de correlação e regressão linear simples entre os dados coletados nos meses de agosto, setembro e outubro (pico da estiagem), dos anos de 2006, 2007 e 2008, a fim de verificar a grandeza das relações entre os pontos 3 e RT e o ponto 1.

Tabela 5 Correlação e regressão linear simples aplicadas aos dados das variáveis abióticas durante os meses de estiagem (agosto, setembro e outubro; 06, 07 e 2008).

Sequência	SIGLA	r - pearson		R ₂ %		Maior relação com o ponto 1	SINAL	Significado Estatístico
		p1xp3	P1xRT	p1xp3	p1xRT			
1	ALD	-0,54796	0,201794	30.03	4.07	P3	-	MODERADO
2	CND	0,685063	0,694284	46.93	48.20	Ambos	+	MODERADO
3	CLT	0,904698	-0,33294	81.85	11.08	P3	+	MUITO FORTE
4	COR	0,263374	0,942452	6.91	88.86	RT	+	MUITO FORTE
5	DRZ	0,08616	-0,15273	0.74	2.33	Nenhum	0	FRACO
6	MNT	0,15279	0,106658	2.33	1.14	Nenhum	0	FRACO
7	PT	0,475033	0,434401	22.57	18.87	Ambos	+	FRACO
8	PRS	0,379714	0,547122	14.42	29.93	RT	+	FRACO
9	NT	-0,5665	-0,25814	32.09	6.66	P3	-	MODERADO
10	N-NO ₃	0,128676	0,029749	1.66	0.09	Nenhum	0	FRACO
11	PH	0,500725	0,167099	25.07	2.79	P3	+	FRACO
12	STD	0,611829	0,592751	38.43	35.55	Ambos	+	MODERADO
13	TMP	0,536056	0,233722	28.74	5.46	P3	+	FRACO
14	TBZ	-0,02575	0,681579	0.07	46.45	RT	+	MODERADO
15	DBO	-0,68442	0,402074	46.84	16.17	P3	-	MODERADO
16	CL-A	0,791085	0,526578	22.56	1.12	Ambos	+	FRACO
17	OD	0,414277	-0,05029	17.16	0.25	P3	+	FRACO

Para compreender melhor o significado estatístico dos dados, adotou-se para R₂: Fraco = 0 – 30 %; Moderado = 30,01 – 60 %; Forte = 60,01 – 80 %, e Muito Forte = 80,01 – 100 %. Em relação à participação dos pontos na significação da relação, adotaram-se AMBOS, quando a diferença entre os resultados de R² for menor que 10 %, e NENHUM, quando o resultado de R² for menor que 10 %, e Menor que 5 % para ambos = Nenhum.

Os resultados da Tabela 5 revelaram que houve um maior número de variáveis correlacionadas com o ponto 1 por parte do ponto 3. O alumínio dissolvido, cloretos, nitrogênio total, pH, temperatura da água, demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido, foram as variáveis mais representativas. As correlações significativas entre as variáveis do ponto RT e P1 ocorreram para a cor verdadeira, fósforo reativo solúvel e turbidez. Os pontos 3 e RT participaram efetivamente na variação dos dados do ponto 1 com as variáveis condutividade, fósforo total, sólidos totais dissolvidos e clorofila-a, enquanto que os testes estatísticos demonstraram que para as variáveis dureza total, manganês total e nitrato, não houve correlação significativa por parte dos pontos 3 e RT sobre estas variáveis no ponto 1.

As variáveis selecionadas para o teste de regressão linear múltipla em 2007 foram NT ($r=0,824$), PRS($r=0,819$), COR($r=0,748$), CND($r=0,660$) e STD($r=0,593$), enquanto que em 2008, as variáveis selecionadas foram: TMP($r=0,718$), STD($r=0,694$), CND($r=0,624$) e PT($r=0,577$).

O nitrogênio total foi responsável pela explicação de 67,96 % da variação total, seguido do fósforo reativo solúvel com 22,75 %, as demais variáveis não aportaram capacidade explicativa significativa à regressão. As duas variáveis citadas explicaram 90,71 % dos 90,72 % do total. Foi verificada também a inexistência de multicolinearidade das variáveis, validando a ausência de interdependência entre estas, bem como a ocorrência de homocedasticidade no teste, demonstrando variância constante, com comportamento aleatório dos resíduos, o qual valida a análise estatística (Equação 6).

O modelo preditivo e representativo das condições determinantes para a variação de densidades de células de cianobactérias para o ano de 2007 está descrito a seguir conforme Equação 6.

Equação 7

$$\text{CIANO} = -19152,39 + 2922,07\text{NT} + 19632,53\text{PRS} + 14,67\text{COR} + 2319,33\text{CND} - 3508,65\text{STD}$$

Em 2008, a temperatura da água foi responsável pela explicação de 51,66 % da variação total, seguida de sólidos totais dissolvidos, apresentando 18,99%. X_3 e X_4 não participaram significativamente na explicação dos 15,14 % restante (Equação 7).

Foi verificada também a inexistência de multicolinearidade das variáveis predictoras, validando a ausência de interdependência entre estas, bem como a ocorrência de homocedasticidade no teste, demonstrando variância constante, com comportamento aleatório dos resíduos, resultando na validação do teste.

O modelo representativo das condições determinantes para a variação de densidades de células de cianobactérias para o ano de 2008, está representado abaixo, conforme Equação 7.

Equação 8

$$\text{CIANO} = -28431,30 + 716,30\text{TMP} + 4724,61\text{STD} - 2202,37\text{CND} + 17308,43\text{PT}$$

O cenário avaliado pela análise de componentes principais (ACP) contempla os três pontos monitorados mensalmente durante os anos de 2007 e 2008. As 11 variáveis abióticas explicaram 34,7 % da variabilidade dos dados nos 2 primeiros eixos (eixo 1=21,5 %; eixo 2=13,2 %; Figura 10).

As variáveis mais importantes para a ordenação do eixo 1 foram temperatura (-0,44), oxigênio dissolvido (-0,46), turbidez (0,47), pH (-0,72), condutividade (-0,69), DBO (-0,42), clorofila-a (-0,46) e sólidos totais dissolvidos (-0,72). No eixo 2, as variáveis mais importantes foram o manganês (-0,47), PT (-0,63), N-NO₃ (0,61), FSR (-0,60). Os resultados da ACP indicaram que o eixo principal 1 refletiu em um gradiente espacial, separando o ponto 3 dos pontos amostrais 1 e RT, enquanto que o eixo 2 apresentou uma tendência de gradiente temporal (Figura 10).

No lado positivo do eixo 1, as unidades amostrais dos pontos 1 e RT estiveram relacionadas com alta turbidez. No lado negativo do eixo 1 o ponto amostral P3 separou-se dos demais e apresentou correlação com altos valores de clorofila, sólidos dissolvidos totais, temperatura, OD, condutividade e pH. No eixo 2, no lado negativo, durante os meses de seca, as unidades amostrais estiveram correlacionadas com os altos valores de FSR, PT e manganês, enquanto que no lado positivo as mesmas unidades amostrais, durante os meses chuvosos, apresentaram correlação com os altos valores de nitrato (Figura 10).

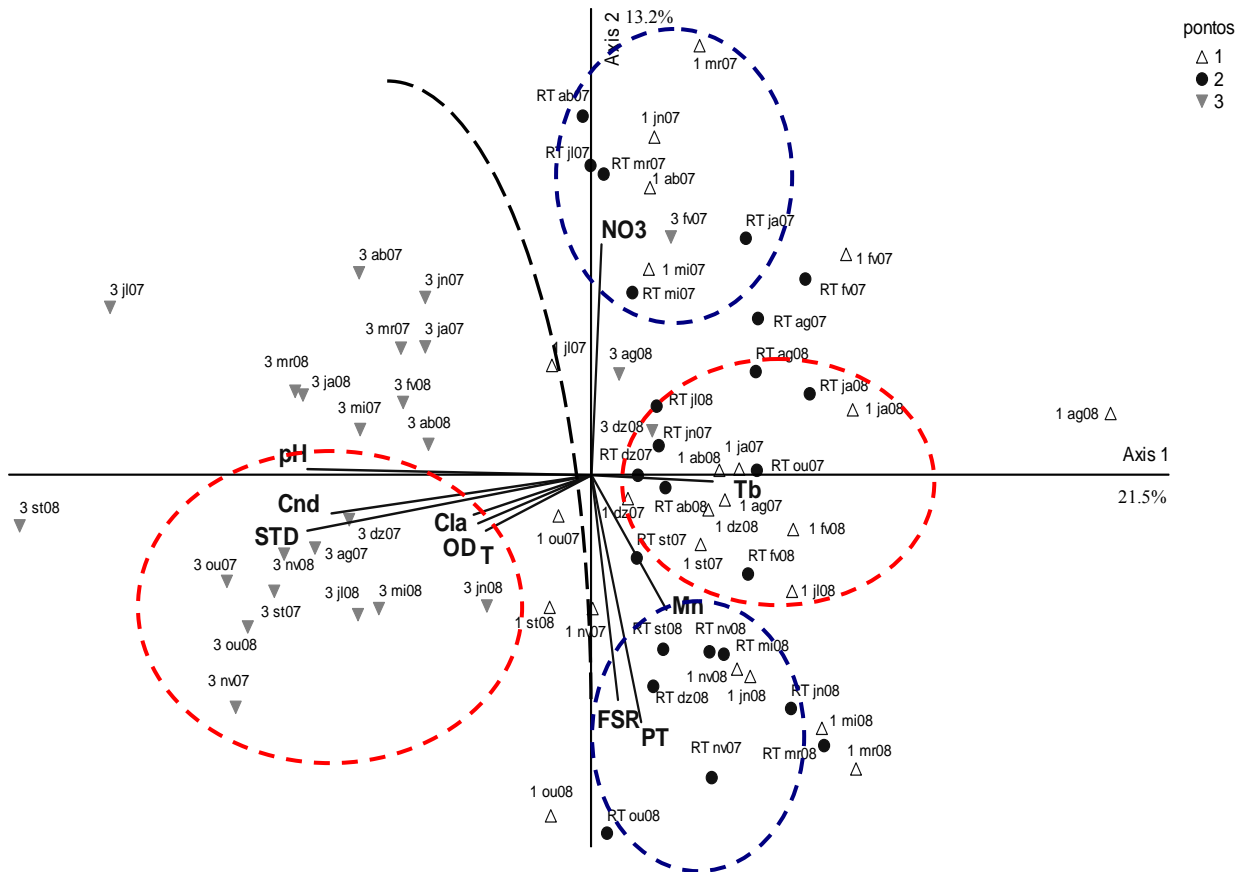


Figura 10. Distribuição dos escores resultantes da análise dos componentes principais nos ponto 1= Δ 1, ribeirão Taquarussu=●2 e P3=▼3, em 2007 e 2008.

Legenda: Os vetores correspondem às variáveis descritoras significativas. Estas variáveis foram abreviadas da seguinte forma: Cl-a = clorofila, Cnd = condutividade, FSR = fósforo reativo solúvel, Mn = manganês, N-NO₃ = nitrato, OD = oxigênio dissolvido, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, STD = sólidos totais dissolvidos, T = temperatura e Tb = Turbidez. Os meses foram abreviados da seguinte forma: jn = janeiro, fv = fevereiro, mr = março, mi = maio, jn = junho, jl = julho, ag = agosto, st = setembro, ou = outubro, nv = novembro e dz = dezembro. Os dois últimos números correspondem aos dois últimos algarismos dos anos 2007 e 2008.

A classificação do estado trófico calculado pelo IET de Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.*, (1983), com base nos valores de fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (PRS), transparência da água (Z_{sd}) e clorofila-a (CL-A), enquadram o ponto 1 em estado mesotrófico para 25 % das campanhas, enquanto que 75 % enquadraram-se como ambiente eutrofizado (figura 11).

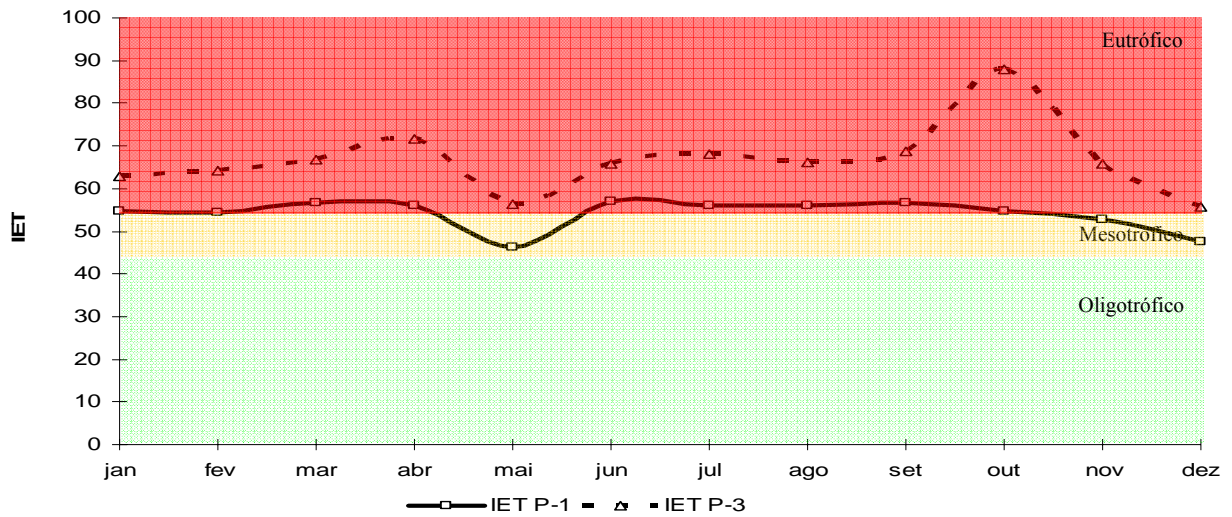


Figura 11. Representação do estado trófico do ponto 1, em 2008, segundo Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.*, (1983).

As variáveis clorofila-a e turbidez avaliadas mensalmente entre julho de 2006 e dezembro 2008 no ponto 1 e plotadas no diagrama proposto por Janssens e Buekens (1993), com projeção de Di Bernardo & Paz (2008), apresentaram máximas de 114 NTU (fev/08) e 120 NTU (jan/08) de turbidez, enquanto que as máximas de clorofila-a foram de 29,898 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (out/07) e 37,756 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (nov/07). As médias no período para ambas as variáveis foram de 29,85 NTU e 6,96 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 12).

Em relação à viabilidade tecnológica proposta pelo diagrama supracitado, a filtração direta e a filtração direta dupla contemplaram 73,33 % dos dados levantados, enquanto que os 26,66 % restante estiveram distribuídos entre as tecnologias de flotação por ar dissolvido e sedimentação (Figura 12).

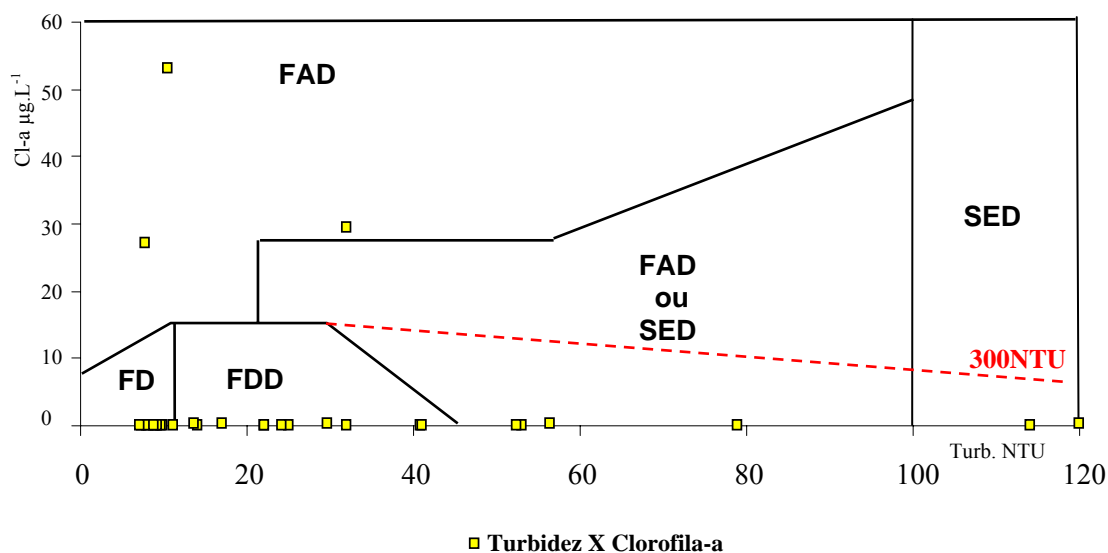


Figura 12. Diagrama para seleção de processos de tratamento proposto por Janssens e Buekens (1993), adaptado pelo autor com dados obtidos em Di Bernardo & Paz (2008) (linha tracejada), para remoção de algas e cianobactérias em seqüências de tratamento que envolve coagulação química. (FD – Filtração Direta; FAD – Flotação por Ar Dissolvido; FDD – Filtração Direta Dupla e SED – Sedimentação)

DISCUSSÃO

Os padrões climáticos e suas relações no desenvolvimento de cianobactérias em 2007 foi estatisticamente inexistente em 2007, sendo que em 2008, houve forte correlação entre as variáveis células de cianobactérias e temperatura do ar, e entre cianobactérias e radiação solar.

O ponto 1 apresentou condições meso-eutróficas durante o ano de 2008. A temperatura do ar e da radiação solar correlacionou-se positivamente com a temperatura da água, sólidos totais dissolvidos, condutividade e fósforo total na explicação do padrão de variação das densidades de células de cianobactérias neste ponto. Enquanto que o nitrogênio total, fósforo reativo solúvel, cor verdadeira, condutividade e sólidos totais dissolvidos, determinantes na dinâmica de cianobactérias em 2007.

De maneira geral, o ponto 3 deteve as mais elevadas concentrações no cenário químico e físico, em média. Diante disto, a possibilidade explicativa para tal evento estaria ligada aos

fluxos provenientes da estação de tratamento de esgoto Aureny, distante há aproximadamente 400m.

Em 2007 e 2008 não ocorreram correlações significativas entre o padrão de distribuição de cianobactérias e as variáveis transparência, zona eufótica, Z_{max}/Z_{eu} e coeficiente de atenuação vertical, reforçando a hipótese de que houve influência de outros fatores sobre o comportamento destas no período, ou ainda, a possibilidade desta correlação estar associada a outros grupos fitoplanctônicos .

Durante o período de estiagem, onde ocorreram as maiores densidades de cianobactérias, o nitrogênio total e o fósforo total participaram efetivamente no desenvolvimento deste grupo, sendo o nitrogênio determinante nesta relação, devido este apresentar-se em razões sempre abaixo de 10:1, obedecendo a proposta de Bothwell & Lowe (1996) e Sondergaard *et al.* (1999). Ao mesmo tempo, a quase inexistência de heterocitos nos filamentos de *C. raciborskii*, observados através de análises qualitativas em todas as campanhas no ponto 1, indicou, muito provavelmente, que não houve deficiência de nitrogênio no meio. A participação do nitrogênio e fósforo na variação das densidades de cianobactérias durante o período de estiagem pode estar associada à vazão do reservatório durante o período de estiagem, pois segundo Pereira (2002^b), em seu estudo realizado durante a fase de enchimento do reservatório, a razão de elevadas concentrações de fósforo total esteve relacionada à decomposição da matéria orgânica afogada, da contribuição de fontes pontuais, como os fluxos de efluentes advindos da ETE Aureny, e não pontuais de resíduos domésticos e de outras origens, tais como abatedouros, criação de animais e diversas outras fontes.

A riqueza da taxa foi moderada, participando 10 espécimes, sendo os principais: *Phormidium spp.* que participaram 48 % dos meses avaliados, seguida de *C. raciborskii*, com 38,71 %, e *Geitlerinema spp.*, com 32,26 %.

Os resultados das densidades de cianobactérias revelaram dois períodos distintos, onde o período de baixa precipitação e temperaturas mais elevadas marcou as maiores densidades de cianobactérias e concentrações de microcistinas. Este período também foi marcado por máximas de radiação solar e ventos.

Ocorreram baixas densidades de células de cianobactérias no ponto 1 em 2006, sendo que em 2007, apenas o mês de novembro apresentou valores superiores a $20000 \text{ céL.mL}^{-1}$, e em 2008, os meses de setembro e outubro apresentaram-se acima destas densidades. Estas distribuições, comparadas às distribuições dos demais pontos, reforçam a hipótese de que as correntes de água advindas do reservatório no período de estiagem são determinantes para o desenvolvimento de cianobactérias no ponto 1. Os meses que apresentaram altas precipitações e, conseqüentemente, elevadas vazões do ribeirão Taquarussu, proporcionaram maior turbulência à água, e certamente, proporcionaram excessos de partículas suspensas na coluna d'água, reduzindo a capacidade fotossintética das cianobactérias.

O gênero *Phormidium* apresentou-se como principal representante da taxa de cianobactérias no ponto 1 durante as 31 campanhas, participando em 45,16 % das vezes, seguida de *Cylindrospermopsis* (38,71 %) e *Geitlerinema* (32,26 %).

A abordagem fitosociológica de Reynolds (1997) e Reynolds *et al.* (2002), baseada no conceito de associações e seleção de espécies, mostrou-se eficaz como descritores ambientais para o ambiente em estudo. As cianobactérias por estarem representadas no período de estiagem, principalmente, por espécies ruderais (R-estrategistas) Reynolds (1988), como *C. raciborskii*, podem ser explicadas por pertencer à associação Sn, sendo uma espécie caracterizada por apresentar-se como captadora eficiente de luz, capaz de fixar nitrogênio atmosférico e comportar-se mais como uma Oscillatoriales do que como uma Nostocales (Padisák e Reynolds, 1998). Segundo Padisák (1997), esta espécie cresce somente em temperaturas elevadas ($>25 \text{ }^\circ\text{C}$), que possibilitam a germinação dos acinetos, isto pode explicar as elevadas densidades desta espécie ocorridas nos meses de setembro e outubro de

2008, participando com 371 e 361 ind.mL⁻¹ da densidade total, respectivamente, no ponto 1. Neste mesmo período ocorreram temperaturas superiores a 25°C e baixas razões N:P (<10).

Em relação às concentrações de microcistinas, as densidades de células de cianobactérias no ponto 1 não foram condizentes em relação à concentração obtida. Apesar de não ter encontrado na literatura tal ocorrência, a hipótese para este evento pode estar associada à floração senescente de *Planktothrix agardhii*, pois a espécie esteve presente durante o ano de 2008, no ponto 1, apenas no mês de julho. Já para o ponto 3, houve uma relação significativa entre as microcistinas e as densidades obtidas, porém não foi evidenciada a presença de *Planktothrix agardhii*, mas somente *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanocapsa sp.* e *Planktolyngbya limnetica*. O máximo valor registrado em P3 ocorreu concomitante ao início do período de estiagem, às elevadas temperaturas, à alta radiação solar e à baixa vazão à montante. As demais cianotoxinas não apresentaram valores significativos durante o estudo.

Caso o ponto seja utilizado para abastecimento público, devem ser consideradas algumas informações importantes sobre a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, principalmente sobre a ótica fisiológica, pois esta cianobactéria está entre as espécies de maior ocorrência na produção de neurotoxinas no mundo e, principalmente, no Brasil. Cilindrospermopsina e saxitoxinas são as principais toxinas produzidas por *C. raciborskii*. A cilindrospermopsina é uma hepatotoxina que pode causar danos em diferentes sistemas celulares além do fígado, incluídos sistema renal e linfóide. Sua dose letal (DL50), que é conhecida como a quantidade mínima necessária para provocar a morte em 50 % dos indivíduos em uma população teste, após injeção intraperitoneal em camundongos, após 24 horas, é de 2,0 mg.kg⁻¹ (Harada *et al.*, 1994), sendo que por administração oral, a DL50 após 5 dias é de aproximadamente 6,0 mg.kg⁻¹ (Seawright *et al.*, 1999). A legislação brasileira, através da Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), recomenda o limite máximo aceitável de 15 µg.L⁻¹ para água potável, sendo que recentemente, Humpage e Falconer

(2003), baseado em toxicidade via oral em camundongos, propuseram uma redução deste limite para de $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. A maior concentração desta toxina registrada neste trabalho ocorreu em agosto de 2008, apresentando $0,256$ e $0,353 \mu\text{g.L}^{-1}$, nos pontos 1 e 3 respectivamente. No Brasil, os dois únicos casos da ocorrência desta cianotoxina foram registrados em Caruaru-PE, em uma amostra do carvão ativado do sistema de tratamento de água de uma clínica de hemodiálise, onde foi registrada a morte de pacientes renais, sendo a causa mortis não associada à presença desta toxina, e na represa de Furnas, nas cidades de Alfenas e Carmo do Rio Claro, em 1998, através dos trabalhos de Jardim (1999) e Jardim et al. (2000^b). Já as saxitoxinas são alcalóides neurotóxicos que apresentam toxicidade bastante variada. A principal ação no homem é a inibição da propagação dos impulsos nervosos através do bloqueio dos canais de sódio da membrana de células nervosas (axônios), resultando em tonturas, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. Desta forma, a DL50 (i.p.) em camundongos para saxitoxina purificada é de $10\mu\text{g.kg}^{-1}$ de peso corpóreo, e, por consumo oral, a DL50 é de aproximadamente de $263\mu\text{g.kg}^{-1}$ de peso corpóreo (Chorus & Bartram, 1999). Em relação às saxitoxinas, a Portaria 518 recomenda o limite de $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ como concentração máxima aceitável em água para consumo humano no país. Durante o estudo o valor máximo registrado para o ponto 1 e 3 foi de $0,107 \mu\text{g.L}^{-1}$ de STX, ocorrido nos meses de novembro e dezembro de 2008. No Brasil, há um crescente aumento na ocorrência de saxitoxinas produzidas por *C. raciborskii* produtoras de STX em reservatórios de abastecimento desde a região nordeste até a região sul (Lagos *et al.*, 1999; Molica *et al.*, 2002). Entretanto, apesar dos raríssimos trabalhos voltados à avaliação crônica em seres humanos através da ingestão desta toxina via oral, deve-se atentar para a letalidade desta toxina, pois em um *ranking* contendo as doze toxinas de maior letalidade, ela ocupa a quinta posição, sendo superior a toxina produzida pela serpente *Naja* e pela toxina estriçnina produzida pela planta *Strychnos nux-vomica*, por exemplo (Maršálek, 2002). No reservatório já foram detectadas altas concentrações desta espécie em vários pontos

distintos, desde a etapa de enchimento (Pereira, 2002^a), até a formação consolidada (Marques, 2005).

As microcistinas registradas em elevadas concentrações nos pontos 1 e 3, pertencem a um outro grupo de cianotoxinas, denominado de peptídeos cíclicos. A sua DL50, via intraperitoneal, varia de 0,05 a 10,9 mg.kg⁻¹ de peso corpóreo (Chorus & Bartram, 1999). Em mamíferos, elas podem atuar nos hepatócitos por meio dos receptores de ácidos biliares e promover a desorganização do citoesqueleto destas células, provocando lise celular e, conseqüentemente, hemorragia intra-hepática, podendo ainda promover tumores nesta região, bem como no cólon intestinal (Falconer, 1991; Fujiki, 1992; Nishiwaki-Matsumshima, 1992; Carmichael, 1994). Em animais de laboratório e silvestres, os principais sinais clínicos por intoxicação de microcistinas são: fraqueza, palidez, anorexia, vômito, diarreia e frio nas extremidades. Sendo que alguns efeitos destas toxinas sobre a exposição crônica de seres humanos, através da ingestão de água potável, ainda não estão bem esclarecidos (Burch & Humpage, 2005). O caso mais severo envolvendo estas toxinas ocorreu no Brasil. Em 1996, na cidade de Caruaru-PE, mais de 65 pacientes renais faleceram em razão de uma contaminação com microcistinas na água utilizada nas sessões de hemodiálise (Jochimsen *et al.*, 1998, Carmichael *et al.*, 2001, Azevedo *et al.*, 2002). Uma variante destas toxinas, a microcistina-LR, ocupa a sétima posição do *ranking* das 12 toxinas de maior letalidade.

Em relação às influências sofridas pelo ponto 1, sessenta por cento das variáveis avaliadas participaram significativamente na relação P1xRT. Este percentual revela que, no geral, a qualidade da água do ponto 1 apresenta-se, na maior parte do estudo, características de ambiente lótico. De acordo com Pereira (2002^b), que estudou o reservatório e seus tributários na fase de enchimento, as áreas de inundação dos tributários ainda apresentam comportamento diferenciado, mais próximo do observado na fase rio, em relação ao corpo central do reservatório, baseando-se em torno de variáveis indicadoras de eutrofização, tais como nitrogênio total, coliformes termotolerantes e totais, DBO, DQO, nitrato, amônio,

cloreto, fósforo total, dentre outros. No período de estiagem, verificou-se que a qualidade da água do ponto 1 sofre maior influência do ponto 3. Isso reforça a idéia de que substâncias e microrganismos diversos presentes nos efluentes lançados próximo ao ponto 3, também possam migrar para o ponto 1, preocupando quanto a escolha da tecnologia adequada para tratar água com estas características.

Em relação aos modelos obtidos através de teste de regressão linear múltipla, o número de tratamentos para ambos os estudos foi muito baixo, porém explicaram bem a variação de cianobactérias, sendo 82,99 % em 2007, e 77,64 % em 2008. Os modelos demonstraram também a ocorrência de dois períodos distintos, bem como a participação efetiva da condutividade e dos sólidos totais dissolvidos na variação de cianobactérias.

De acordo com a análise de componentes principais, o ponto 1 e o ribeirão Taquarussu apresentaram características limnológicas bem idênticas. Isto também foi comprovado por meio de regressão linear simples, onde as variáveis: pH, turbidez, temperatura da água, cor verdadeira, fósforo reativo solúvel, alumínio dissolvido, manganês total, oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos totais dissolvidos, *Escherichia coli* e demanda bioquímica de oxigênio, estiveram com p abaixo de 0,005, para intervalo de confiança de 95 %, e $n=30$.

Apesar de não ter sido verificada um forte relação entre o ferro dissolvido e a turbidez no ponto 1 por meio de análise de regressão linear simples, o eixo 1 da ACP mostrou claramente que estas variáveis apresentaram tendência de estarem associadas a este ponto. A análise de regressão linear simples mostrou que a turbidez participou fortemente da relação $P1 \times RT$, o que demonstra mais uma vez a contribuição dos fluxos de sólidos suspensos via ribeirão Taquarussu durante os meses chuvosos.

O índice de estado trófico - IET demonstrou fidelidade aos dados coletados, revelando uma melhor qualidade da água do ponto 1 em relação ao ponto 3. Foi mostrado também uma sinergia entre os pontos, com exceção do mês de outubro, onde as altas concentrações de clorofila foi determinante para caracterizar o ponto 3 em estado eutrófico. O ponto 1 se

comportou na maioria dos meses como ambiente produtivo primariamente, através das elevadas concentrações de nutrientes, sendo que em nenhum momento foi evidenciado riqueza de taxa, seja de cianobactérias ou de outros grupos fitoplanctônicos, tendo o ocorrido o inverso em P3. Naval *et al.* (2004), também avaliou o estado trófico do reservatório através da aplicação do mesmo índice em 16 pontos, entre dezembro/02 e dezembro/03, na fase inicial de sua formação, quando registrou estado de mesotrofia em quase todas as amostragens. Este estudo não foi composto pelos pontos tratados neste trabalho. O estado eutrófico demonstrado pelo IET para o ponto 3, durante todo o ano, esteve certamente associado aos fluxos da ETE Aurenny, onde a emissão de seus efluentes ocorre a 400m do ponto amostrado, aproximadamente. Esta ETE lança cerca de 180 KgDBO.dia⁻¹. Embora o índice de estado trófico tenha representado bem a produtividade primária no ecossistema em estudo, demonstrando a sua viabilidade e aplicação em estudos futuros, Mercante & Tucci-Moura (1999), sugerem que a aplicação destes índices deve ser feita com cautela, bem como ser utilizada somente como um indicador do potencial estado trófico. É importante considerar os aspectos da dinâmica temporal e espacial das variáveis físicas, químicas e biológicas do sistema, além dos diferentes compartimentos de cada sistema principalmente em relação ao conteúdo de nitrogênio e fósforo e os aspectos regionais particulares de cada bacia hidrográfica.

Em relação ao uso da água do ponto 1 para abastecimento público, a tecnologia de dupla-filtração adotada em nível de projeto pela empresa de abastecimento, mostra-se teoricamente capaz de remover 99,99 % das partículas em suspensão (turbidez), bem como 93,5 % da biomassa de cianobactérias (clorofila-a). Di Bernardo (2002^b) estudou o efeito da ocorrência de picos de turbidez no desempenho da dupla filtração, durante a carreira de filtração, utilizando dois sistemas, um com filtro ascendente de pedregulho e outro de areia grossa. Os resultados demonstraram eficiência desta tecnologia, onde picos de até 384 uT foram reduzidas a menos de 1,0 uT, chegando ainda, na maior parte do tempo, a

concentrações inferiores a 0,1uT, mediante a aplicação e o controle das condições de coagulação obtidas em laboratório. Di Bernardo (2004) indica o uso desta tecnologia para remoção de águas com turbidez inferiores a 300 uT. Em relação à remoção de cor aparente, através do uso da dupla filtração, Sales (2006) demonstrou remoção de 97,5 % (81→2 uH) em águas de abastecimento de Fortaleza-CE. A remoção de cor aparente através do uso da tecnologia de dupla filtração, também foi estudada por Benini (2003), obtendo redução de 97,1 %, para água bruta com 407 uH. Ainda avaliando a eficiência desta tecnologia, Sales (2006), através de estudo em escala piloto, conseguiu remover 99 % de células de cianobactérias, principalmente de *Planktothrix agardhii*, de águas armazenadas em açudes da região metropolitana de Fortaleza-CE, sendo que através do uso de cloro e dióxido de cloro, esta remoção chegou a 99,99 %. Kuroda (2006), estudando a remoção de *Microcystis* spp. em sistema de dupla filtração, constatou a remoção superior a 99 % de células, porém constatou também que a tecnologia adotada não foi eficiente na remoção de microcistinas extracelulares (10 a 22 μL^{-1}), obtendo eficiência máxima de remoção em torno de 27 %. Porém, a autora mostrou que este percentual é possível ser removido após oxidação e polimento através da adição de carvão ativado granular. Estas experiências colaboram para instalação de um programa de avaliação sistemática, por parte da empresa de abastecimento, em relação às cianotoxinas, devendo a princípio isolar espécies tóxicas presentes no reservatório e avaliar a remoção destas através de experimentos utilizando a ETA piloto existente na empresa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste trabalho indicaram que o ponto 1 apresentou distintas características hidrológicas e limnológicas, com semelhantes respostas das populações de cianobactérias.

Dentre as 31 campanhas realizadas no ponto 1, somente três apresentaram florações de cianobactérias acima de 10.000 cél.mL^{-1} no ponto 1, sendo que em julho de 2008 foi

detectada elevada concentração de microcistinas. Estes episódios ocorreram sempre no período de estiagem, e concomitante a grandes densidades no ponto 3. Isto reforça mais ainda a contribuição que o ponto 3 tem sobre o ponto 1 durante esta fase. Isto ocorre principalmente pela manutenção do nível do reservatório (212m).

De maneira geral, o ponto 1 se comportou como ambiente lântico durante o período de estiagem, sofrendo variações semelhantes ao ponto jusante. O oposto disto ocorreu no período chuvoso, quando os fluxos do ribeirão Taquarussu Grande participaram efetivamente na qualidade da água do ponto supracitado.

O IET (índice de estado trófico) mostrou-se capaz de representar o ambiente e o seu enriquecimento.

Sobre a tecnologia adequada para garantir a qualidade da água distribuída à população, a dupla-filtração demonstra-se como sendo a mais viável e eficiente tecnologia para tratar a água do ponto 1, porém, o diagrama adotado apenas estima esta escolha, sendo necessária a realização de ensaios em escala de bancada para realmente comprovar a sua proposta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington APHA/WEF/AWWA. 2005.

AYRES, M.; AYRES Jr., M. AYRES, D. L. & SANTOS, A. S. BioEstat 4.0. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá (MCT). Imprensa Oficial do Estado do Pará. 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.; RINEHART, K.; LAU, S.; SHAW, G. & EAGLESHAM, G. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. Toxicology, 181: 441-446. 2002.

BARROS, R. T. de V. et al. Saneamento. In: Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios. Belo Horizonte: Escola de Engenharia UFMG, 1995.

BRASIL. Portaria MS nº 518. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, 25 de março de 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões

de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005.

BENINI B. D. S. Remoção de Substâncias Húmicas na Dupla Filtração com Filtro Ascendente de Pedregulho. São Carlos. 147 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2003.

BOTHWELL, M.L. & LOWE, R.L. (eds.) 1996. Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. San Diego, Academic Press. 753 p.

BURCH, M. & HUMPAGE A. Regulation and management of cyanobacteria. Pp 9-20. In: I. Chorus, (ed.), Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environmental Agency, Dessau. 122p. 2005.

CARLSON, R. E. A Trophic State Index for Lakes. Limnol. Oceanogr., 22: p.361-380, 1977.

CARMICHAEL, W. W. The Toxins of Cyanobacteria. Scientific American, 270: 64-72. 1994.

CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; AN, J.S.; MOLICA, R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.L.; SHAW, G.R. & EAGLESHAM, G.K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. Environmental Health Perspectives, 109: 663-668. 2001.

CHORUS, I., BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN SPON, New York. 416p. 1999.

COLE, G. Textbook of Limnology. Saint Louis, The C. V. Mosby, 283 p. 1994.

CETESB - Determinação de pigmentos fotossintetizantes clorofila a, b e c e feofitina. Método de Ensaio L5.306. São Paulo : CETESB. 22 pp. 1990.

CETESB. Fitoplâncton de água doce. Métodos qualitativos e quantitativos - Método de Ensaio. São Paulo: Norma Técnica L5 303, 1998.

DI BERNARDO, A. S. Comparação da Eficiência de Remoção de Partículas na Filtração Direta Ascendente e Descendente. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, 2002 Anais, 2002b.

DI BERNARDO, A. S. Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada São Carlos, Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. 2004.

DI BERNARDO L., & PAZ L. P. S. Seleção de tecnologias de tratamento de água. Ed. Ldibe. Vol. 1. 868pg. 2008.

ELISA. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Saxitoxin (PSP) in Water and Contaminated Samples Product No. 52255B. Abraxis, 2007.

ELISA. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Cylindrospermopsin (CYN) in Water and Contaminated Samples Product No. 522011.

Abraxis, 2007.

ELISA. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Microcystin(MYC) in Water and Contaminated Samples. Cat. EP 022. Envirolitics, 2007.

FALCONER, I.R. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal* 6: 177-184. 1991.

FUJIKI, H. Is the inhibition of protein phosphatase 1 and 2A activities a general mechanism of tumor promotion in human cancer development? *Molecular Carcinogenesis*, 5: 91-94. 1992.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RIAN, P. D. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37. 2001.

HARADA, K.-I.; OHTANI, I.; IWAMOTO, K.; SUZUKI, M.; WATANABE, M.F.; TERAOKA, K. Isolation of cylindrospermopsin from cyanobacterium *Umezakia natans* and its screening method. *Toxicon*.32: 73.1994.

HUMPAGE, A.R. & FALCONER, I.R. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss Albino mice: determination of No Observed Adverse Effect Level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental Toxicology*, 18: 94-103. 2003.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Clima em Palmas-TO (http://www.inmet.gov.br/prev_clima_tempo/previsao/html/prevcap_TO.html). Acesso de 2006 a 2009.

JARDIM, F. A. Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA MG. Belo Horizonte, 1999. Dissertação de Mestrado - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais, 1999.

JARDIM, F.A.; MACHADO, J.N.A.; SCHEMBRI, M.C.A.C.; AZEVEDO, S.M.F.O, e VON SPERLING, E. “A experiência da Copasa no monitoramento, detecção e adoção de medidas mitigadoras para as cianobactérias tóxicas em estações de tratamento de água - Minas Gerais-Brasil.” *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, CD, Porto Alegre - RS, Brasil. (2000b).

JANSSENS J. G., & BUEKENS A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal Water SRT – Aqua*. 1993.

JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E.; LRIK,K.; KRISTENSEN,P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow danish lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*.v51 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. *The New England Journal of Medicine*, 338: 873-878. 1998.

KIRK, J.T., Optical limnology: A manifesto. In: WILLIAMS, W.D.; DECKKER, P. Netherlands. Dr. W. Junk Publ. 1986.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 - Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345. 1989.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. – In *Susswasserflora von Mitteleuropa* 19: 1-545. Gustav Fischer, Stuttgart, 1998.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2- Chroococcales. *Algological Studies* 43: 157-226. 2005.

KURODA, E. K. Remoção de células e subprodutos de *Microcystis* spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção São Carlos. Tese - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2006.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO D.; AZEVEDO, S.M.F.O. & OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37: 1359-1373. 1999.

MARQUES, A. K.; REIS, D. F.; MORAIS, P. B.; BONATO, G. Composição de cianobactérias fitoplantônicas no reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins - TO. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005, Ilhéus.

MARŠÁLEK B. Sinice a jejich toxiny. <http://www.sinice.cz/>. 2002.

MERCANTE, C. T. J. & TUCCI-MOURA, A., Comparação Entre os Índices de Carlson e de Carlson Modificado Aplicados a dois Ambientes Aquáticos Subtropicais , São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 11(1): 1-14. 1999.

MOLICA, R.J.R.; ONODERA, H.; GARCÍA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S. M.; MEGURO, H.; OSHIMA, Y.; AZEVEDO, S.M.F.O. & LAGOS, N. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. *Phycologia* 41: 606-611. 2002.

NAVAL, L. P.; SILVA, C. D. F.; SOUZA, M. A. A. Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETm) no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, Tocantins – Brasil. *AIDIS*, Puerto Rico 2004.

NAVAL, L. P. & SILVA, A. L. Modelagem matemática da qualidade da água do reservatório Luiz Eduardo Magalhães (TO). 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R.; OHTA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGANUMA, M.; KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W.W. & FUJIKI, H. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, 118: 420-424. 1992.

PADISÁK J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an

expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv for Hydrobiologie/Suppl.* 107 (Monographic Studies): 563-593. 1997.

PADISÁK, J. & Reynolds, C.S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokariotes. *Hydrobiologia*, 1998.

PEREIRA V. L. R. Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães - UHE - Lajeado / Tocantins. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental [S.Carlos]) - Universidade de São Paulo, 2002a.

PEREIRA, V. L. R. Caracterização limnológica dos sistemas aquáticos da área e influência do aproveitamento hidroelétrico de Ipueiras - AHE Ipueiras- TO. Relatório técnico, Palmas, 2002(b).

REIS, D. F.; MARQUES, A. K. ; MORAIS, P. B.; BONATO, G.; Contribuição da Comunidade Fitoplantônica do Ribeirão Taquarussu Grande para o Pool de Cianobactérias do Reservatório da UHE- Luis Eduardo Magalhães. In: XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT, 2004a.

REIS, D. F.; MORAIS, P. B.; BONATO, G.; Identificação de Fatores Específicos que Influenciam Florações de Algas Nocivas, Reservatório Luis Eduardo Magalhães, Palmas-Tocantins. In: XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT, 2004, Palmas-TO. Anais XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT. Palmas-TO : Unitins/UFT, 2004b.

REYNOLDS, C. S. Cyanobacterial water-blooms. In: J. Callow (ed). *Advances in botanical research*. Academic Press., London. PP:67-143 (vol 13). 1988.

REYNOLDS, C. S. Vegetation Process in the Pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kine, O. (ed.), *Excellence in ecology*. ECI, Oldendorf. 1997.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V. L. M.; KRUK, C.; NASSELI-FLORES, L. & MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24 (5): 417-428. 2002.

SALES, M. V. Tratamento de Água Eutrofizada por Meio da Dupla Filtração e Oxidação Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil. 2006.

SEAWRIGHT, A.A.; NOLAN, C.C.; SHAW, G.R.; CHISWELL, R.K.; NORRIS, R.L.; MOORE, M.R. & SMITH, M.J. The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology*, 14: 135-142. 1999.

SILVA, J. R. L.; CUNHA, I. L., WETTMAN, A., Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de microcistina na praia da Graciosa em Palmas-TO. III Congresso Científico do CEULP/ULBRA, Palmas-TO, 2003a.

SILVA, J. R. L.; JARDIM, F. A., CUNHA, I. L., SOUSA, F. P., WETTMAN, A., Diagnóstico preliminar da ocorrência de cianobactérias tóxicas e potencialmente tóxicas em estações de tratamento de água e na praia da Graciosa em Palmas-TO. 55ª Reunião da SBPC, UFPE, Recife-PE, 2003b.

SILVA, J. R. L.; NOGUEIRA I. S.; SILVA N. M.; MARQUES J. A. V. Ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantínia. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Campo Grande-MS, 2005a.

SILVA, J. R. L. Avaliação do monitoramento de cianobactérias realizado pela companhia de saneamento do estado do Tocantins SANEATINS. Anais do IV Congresso Científico e V Jornada Científica do CEULP/ULBRA, Palmas – TO, 2005b.

SILVA, J. R. L. NAVAL, L. P., NOGUEIRA, I. S. Cyanobacteria and the water quality in the Tocantins river in the point next to the captation in the water treatment station in Tocantínia-Tocantins-Brazil. International Conference on Toxic Cyanobacteria. Rio de Janeiro, 2007.

SOONDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, v. 191, p. 139-148, 1999.

TOLEDO, Jr. A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G.; Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização de lagos e reservatórios tropicais. Anais do congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental.. Camburiú: UFSC. p.1-34. 1983.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management, 1999.

UNITINS. Plano de manejo da sub-bacia do Ribeirão Taquarussu Grande – (SOS Taquarussu). Palmas-TO: Fundação Universidade do Tocantins/Fundo Nacional do Meio Ambiente. Palmas, 1999.

UTERMÖHL, H., Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton metodik. *Mitt Int. Rer. Theor.Argrew. Limnol.* 9: 1-38, 1958

4 CONCLUSÕES GERAIS

A dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas no reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães, através dos estudos de perfil vertical, nictemeral, espacial e temporal no ponto 1, foi determinada principalmente pela temperatura do ar, radiação solar, precipitação, umidade relativa do ar e ventos, e nutrientes, sendo o nitrogênio total determinante para ambos os estudos.

O estudo de perfil vertical proporcionou reconhecer fases distintas, sendo os meses de julho e agosto marcado por moderadas densidades de cianobactérias, enquanto que em setembro e outubro, ocorreram máximas e, e em novembro e dezembro, mínimas. Sendo o grupo das Nostocales dominante e *Cylindrospermopsis raciborskii*, a espécie de maior ocorrência.

Os estudos nictemeraiis permitiram estabelecer diferentes cenários durante os períodos de seca (NIC-1) e cheia (NIC-2). Sendo NIC-1 caracterizado pela participação efetiva de *Cylindrospermopsis raciborskii*, e NIC-2 pelas baixas densidades de cianobactérias e elevadas densidades de *Escherichia coli*.

Em relação ao estado trófico do ambiente nos estudos PVJD, NIC-1 e 2, o índice de trofia representou bem a sinergia entre a clorofila-*a* por parte das cianobactérias, e o enriquecimento por nutrientes.

Neste mesmo estudo foi verificado ainda que o gênero *Phormidium*, *Cylindrospermopsis* e *Geitlerinema* foram os principais representantes de cianobactérias, participando principalmente no período de baixa precipitação e elevados níveis de temperatura, radiação solar e ventos.

Em relação às correlações existentes entre o ponto RT e P3 sobre o ponto 1, verificou-se que há no período de estiagem contribuição dos efluentes da ETE Aurenly sobre a qualidade da água do ponto 1, corroborada através da ocorrência concomitante de cianobactérias nesta

fase. Já no período de cheia, a alta vazão no ribeirão Taquarussu Grande não permite o retorno do influxo da ETE, proporcionando um regime do tipo lótico nos pontos 1 e 3.

Os resultados das análises externas voltadas ao enquadramento do ponto 1 na resolução CONAMA 357, mostraram que este ponto obedece praticamente os padrões exigidos para águas de classe II, sugerindo o tratamento do tipo convencional para esta água.

Devido à baixa profundidade do ponto amostrado, a instalação de bomba de recalque, com capacidade de sucção de 500 L.s^{-1} , pelo menos, promoveria certamente um forte vórtice que arrastaria todas as partículas dispostas na coluna d'água. Ou seja, independente da estação do ano ou de períodos diários, não haveria possibilidade de escolha de pontos na coluna d'água para aduzir águas com baixas densidades de cianobactérias.

5 RECOMENDAÇÕES GERAIS

A comprovação da toxicidade de cianobactérias no ponto 1, indica a necessidade de elaboração de propostas mitigadoras eficazes e adaptadas as condições locais. Um exemplo disto seria a implantação de um emissário na estação de tratamento de esgoto ETE Aurenly, para lançar os efluentes a 2km de distância à jusante do ponto 3, pelo menos. Esta ação implicaria certamente na redução das influências advindas do reservatório no período de estiagem ao ponto 1.

Análises através de cromatografia líquida de alta resolução mostra-se extremamente necessária para quantificar precisamente as cianotoxinas e as suas variantes, caso o ponto 1 seja utilizado para abastecimento público, devido às limitações que os kits disponíveis no mercado terem limitações quanto concentrações elevadas de cianotoxinas.

A elaboração da modelagem ecológica para o braço do ribeirão Taquarussu, por parte da companhia de abastecimento, seria importante para sistematizar as predições relativas às florações, bem como colaborar na gestão do recurso hídrico.

O isolamento e o cultivo de cianobactérias objetivados na avaliação da toxicidade subsidiariam melhor a gestão do ponto estudado, pois, desta forma, haveria a possibilidade de estabelecer prognósticos quanto a ocorrência futura de florações destas espécies.

O uso em escala piloto da tecnologia de dupla-filtração com cepas isoladas de cianobactérias e de outros microrganismos patogênicos colaboraria bastante na garantia na avaliação da escolha dos subprocessos necessários para garantir melhor a qualidade da água tratada.

Em síntese, este trabalho recomenda a continuidade deste estudo por mais três anos nestes mesmos pontos e em um ponto na foz do braço do ribeirão Taquarussu Grande, a qual proporcionará uma melhor compreensão sobre a dinâmica espacial e temporal de cianobactérias e cianotoxinas e os possíveis riscos a saúde da população palmense, caso esta água seja utilizada para consumo humano.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, D. Red tides. *Scientific American*, August: 52. 1994.

APELDOORN, M.E.; EGMOND, H.P.; SPEIJERS, G.J.A & BAKKER, G.J.I. Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research*, 51: 7-60. 2007.

BARBOSA, F.A.R.; BICUDO, C.E.M. e HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton studies in Brazil: community structure variation and diversity, In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995. *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, São Paulo, p.19-36, 1995.

BECKER, V.; CARDOSO, L.de S. & MOTTA MARQUES, D.D.A. Development of *Anabaena Bory* (Cyanobacteria) florações in a subtropical shallow lake, south Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16: 1-10. 2004.

BECKER, V. & MARQUES, D. da M. . Variation of phytoplanktonic biomass related to water dynamics in a shallow, subtropical lake (Itapeva Lake, Southern Brazil). In: X Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005, Ilhéus, BA. *Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia*, 2005.

BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to Cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil.. *Hydrobiologia* , 424: 51 – 65. 2000.

BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 132, p. 141-164, 1994

BRASIL Resolução CONAMA nº 274. Estabelece as condições de balneabilidade dos corpos d'água. *Diário Oficial da União*, Brasília, 29 de novembro de 2000.

BRASIL. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde- FUNASA, 2003.

BRASIL. Portaria MS nº 518. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, 25 de março de 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 de março de 2005.

BROWNSON, D. M.; MABRY, T. J.; LESLIE, S. W.; *J. of Ethnopharmacology*, 82(2-3), 159. 2002.

CARACO, N. & MILLER, R. Direct and indirect effects of CO₂ on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, v. 55, p. 54-62, 1998.

CARMICHAEL, W. W. The Toxins of Cyanobacteria. *Scientific American*, 270: 64-72. 1994.

CARLSON, R. E. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: p.361-380, 1977.

CHORUS, I., BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management. World Health Organization. London and New York. 416 p., 1999.

CONCEIÇÃO, F. T. & BONOTTO, D. M. Relações hidroquímicas aplicadas na avaliação da qualidade da água e diagnóstico ambiental na bacia do Rio Corumbataí (SP). *Geochimica Brasiliensis*, 16:01-21. 2002.

COSTA, I. A. S. Dinâmica de populações de cyanophyceae em um reservatório eutrofizado do semi-árido nordestino brasileiro, tese de Doutorado, UFSCar, 2003.

COOKE, G.D.; WELCH, E.B.; PETERSON, S.A. and NEWROTH, P.R. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 2^a Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, U.S.A. 1993.

COX, P. A., BANACK, S. A.; MURCH, S. J. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 100, 13380. 2003.

CYBIS, L. F.; BENDATI, M. M.; MAIOZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R.;

DOMINGUES, C. D. Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: Caso da Represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. PROSAB. Porto Alegre. 2006.

DI BERNARDO L., & PAZ L. P. S. Seleção de tecnologias de tratamento de água. Ed. Ldibe. Vol. 1. 868pg. 2008.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro, 1988.

FALCONER, I. R. & HUMPAGE, A. R. Preliminary evidence for in vivo tumour Initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* containing the toxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*, 16: 192-195. 2001.

FERREIRA, R. A. R. CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E.D.; CORRÊA, M.R.; NEGRISOLI, E.; BRAVIN, L.F.N.; TRINDADE, M.L.B.; PADILHA, F.S. Monitoring phytoplankton and microcystin at the Americana reservoir. *Planta daninha*, v. 23, n. 2, p. 203-214, Apr./June 2005.

FROSCIO, S.M.; HUMPAGE, A.R.; BURCHAM, P.C. & FALCONER, I.R. Cell-free protein synthesis inhibition assay for the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*, 16: 408-412. 2001.

GANF, G. G., Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake. *Journal of Ecology* 62: 611-629. 1974.

GEITLER, L.. Cyanophyceae. Leipzig 1932. In DEBERDT, G. L. B. Estudo de cianobactérias em reservatório com elevado grau de trofia (reservatório de Salto Grande - Americana - SP). Tese (Doutorado) - EESC/USP. 2002.

GOOGLE EARTH. Google Earth System Online, 2009.

HUMPAGE, A.R.; FENECH, M.; THOMAS, P. & FALCONER, I.R. Micronucleus induction and chromosome loss in transformed human white cells indicate clastogenic and aneugenic action of the cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin, 472: 155-161. 2000a.

HUSZAR, V. L. M. ; PEREIRA, U. J.; VIDAL, L. ; ROLAND, F. Efeito da floração da cianobactéria *Limnothrix bicudo* sobre a densidade bacteriana em um lago artificial (Lago dos Manacás, Juiz de Fora, MG). In: IX Congresso Brasileiro de Limnologia, 2003, Juiz de Fora. Resumos do IX Congresso Brasileiro de Limnologia, 2003.

HUSZAR, V. L. M. & CARACO, N. The relationship between a phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, v. 40, p. 679-696, 1998.

IIE. Instituto Internacional de Ecologia. Plano de conservação e usos múltiplos do reservatório da UHE Lajeado, TO. 2003. in NOGUEIRA et al. Org. Ecologia de Reservatórios. Ed. Rima. 2006.

JASSENS J. G. & BUEKENS A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal Water SRT – Aqua*. 1993.

JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E.; LRIK,K.; KRISTENSEN,P. Impact of nutrients and physical factos on the shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow danish lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*.v51 p.1692-1699.1994.

KENNEDY, R. H. Reservoir design and operation: Limnological implications and management opportunities. In: TUNDISI, J. G. e STRASKRABA, M. (eds). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuiss Pub/ Brazilian Academy of Sciences, São Paulo, p. 1-28, 1999.

MARGALEF, R. Typology of reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19:1841-1848, 1975.

MARQUES, A. K. Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães, no Médio Tocantins-TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais. – Palmas: UFT, 2005.

MAHMOOD, N.A. & CARMICHAEL, W.W. 1986. The pharmacology of anatoxin-a(s), a neurotoxin produced by the freshwater cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* NRC 525-17. *Toxicon*, 24: 425-434.

MOLICA, R. J., & AZEVEDO S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Revista Oecologia Brasiliensis* 13(2): 229-246, 2009.

PEIXOTO, R. H. P. B. 2001. Sobre a qualidade da água do Rio Tocantins à jusante da Usina Hidrelétrica Serra da Mesa (GO). Dissertação de Mestrado. UFCG. 2001.

PEIXOTO, R. H, P. B. Efeitos da Implantação do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães sobre a Qualidade da Água do Rio Tocantins. Tese de doutorado. UFRJ. 2007.

PEREIRA, R. S. Identificação das fontes de poluição em sistemas hídricos. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PEREIRA V. L. R. Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães - UHE - Lajeado / Tocantins. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental [S.Carlos]) - Universidade de São Paulo, 2002a.

PESCADOR, F. S. & MACIEL, E. M., Estudo das possibilidades de monitoramento da qualidade da água por meio de detenção de macrófitas aquáticas e/ou algas em reservatórios para abastecimento público utilizando técnicas de sensoriamento remoto. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

PROSAB 4. Pádua, V. L. (organizador): Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes por médio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Edit. SEMOGRAF - Artes Graficas e Editora LTDA. Petropolis, Rio de Janeiro 2006.

REIS, D. F.; MARQUES, A. K. ; MORAIS, P. B.; BONATO, G.; Contribuição da Comunidade Fitoplanctônica do Ribeirão Taquarussu Grande para o Pool de Cianobactérias do Reservatório da UHE- Luis Eduardo Magalhães. In: XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT, 2004a.

REIS, D. F.; MORAIS, P. B.; BONATO, G.; Identificação de Fatores Específicos que Influenciam Florações de Algas Nocivas, Reservatório Luis Eduardo Magalhães, Palmas-Tocantins. In: XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT, 2004, Palmas-TO. Anais XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT. Palmas-TO : Unitins/UFT, 2004b.

REYNOLDS, C.S. Cyanobacterial water-blooms. In: J. Callow (ed). Advances in botanical research. Academic Press., London. PP:67-143 (vol 13). 1987.

SALATI, E. & SANTOS, A. A. Temas Ambientais mais Relevantes para o Brasil num Futuro Próximo. - Primeira Versão - Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 2005.

SANEATINS. Relatório Técnico. Laboratório de Hidrobiologia. Divisão de Controle de Qualidade e Pesquisa de Água – DICPA. Gerência de Desenvolvimento e Controle de Qualidade – DICPE. 2008.

SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. Contributions to the knowledge of toxic cyanobacteria from Brazil. Nova Hedwigia, 71: 359-385. 2000.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. & CARVAHO, R.L. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. Algological Studies, 126: 251-265. 2008.

SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 24:38-54. 1990.

SILVA, J. R. L.; CUNHA, I. L., WETTMAN, A., Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de microcistina na praia da Graciosa em Palmas-TO. III Congresso Científico do CEULP/ULBRA, Palmas-TO, 2003a.

SILVA, J. R. L.; JARDIM, F. A., CUNHA, I. L., SOUSA, F. P., WETTMAN, A., Diagnóstico preliminar da ocorrência de cianobactérias tóxicas e potencialmente tóxicas em estações de tratamento de água e na praia da Graciosa em Palmas-TO. 55ª Reunião da SBPC, UFPE, Recife-PE, 2003b.

SILVA, J. R. L.; NOGUEIRA I. S.; SILVA N. M.; MARQUES J. A. V. Ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantina. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Campo Grande-MS, 2005a.

SILVA, J. R. L. Avaliação do monitoramento de cianobactérias realizado pela companhia de saneamento do estado do Tocantins SANEATINS. Anais do IV Congresso Científico e V Jornada Científica do CEULP/ULBRA, Palmas – TO, 2005b.

SILVA, J. R. L, SILVA, G. G., SILVA, M. F., NAVAL, L. P., MARQUES, D. M.. Viabilidade tecnológica para implantação de uma estação de tratamento de água pela saneatins em Palmas – TO, em detrimento á presença massiva de cianobactérias tóxicas na futura captação. XXXI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de AIDIS. Aceito. CHILE, 2008

SIVONEN, K.; KONONEN, K.; CARMICHAEL, W.W.; DAHLEM, A.M.; RINEHART,

K.L.; KIVIRANTA, J. & NIEMELA, S.I. 1989b. Occurrence of the hepatotoxic cyanobacterium *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea and structure of the toxin. *Applied Environmental Microbiology*, 55: 1990-1995. 1989b.

SMITH, V. Low nitrogen to phosphorous ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, v. 221, p. 669-671, 1983.

STRAŠKRABA, M. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. *International Review of Hydrobiology*, v. 83, p. 1-12, 1998.

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

TERAO, K.; OHMORI, S.; IGARASHI, K.; OHTANI, I.; WATANABE, M.G.; HARADA, K-I.; ITO, E. & WATANABE, M. Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green algae *Umezakia natans*. *Toxicon*, 32: 833-843. 1994.

THORNTON, K. W. ;KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. *Reservoir limnology: ecological perspectives*, Wiley, New York, 1990.

TOLEDO Jr, A.P .de. Estudo de Eutrofização no Reservatório de Ponte Nova. Apresentado no 11º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Fortaleza, 1981.

TOLEDO, Jr. A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ,S. J.; AGUDO, E. G.; Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização de lagos e reservatórios tropicais. *Anais do congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental.. Camburiú: UFSC. p.1-34. 1983.*

TRIMBEE, A. M. & PREPAS, E. E. Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 44, p. 1337-1342, 1987.

TUNDISI, J. G. Estratificação hidráulica em reservatórios e suas conseqüências ecológicas. *Ciência e Cultura*, n. 36 (9), p. 1489-1496, 1984.

TUNDISI, J. G. Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos, São Paulo, 56p., Relatório não publicado. 1985.

TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores, *Rev. Brasil. Biol.*, Rio de Janeiro, n. 50 (4), p. 937-955, 1990.

TUNDISI, J.G. & T. Matsumura-Tundisi. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: *Algae and environment: a general approach*. São Paulo : Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992.

TUNDISI, J. G. VIII Man-Made Lakes: Theoretical basis for reservoir management, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, Stuttgart, n. 25, p. 1153-1156, 1993.

TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M., MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Science, São Paulo, 376p., 1995.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. *Theoretical basis for reservoir management*, 1999.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

WATSON, S.B.; MC CAULEY, E. & DOWNING, J.A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography*. v. 42, p. 487-495, 1997.

YOO, R.S.; CARMICHAEL, W.W.; HOEHN, R.C. & HRUDEY, S.E. *Cyanobacterial (blue-green algae) toxins: a resource guide*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association. 229p. 1995.

ZEVENBOOM, W.; MUR, L. R. N₂-fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch, hypertrophic lakes. *Developments in Hydrobiology*, v. 2, p. 123- 130, 1980.