



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA - UEPB
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA - PRPGP
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA - CCT
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL - MCTA

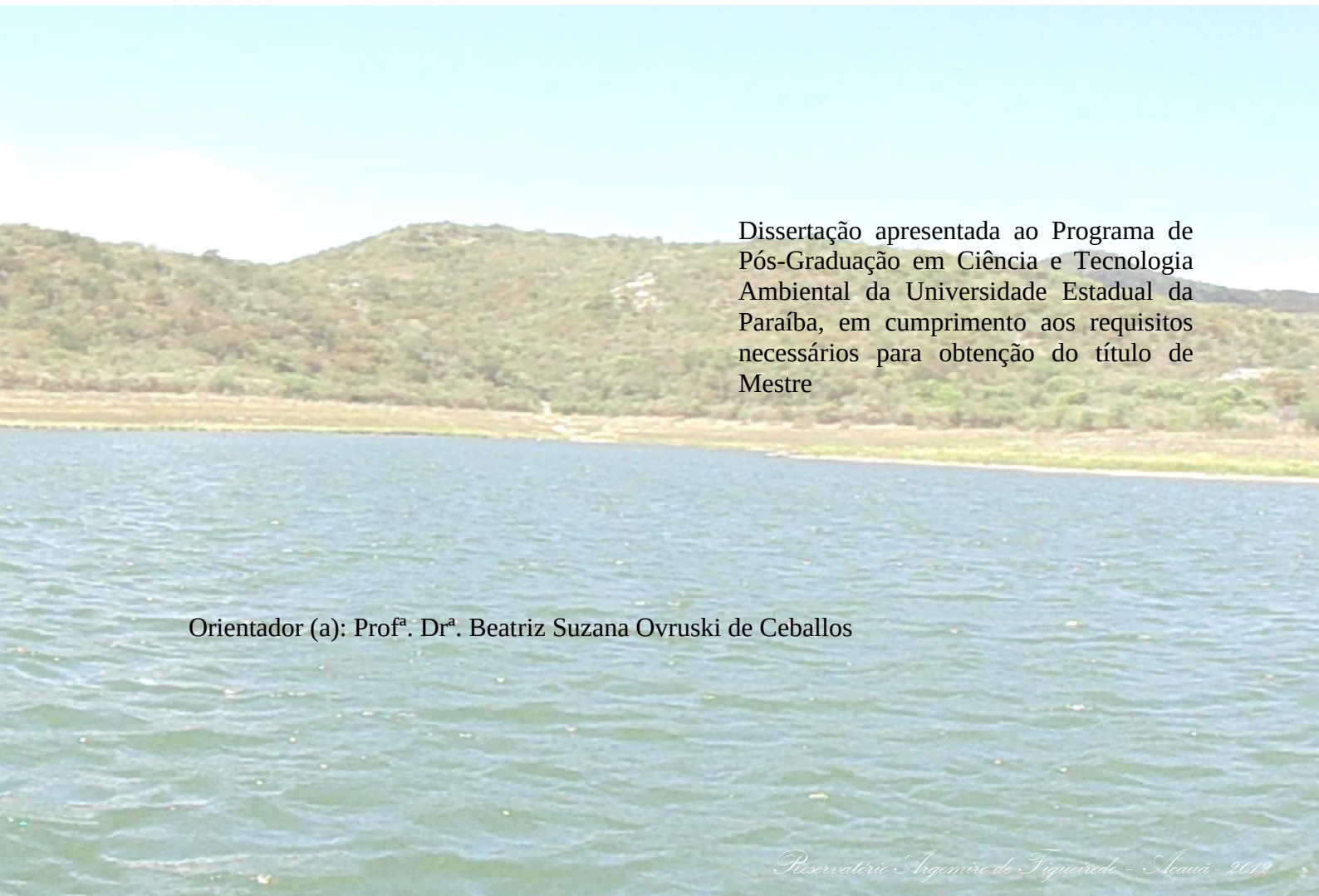
SARA LEILANE PAIVA VANDERLEI

**FASES DE EQUILÍBRIO DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIO
EUTRÓFICO DO SEMIÁRIDO DURANTE PERÍODO DE ESTIAGEM
PROLONGADA**

CAMPINA GRANDE – PB
2013

SARA LEILANE PAIVA VANDERLEI

Fases de equilíbrio de cianobactérias em reservatório eutrófico do semiárido durante período de estiagem prolongada



Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre

Orientador (a): Prof^a. Dr^a. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos

Reservatório Açude de Figueiredo - Acará - 2013

CAMPINA GRANDE – PB
2013

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

V235f Vanderlei, Sara Leilane Paiva.
Fases de equilíbrio de cianobactérias em reservatório eutrófico do semiárido durante período de estiagem prolongada. [manuscrito]
/ Sara Leilane Paiva Vanderlei. – 2013.
54 f. : il. color.

Digitado
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental),
Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da
Paraíba, 2013.

“Orientação: Profª. Dra. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos,
Departamento de Ciências Biológicas.”

1. Cianobactérias. 3. Reservatórios de água. 3. Eutrofização.
4. Período de seca. I. Título.

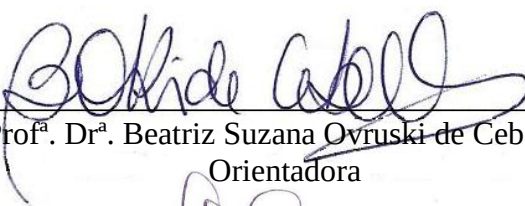
21. ed. CDD 628.166 3

SARA LEILANE PAIVA VANDERLEI

Fases de Equilíbrio de cianobactérias em reservatório eutrófico do semiárido durante período de estiagem prolongada

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre

Aprovada em: 23, julho de 2013



Prof.^a. Dr.^a. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos
Orientadora



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Examinador Interno



Prof. Dr. Ênio Wocyli Dantas
Examinador Externo

A minha amada família que tem sido meu esteio e que juntos temos declarado “Eu e minha casa servimos ao senhor que fez os céus e a terra, amém”

A meu querido Anderson, parte da minha história, que torna meus dias únicos depois de todos esses anos juntos; só tenho que agradecer por todo o amor que tens me dedicado e ser pra você “braços abertos a te envolver, e a cada novo sorriso teu, serei feliz por amar você”

AGRADECIMENTOS

A Deus, que todos os dias me fez lembrar de sua promessa “Porque eu, o Senhor teu Deus, sou quem te sustento pela tua mão direita e te digo: Não temas, eu te ajudo” Isaías 41:13.

A Professora Dr^a Beatriz Susana O. de Ceballos pelos anos de orientação, pelo incentivo nas pesquisas e construção dos trabalhos, em minha jornada sempre pude contar com seu auxílio competente e comprometido, nunca voltei pra casa de mãos vazias. Obrigada, sei que nunca poderei deixar de lembrar com carinho de minha querida Bia.

Aos membros da banca examinadora Prof. Dr. Ênio Wocyli Dantas e Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa pelas participações e contribuições valiosas para a conclusão deste trabalho.

Ao prezado Prof^o Dr. Marcelo Luiz Rodrigues por nos permitir cordialmente realizarmos nossas análises no laboratório de piscicultura no qual é chefe e pelos valiosos conselhos, à querida Lurdinha que nos recebeu tão amavelmente na sua segunda casa e gentilmente nos transmitiu sua experiência e ao querido Seu Zezinho, uma das pessoas mais prestativa que conheci e que nunca deixou de nos encorajar.

A Aline por compartilhar comigo dias difíceis porém sempre enfiados com muito humor e esperança; que agora, após esta jornada, posamos ver como somos fortes e que Deus sempre esteve em nosso barco. Sem sua ajuda jamais poderia realizar este trabalho.

A Janiele F. Vasconcelos e a Suzana M. S. Lima pelas preciosas ajudas com a estatística.

Ao senhor Erenildo por ter sido nosso guardião, sempre muito prestativo e compreensivo em nossas coletas, nos acompanhando como um verdadeiro pai.

Ao senhor Félix por conduzir o barco nas coletas sempre com paciência e carinho.

As queridas colegas Mayara pelo incentivo e por tentar, mesmo com suas limitações, nos ajudar; Danieli e Ismênia por compartilharem o melhor de vocês conosco, vocês foram muito importantes durante nossa estadia em Areia.

A Universidade Estadual da Paraíba por oportunizar a realização deste trabalho junto ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental e a Capes pela bolsa de mestrado.

A todos que fazem parte de minha vida e desta conquista um desmedido Obrigada.

Sara Leilane P. Vanderlei

*“É melhor tentar e falhar, que preocupar-se e ver a vida passar.
É melhor tentar ainda que em vão, que sentar-se fazendo nada até o final.
Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias tristes em casa me esconder.
Prefiro ser feliz, embora louco, que em conformidade viver.”*

Martin Luther King Jr

FASES DE EQUILÍBRIO DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO SEMIÁRIDO DURANTE PERÍODO DE ESTIAGEM PROLONGADA

RESUMO

Objetivando detectar fase(s) de equilíbrio (ou de não equilíbrio) em um reservatório eutrófico do tropico semiárido nordestino, durante um período de estiagem prolongada, foi abordada a estrutura da comunidade fitoplanctônica, com dominância de cianobactérias, elencando os fatores endógenos (físicos e químicos da água) e exógenos (climáticos e hidráulicos) que podem influenciam na dinâmica ecossistêmica. O estudo, desenvolvido no reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã), na bacia hidrográfica do Rio Paraíba, contou com amostragens semanais (setembro a dezembro/2012) na subsuperfície dos pontos P1 (braço lateral) e P2 (próximo à barragem). Foram analisadas variáveis hidrometeorológicas (precipitação pluviométrica; cota/volume), temperatura da água, clima de luz subaquático (transparência; razão Zeuf:Zmis), pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, fósforo reativo solúvel - FRS, nitrogênio inorgânico dissolvido - NID (nitrito, nitrato e amônia), razão NID:FRS, índice de estado trófico - IET, clorofila-a e feita a caracterização quantitativa (densidade e biomassa) e qualitativa da comunidade fitoplanctônica (identificação taxonômica; diversidade, estratégia de vida, grupo funcional). A estiagem prolongada (desde janeiro de 2012) provocou evapotranspiração elevada, e no início da pesquisa o reservatório possuía volume de água em torno de 50% da capacidade máxima, apresentava níveis elevados de eutrofização ($54 < \text{IET} \leq 74$), temperatura da água elevada (média $> 27^{\circ}\text{C}$), pH básico (média $> 8,5$), baixa disponibilidade de luz subaquática (razão Zeuf:Zmis < 1) e ampla disponibilidade de nutrientes. Essas condições contribuíram para o estabelecimento de uma comunidade dominada por cianobactérias filamentosas, com baixa riqueza de espécies e alta biomassa, representada por *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (R estrategistas pertencentes aos grupos funcionais S1 e Sn), responsáveis pela formação e manutenção de fases de estado estável. Na ausência de distúrbios (eventos de chuvas e transbordamento, fatores de perturbação que influenciem na dinâmica do corpo aquático e na sua comunidade algal) o reservatório de Acauã sustentou o estabelecimento de grupos funcionais fitoplanctônicos específico, bioindicadores de níveis eutróficos até hiperetróficos, com dominância de poucos táxons que formaram uma comunidade oscilando entre fases de estado estável e não estável, ou seja, fases de equilíbrio e não equilíbrio. O estabelecimento de fases de equilíbrio periódicas podem ser a causa da presença constante de cianobactérias em estado estável neste reservatório. O cenário descrito representa um alerta ambiental e de risco à saúde pública uma vez que as metodologias de tratamento adotadas nas duas ETAs dos sistemas de potabilização da água de Acauã, que abastecem cerca de 40.000 habitantes, não contam com tecnologias compatíveis com a remoção de cianotoxinas.

Palavras chave: cianobactérias, fases de equilíbrio, reservatório eutrófico.

CYANOBACTERIAL EQUILIBRIUM PHASE IN A SEMI-ARID EUTROPHIC RESERVOIR DURING A PROLONGED DROUGHT

ABSTRACT

The work aim to detect equilibrium phase (s) or non-equilibrium in a eutrophic reservoir of tropical semi-arid northeast, during a period of prolonged drought. Phytoplankton community structure with dominance of cyanobacteria was studied in association with the endogenous (physical and chemical water) and exogenous factors (climatic and hydraulic) that may influence the ecosystem dynamics. The study, conducted in the reservoir Argemiro de Figueiredo (Acauã), in the watershed of the Rio Paraíba - Paraíba state, was sampling weekly during September to December 2012, in the subsurface of two points: P1 (side arm) and P2 (near the dam). The variables analyzed were hydrometeorological (precipitation; share / volume), water temperature, underwater light climate (transparency; reason Zeuf: Zmis), pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, soluble reactive phosphorus - RSP, dissolved inorganic nitrogen - DIN (nitrite, nitrate and ammonia), DIN reason RSP, trophic state index - TEI, chlorophyll-and a quantitative characterization of phytoplakton (density and biomass) and qualitative (taxonomic identification, diversity, life strategy, functional group) . The prolonged drought (since January 2012) caused high evapotranspiration, so the reservoir had a water volume around 50% of its maximum capacity at the beginning of the research, with environmental stability (spatial and temporal homogeneity) and high levels of eutrophication ($54 < EIT \leq 74$), high water temperature (average $> 27^{\circ} \text{C}$), basic pH (mean > 8.5), low availability of underwater light (Zeuf reason: Zmis < 1) and high nutrients concentration. These conditions contributed to the establishment of a community dominated by filamentous cyanobacteria, low richness and high biomass represented by *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii* (R strategist, functional groups S1 and Sn), and they were responsible for formation and maintenance of a steady-state during. In the absence of disturbances (rain events and flooding, disturbance factors that influence the dynamics of the ecosystem and its algal community) theb reservoir supported the establishment of functional phytoplanktonic groups which are specific biomarkers of eutrophic – hypereutrófic levels with dominance of few taxa that formed a community ranging between phases steady-state and not steady-state , or equilibrium phases and non-equilibrium. The establishment of equilibrium phases of the periodical may be constant because of the presence of cyanobacteria in this steady-state reservoir The scenario described is an alert for environmental and public health managers because the public risk since the treatment methodologies adopted in the two potable work plants, which supply about 40,000 inhabitants, does not us technologies compatible with the removal of cyanotoxins.

Keywords: cyanobacteria, equilibrium phase, eutrophic reservoir

LISTA DE FIGURAS

	Pg.
FIGURA 1 – Localização do reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã e dos pontos de amostragem P1 e P2.....	27
FIGURA 2 – Variação mensal do volume armazenado ao longo dos últimos dez anos no reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, PB.....	35
FIGURA 3 – Precipitação pluviométrica e variação mensal do volume de água acumulada (%) no reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, PB, no período de janeiro a dezembro, 2012.....	36
FIGURA 4 – Índice de estado trófico segundo Toledo Jr et al. (1984) – IET Médio, DS (profundidade do disco de secchi), Clo-a (clorofila-a), P-total (fósforo total) e FRS (fósforo reativo solúvel), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	38
FIGURA 5 – Índice de estado trófico segundo Lamparelli (2004) – IET Médio, DS (profundidade do disco de Secchi), Clo-a (clorofila-a) e P-total (fósforo total), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	38
FIGURA 6 – Distribuição das classes taxonômicas (número de espécies) identificada nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	40
FIGURA 7 – Contribuição relativa (%) da densidade das classes taxonômicas identificada nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	41
FIGURA 8 – Contribuição do biovolume em porcentagem (%) das espécies <i>Planktothrix isothrix</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> e <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e demais espécies que contribuíram com mais de 5% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica com nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	42
FIGURA 9 – Variação semanal da biomassa ($\text{mm}^3.\text{ml}^{-1}$) das espécies <i>Planktothrix isothrix</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> e <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e demais espécies que contribuíram com mais de 5% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica com nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012. SS – fases de estado estável.....	42
FIGURA 10 – Clima de luz subaquático: profundidade do disco de secchi – DS e razão zona eufótica:zona de mistura – Zeuf:Zmis, nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	45

FIGURA 11 – A - Razão molar NID:FRS e B - Variação das concentrações de Fósforo Reativo Solúvel – FRS e de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido – NID; nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã – PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....

LISTA DE TABELAS

	Pg.
TABELA 1 – Variáveis físicas e químicas analisadas e suas respectivas unidades, métodos e referências.....	29
TABELA 2 – Variáveis abordadas da comunidade fitoplanctônica do reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012	31
TABELA 3 – Valores limites das variáveis transparência, fósforo total e clorofila-a para classificação dos estados trófico segundo critério IET médio, proposto por Toledo Jr et al. (1984).....	33
TABELA 4 – Valores limites das variáveis transparência, fósforo total e clorofila-a para classificação dos estados trófico segundo critério IET médio, proposto por Lamparelli (2004).....	33
TABELA 5 – Valores médios e intervalos (mín-máx) das variáveis classificatórias do estado trófico determinadas em Acauã, e classificações propostas por Toledo Jr et al. (1984) e Lamparelli (2004) para as mesmas variáveis, nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	37
TABELA 6 – Diversidade de espécies das classes taxonômicas identificadas nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	40
TABELA 7 – Estratégia de vida e grupo funcional das espécies descritoras taxonômicas identificadas em amostras da subsuperfície nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	43
TABELA 8 – Valores médios, intervalos (mínimo - máximo) e variação (teste Kruskal-Wallis) das variáveis limnológicas entre as fases de estado estável (SS) e estados não estáveis (NSS), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.....	45
TABELA 9 – Resultado da correlação de Spearman's entre a biomassa das espécies <i>Planktothrix isothrix</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> e <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e as variáveis ambientais (somente os valores significativos $P < 0,05$ foram considerados).....	49

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURA

LISTA DE TABELA

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivos Específicos.....	16
3. REFERÊNCIAL TEÓRICO.....	17
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
4.1 Área de Estudo.....	26
4.1.1 Amostragem.....	26
4.2 Variáveis Hidrológicas e Meteorológicas.....	27
4.3 Variáveis Físicas e Químicas.....	27
4.4 Comunidade Fitoplanctônica.....	30
4.5 Fases de Estado Estável	31
4.6 Índice de Estado Trófico - IET.....	31
4.6.1 IET proposto por Carlson modificado por Toledo Jr et al. (1984).....	31
4.5.2 IET proposto por Lamparelli (2004).....	32
4.7 Tratamento Estatístico.....	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

APÊNDICE A – Gráfico de Probabilidade e análise de variância (ANOVA) – Índice de Estado Trófico - IET segundo Toledo Jr et al. (1983) e segundo Lamparelli (2004), nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro-dezembro de 2012..... **63**

APÊNDICE B – Gráficos da variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (C.E.) nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro- dezembro de 2012..... **64**

APÊNDICE C - Tabela com valores médios e intervalos (mínimo - máximo) dos gradientes temporal e longitudinal dos parâmetros característicos da comunidade fitoplanctônica e das variáveis limnológicas (físicas e químicas), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012..... **65**

1. INTRODUÇÃO

Os estudos de caráter limnológico (físico, químico e biológicos) foram iniciados em reservatórios do semiárido nordestino brasileiro em torno de 1932 por Rodolpho Von Ihering e Stillman Wright, respectivamente diretor e técnico de CTPN - Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste com sede em Campina Grande, pertencente à Inspetoria de Obras Contrás às Secas - IOCS, atualmente DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (ESTEVES, 2011).

Os trabalhos de Wright realizados no açude de Bodocongó, em Campina Grande, e em outros próximos, evidenciaram, pela primeira vez, a classificação destes como eutróficos, e caracterizaram a acentuada variação da composição química (cloretos e carbonatos) de suas águas entre as épocas secas e chuvosas (concentrações mais altas nas épocas secas) sob efeito das particularidades do clima da região, marcado por secas anuais prolongadas, seguidas de chuvas intensas concentradas em poucos meses do ano (WRIGHT, 1934 *apud* Esteves, 2011; MARENGO, 2011).

Condições climáticas extremas como as que caracterizam a região semiárida do nordeste brasileiro provocam grandes variações do volume de água acumulado nos reservatórios e em consequência nas concentrações dos componentes abióticos e bióticos, refletidos sobre a densidade, organização e distribuição da comunidade fitoplanctônica, indicador sensível das alterações ambientais (HUSZAR, CARACO, 1998; WETZEL, 2001; BORGES et al., 2008).

A composição da comunidade fitoplanctônica, entendida como presença ou ausência e dominância de espécies específicas, a variação da taxa fotossintética, a disponibilidade de nutrientes e a taxa de consumo nutricional, além dos níveis de predação indicam a saúde de um ambiente aquático expressando as variações da qualidade da água, ainda que pequenas, que podem atingir ate os últimos degraus das teias e cadeias alimentares com consequências difíceis de prever na biodiversidade total do ecossistema (WETZEL, LIKENS, 1991; CALIJURI et al., 2002; PADISÁK et al., 2003).

Os fatores de força (pulsos, estresse) que influenciam na composição e predominância das espécies fitoplanctônica podem ser de origem exógena ou endógena ao corpo aquático (REYNOLDS, 1988). Entre os exógenos se destaca o clima, com importância da temperatura ambiente, a disponibilidade de luz (intensidade e duração), a presença e velocidade dos ventos, a quantidade, intensidade e duração dos eventos de chuva e a duração das estiagens que, em conjunto, definem as variações do nível d'água nos reservatórios (SCHEFFER et al., 1993; DANTAS et al., 2008). Somam-se e esses fatores as variáveis hidráulica, as

características morfológicas e a forma de operação e manejo do reservatório que determinam o tempo de permanência da água e geram condições hidrodinâmicas de estratificação e mistura da coluna de água (STRASTAKAVA, TUNDISI, 2000).

Citam-se entre os endógenos as concentrações dos macronutrientes, transparência ou turbidez e a temperatura da água. O efeito integrado dos fatores exógenos e endógenos determina e controla a dinâmica fitoplantônica e influencia na variação dos componentes limnológicos ao longo do tempo e no espaço, portanto, as flutuações espaciais e temporais da biomassa e composição fitoplanctônica indicam a influência das alterações naturais e/ou antropogênicas na ecofisiologia do corpo aquático (HUSZAR, CARACO, 1998; CALIJURI et al., 2002; ZOHARY, PADISAK, NASELLI-FLORES, 2010).

Impactos ambientais exógenos (despejo de águas residuárias, piscicultura intensiva, irrigação de cultivos nas margens, entre outras) contribuem para a aceleração da eutrofização dos corpos hídricos, definida como o enriquecimento das águas com nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), apontada como um forte estímulo à ocorrência das florações de cianobactérias (VOLLENWEIDER, 1982; CHORUS, BARTRAM, 1999; TUNDISI, 2003).

O sucesso competitivo das cianobactérias sobre os demais grupos fitoplanctônicos permite sua dominância em eventos de florações e se deve, principalmente, às suas estratégias adaptativas ecológicas e fisiológicas (SANT'ANNA et al., 2008).

São várias as preocupações em relação às florações de cianobactérias, porém a de maior preocupação e que transcende as de ordem ecológica, se refere às espécies ou linhagens com potencial de produzir cianotoxinas, em circunstâncias ainda não definidas, que afetam à microbiota, aos animais e ao homem provocando alterações hepáticas (hepatotoxinas), neurológicas (neurotoxinas) e irritações dérmicas (dermatotoxinas), e que se torna uma questão de saneamento básico e de saúde pública (SIVONEN, JONES, 1999; FALCONER, HUMPAGE, 2005).

As cianotoxinas produzidas e liberadas no ambiente aquático pela senescência e morte celular podem não ser totalmente eliminadas no tratamento de água, em particular pelo método convencional (DI BERNARDO, DANTAS, 2005; MEREL, CLÉMENT, THOMAS, 2010), utilizado na maioria das Estações de Tratamento de Água (ETA) do país e nesses casos estão sob situação de risco um número significativo da população brasileira abastecida com água potável.

O florescimento de algas e cianobactérias, evidenciado pelo o aumento de sua taxa de crescimento, é favorecido pela estabilidade ambiental expressa, por exemplo, por longos

períodos sem chuvas sob elevada luminosidade e temperaturas (REYNOLDS, 1988; PADISÁK et al., 2003). Em ambientes instáveis as taxas de crescimento, estimadas pela variação de biomassa, podem ser reduzidas e limitadas pelos fatores ambientais, já em ambientes estáveis as taxas de crescimento são elevadas e favorecem a competição entre espécies (HARRIS, 1986).

As hipóteses de equilíbrio e não equilíbrio têm sido usadas como importantes ferramentas para entender e explicar a dinâmica da comunidade fitoplactônica, a dominância e a coexistência de uma ou várias espécies, a partir de estudos de amostras de água coletadas em escala semanal, ou seja, em amostragem de elevada frequência temporal (NASELLI-FLORES et al., 2003, BECKER et al., 2008; SOARES et al.; 2009). Para avaliar a existência de fases de equilíbrio e não equilíbrio, a constância da biomassa – ou o estabelecimento de uma comunidade em estado estável, tem sido utilizada como uma medida de persistência funcional do ecossistema (PADISÁK et al., 2003) segundo o critério de Sommer et al. (1993) onde um máximo de três espécies contribui com pelo menos com 80% da biomassa total do fitoplâncton, durante pelo menos duas semanas, sem variação expressiva da biomassa total.

Neste cenário, são identificadas algumas perguntas:

Assim, questiona se:

- i) O elevado tempo de permanência da água no reservatório de acumulação num período de estiagem prolongada gera condições para o estabelecimento e dominância de poucos táxons de cianobactérias formando fases de estado de estável, de acordo com Sommer et al. (1993)?
- ii) Um reservatório eutrófico do tropico semiárido pode ser um ambiente selecionador de grupos funcionais ou espécies com mecanismos individuais a formarem fases de estado estáveis?

A partir dessas perguntas a seguinte hipótese foi formulada:

O reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) na ausência de distúrbios como chuvas e eventos de transbordamento, fatores de perturbação ou de força que influenciam na dinâmica do corpo aquático e consequentemente sua comunidade algal, sustenta o estabelecimento de grupos funcionais fitoplantônicos específicos, bioindicadores do nível de eutrofização, com dominância de poucos táxons formando uma comunidade em fases de estado estável adaptados a essas condições, ou seja, fases de equilíbrio.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Identificar fase(s) de equilíbrio (e de não equilíbrio) em um reservatório eutrófico do tropico semiárido com base na estrutura da comunidade fitoplanctônica, com dominância de cianobactérias, e em seus determinantes ambientais em um período de estiagem prolongada

2.2 Objetivos Específicos

- Conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica ao longo dos gradientes espacial (braço lateral e barragem) e temporal (semanal) em período de estiagem prolongada
- Identificar fase de equilíbrio (e de não equilíbrio) desse reservatório com base na estrutura da comunidade fitoplanctônica com dominância de cianobactérias em período de estiagem prolongada
- Elencar fatores endógenos (físicos e químicos da água) e exógenos (climáticos e hidráulicos) que influenciam na dinâmica da comunidade fitoplanctônica no reservatório em estudo

3. REFERÊNCIAL TEÓRICO

Os reservatórios são sistemas dinâmicos influenciados por diversos fatores entre eles os climáticos e hidráulicos. Na região semiárida brasileira a qualidade e quantidade da água acumulada está sujeita à distribuição irregular das chuvas, à alta taxa de evaporação, ao uso arbitrário do solo e das águas, à ocupação humana desordenada das bacias hidrográficas; além da elevada salinização natural promovida pela geologia regional e baixa capacidade de retenção de umidade dos solos (LEPRUM, 1983; VIEIRA, 2002). A estes fatores se associam a elevada temperatura durante todo o ano, o prolongado tempo de detenção hidráulica, o balanço hídrico negativo e ainda o grande aporte de nutrientes (principalmente compostos de nitrogênio e fósforo) provenientes de bacias com saneamento básico deficiente (VIEIRA, 2002; TUNDISI, 2008b; BARBOSA et al., 2012). Tais fatores intensificam o processo de eutrofização, que por sua vez sustenta uma alta produtividade primária, elevando a densidade de componentes do fitoplâncton, com predomínio de cianobactérias (florações ou blooms), favorecidas fisio-ecologicamente por esta conjuntura ambiental (CHORUS, BARTRAM, 1999).

Não há uma definição única que expresse o que é uma floração fitoplanctônica, exceto que se caracteriza pela proliferação, crescimento luxuriante ou explosão sazonal da biomassa de fitoplâncton em consequência do enriquecimento da água com nutrientes, com efeitos tais como a presença de cor verde intenso na superfície ou subsuperfície, diminuição da transparência, atribuição de odor e sabor desagradáveis e ainda presença de cianotoxinas (VOLLENWEIDER, 1982; PAYNE, 1986; TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, GALLI, 2006).

Na legislação brasileira que “*dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*” (PORTARIA 2914/2011-MS), densidades superiores a 1×10^4 cel/mL servem de alerta para aumentar a frequência de monitoramento modificando-a de mensal para semanal; em que é estabelecida como mensal para densidades menores de 1×10^4 cel/mL; já para densidades iguais ou superiores a 2×10^4 cel/mL deve-se também investigar a presença e cianotoxinas no ponto de captação no manancial e, se presentes, se deverá efetuar o controle dessas toxinas no produto final da ETA, antes de ser distribuída à população.

A água bruta do manancial eutrofizado que causou a morte de mais de 52 pacientes de uma clínica de hemodiálise em Caruaru, Pernambuco, por falhas nos filtros, tinha no primeiro semestre de 1996, quando ocorreu o evento, concentração máxima de $1,4 \times 10^4$ a $1,6 \times 10^4$ cel/ml e respondia à definição genérica de bloom ou floração (AZEVEDO, 1998). Segundo

Mollica e Azevedo (2009) o termo floração é vago e não define exatamente uma quantidade específica de células por unidade de volume, por isso normalmente, diz-se que há uma floração quando o número total de células passa a ser maior que a média do corpo d'água; compreendendo somente um ou duas espécies, avaliadas através da análise de identificação e quantificação de biomassa (ZOHARY, ROBERTS, 1990). Outra abordagem para considerar blooms de cianobactérias e/ou de algas é o aumento da densidade celular para valores de 1×10^5 a 1×10^6 cel/mL, muito usados em experimentos de otimização do tratamento de potabilização de águas eutrofizadas (DRIKAS et al., 2001).

Florações de cianobactérias são comuns no Brasil e estão frequentemente associadas a sistemas em condições eutróficas, seja em ambientes naturais ou artificiais (HUSZAR, SILVA, 1999; MOLICA et al., 2005; SANT'ANNA et al., 2008). A região semiárida dos estados de Pernambuco (HUSZAR et al., 2000; BOUVY et al., 2000), Paraíba (LINS, 2011; VASCONCELOS et al., 2011; LIMA, 2012), Rio Grande do Norte (CHELLAPPA, COSTA, 2003; PANOSSO et al., 2007; COSTA et al., 2009) e Ceará (CARVALHO et al., 2006, BARROS et al., 2012) está sob situação de alerta pois grande parte de seus corpos hídricos são destinados ao abastecimento público e apresentam as condições ideais a formação das florações, tais como: elevado tempo de permanência da água acumulada e da carga nutricional, altos valores de temperatura e pH, baixa razão N/P, e fraca pressão de herbivoria sobre as cianobactérias.

A capacidade das cianobactérias de formar florações está relacionada a uma série de propriedades especiais que as caracterizam e as permitem sobressair em relação aos demais grupos fitoplanctônicos. Entre as hipóteses das adaptações mais exitosas se destacam a afinidade por temperaturas elevadas, a tolerância à baixa luminosidade subaquática, influencia positiva da relação baixo CO_2 /alto pH e baixa razão NT/PT, capacidade de algumas espécies de fixar nitrogênio atmosférico (espécies diazotrófica, com heterocistos, que são células especializadas para a fixação de N_2 sob anaeróbiose) e armazenamento de fósforo, presença de acinetos (células diferenciadas formadas sob condições ambientais desfavoráveis) em espécies filamentosas que lhes permitem tolerar condições desfavoráveis extremas (baixas luminosidade e temperatura, mudança de pH, baixas concentrações de nutrientes), outras tem aerótopos ou vacúolos gasosos que favorecem a flutuação e migração na coluna d'água até atingir condições favoráveis de luz e nutrientes para seu crescimento, e ainda, a produção de toxinas potentes (cianotoxinas) que atingem componentes bióticos das cadeias alimentares (CHORUS, BARTRAM, 1999; DOKULIL, TEUBNER, 2000; HUMPAGE, FALCONER, 2005).

A função ecofisiológica da produção das cianotoxinas é bastante incerta, assim como qual seria o papel dos fatores ambientais no controle da produção dessas toxinas; se considera aceitável que sua produção seja para proteção contra o predatismo - herbivoria, como ocorre com alguns metabólitos de plantas vasculares (CARMICHAEL, 1992; MOLICA, AZEVEDO, 2009).

São varias as preocupações em relação às florações de cianobactérias e entre elas se destacam à capacidade de formar rapidamente grandes massas de células com alta densidade que cobrem grandes áreas do espelho de água produzindo intenso sombreamento das camadas inferiores da coluna d'água (CHORUS, BARTRAM, 1999). O sombreamento dificulta a distribuição e sobrevivência de outras espécies na subsuperfície e profundidade na coluna de água pela diminuição da produção de oxigênio fotossintético ao longo da profundidade observando-se perfis longitudinais clinogrados, que podem causar a morte de peixes e de outros organismos aeróbios estritos, acelerando os processos de putrefação, com desprendimento de mau cheiro (PAERL, 2008). Outra grande preocupação e que transcende as de ordem ecológica, se refere às espécies ou linhagens potencialmente produtoras cianotoxinas, em circunstancias ainda não definas, que afetam à microbiota, aos animais e ao homem provocando alterações hepáticas (hepatotoxinas), neurológicas (neurotoxinas) e irritações dérmicas (dermatotoxinas), e que se torna uma questão de saneamento básico e de saúde pública (SIVONEN, JONES, 1999; HUMPAGE, FALCONER, 2005).

As florações comprometem a qualidade da água bruta que será tratada e consequentemente as ações de saneamento básico; a alta densidade celular é um empecilho e torna mais complexa a potabilização segura da água, aumenta os custos pelas maiores quantidades de produtos químicos a serem utilizados (ácidos ou bases para regular o pH, coagulantes, etc) e colmata rapidamente os filtros de areia (entupimento dos filtros e consequente redução das taxas de filtração) requerendo limpeza com maior frequência e portanto o consumo de maiores volumes de água já tratada; e ainda, sendo predominantes nas florações as cianobactérias produtoras de vários metabólitos secundários como MIB (2-metilisoborneol) e geosmina que conferem sabor e odor de terra e mofo à água, fáceis de detectar ainda que em baixas concentrações e difíceis de eliminar no tratamento (DI BERNARDO, DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010; SRINIVASAN, SORIAL, 2011).

Estrutura da comunidade fitoplanctônica

A comunidade aquática é fundamental na dinâmica dos reservatórios constituindo elemento chave para o desenvolvimento de estratégias de conservação, manejo e reabilitação desses ambientes (MEERHOFF, MAZZEO, 2006). A comunidade fitoplanctônica é formada por microrganismos de ampla diversidade morfológica, que respondem com alterações na composição e biomassa as mais sutis alterações ambientais (CROSSETTI, BICUDO, 2008; REYNOLDS et al., 2002).

Diversos sistemas de classificação foram construídos com a finalidade de agrupar a espécies da comunidade fitoplanctônica de acordo com suas estratégias adaptativas, características morfológicas e similaridades em respostas às variações ambientais, transformando e simplificando as tradicionais listas taxonômicas em grupos funcionais.

Grupos funcionais são associações de espécies fitoplanctônicas representadas por códigos alfa-numerico - códon, em que táxons filogeneticamente não relacionados podem pertencer a um mesmo códon, pois são espécies que coexistem e respondem similarmente tolerando e se sensibilizando as mesmas condições ambientais (REYNOLDS et al., 2002).

Esses sistemas de classificação constituem uma ferramenta relevante para o monitoramento e manejo de ecossistemas aquáticos (CROSSETTI; BICUDO, 2008; PADISÁK, CROSSETTI, NASELLI-FLORES, 2009) uma vez que respostas de grupos polifiléticos são melhores indicadores das condições de hábitat comparados à presença ou ausência de espécies isoladas (REYNOLDS et al., 2002).

Com base no trabalho de Grime (1977), de classificação das estratégias ecológicas de plantas em resposta a perturbações e estresses ambientais e na hipótese do “Paradoxo do Plâncton” (HUTCHINSON, 1961), Reynolds (1997) propôs para a comunidade fitoplanctônica o conceito de classificação C-R-S estrategistas, fornecendo subsídio para a classificação das espécies fitoplanctônicas em grupos ou associações funcionais que inicialmente eram 14 (REYNOLDS, 1980), passou para 31 associações (REYNOLDS et al., 2002) e posteriormente foi ampliada para 41 (PADISÁK, CROSSETTI, NASELLI-FLORES, 2009) uma vez que a classificação em grupos funcionais é um sistema aberto, não classifica as espécies ou gêneros em códons fixos, mas fornece indicações de algumas espécies, com base nas similaridades morfológica, de tolerância e sensibilidade fitoplanctônicas em grupos ou associações funcionais aos fatores ambientais.

A aparente simplicidade da classificação de espécies fitoplanctônica em grupos funcionais tem gerado discussões e controvérsias principalmente porque nem todos os grupos descritos são definidos com o mesmo nível de precisão, logo, por falta de conhecimento

acerca de sua autoecologia algumas espécies podem ser agrupadas equivocadamente (PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). Uma alternativa a essa classificação funcional fitoplanctônica é a baseada exclusivamente em atributos morfológicos (Classificação Funcional Baseada na morfologia - CFBM) em que as espécies são agrupadas em sete grupos conforme os seguintes atributos: volume celular, área superficial, máxima dimensão linear, razão superfície/volume, e atributos morfológicos tais como presença de mucilagem, flagelos, vesículas de gás, heterocistos ou estruturas exoesqueléticas siliciosas (KRUK et al., 2010). Embora menos refinada quando comparada ao sistema de Reynolds et al. (2002) constitui uma abordagem vantajosa pela objetividade, independência taxonômica e relativa facilidade de aplicação à maioria das espécies para as quais as características de autoecologia não são conhecidas ou facilmente determinadas (KRUK et al., 2010).

Hipótese de Equilíbrio e Não Equilíbrio

A composição ou diversidade de espécies em um ecossistema são resultantes da interação entre os fatores bióticos e abióticos atuantes (REYNOLDS, 2006) e podem resultar em uma comunidade fitoplanctônica em estado estável, quando são observadas fases sucessionais duradouras dominadas por uma ou algumas espécies. Esse evento ocorre quando processos de ganho e perdas de organismos se equiparam, resultando em uma comunidade persistente temporalmente (NASELLI-FLORES et al., 2003; ROJO; ÁLVEREZ-COBELAS, 2003) que está inserida em um habitat homogêneo e de estabilidade ambiental (HARDIN, 1960), formando fases de equilíbrio.

De acordo com Sommer et al. (1993), fases de equilíbrio podem ser identificadas com base no estabelecimento de uma comunidade em estado estável, reconhecida quando: (i) 1, 2 ou 3 espécies de algas ou cianobactérias contribuem com mais de 80% da biomassa total da comunidade, (ii) existindo ou coexistindo por, no mínimo, duas semanas consecutivas e, (iii) com ausência de variação expressiva da biomassa total, verificada quando não há diferença significativamente (ANOVA, $P > 0,05$) ou quando a diferença é inferior a 20% entre amostras (SOARES et al., 2009).

A hipótese de não equilíbrio apoia-se na premissa de que as forças de equilíbrio são frágeis e que as interações competitivas são mínimas, ou seja, as perturbações ambientais, qualquer evento biótico ou abiótico que interrompa o curso da exclusão competitiva (PICKET et al. 1989), acontecem com suficiente frequência a romper o curso de eventos de exclusão competitiva, resultando em uma comunidade fitoplanctônica diversa (HARRIS, 1986). No outro extremo, na ausência de perturbação os nichos se sobrepõem temporalmente e

especialmente, reduzindo a diversidade a níveis mínimos pela competição por recursos (exclusão competitiva) resultando em uma comunidade em estado estável (SOMMER et al., 1993; NASELLI-FLORES et al., 2003). As questões pertinentes nesse contexto se referem à: em quanto tempo e sobre quais condições se estabelecem condições de equilíbrio em ambientes aquáticos naturais ou não? (NASELLI-FLORES; BARONE, 2003).

Instrumentos Legais – Legislação Brasileira

Dentre os aspectos negativos associados à presença de cianobactérias em mananciais destinados ao abastecimento público destacam-se inicialmente a deterioração das características estética e organoléptica da água, problemas associados à redução da eficiência no sistema de tratamento; sendo a principal preocupação a constatação da produção de cianotoxinas comprovadamente letais aos seres humanos e difíceis de remover nos sistemas convencionais de potabilização (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011).

No Brasil, instrumentos legais foram criados para normatizar procedimentos em relação às cianobactérias e suas cianotoxinas. A Portaria nº 518/2004 revogada pela Portaria nº 2.914/2011 é o instrumento legal que determina o monitoramento da densidade de cianobactérias no ponto de captação do manancial, com frequência mensal quando o número de células/ml for ≤ 10.000 e semanal quando o número de cianobactérias exceder esse valor (ANEXO XI; BRASIL, 2011); estabelece também o monitoramento de cianotoxinas na água do manancial no ponto de captação e na saída do tratamento, ambos com frequência semanal, quando a densidade de cianobactérias exceder 2×10^4 células/ml (Art. 40, § 4º; BRASIL, 2011). No entanto somente quando detectada a presença de cianotoxinas na água tratada, na saída do tratamento, será obrigatória a comunicação imediata às clínicas de hemodiálise e às indústrias de injetáveis (Art. 41, § 4º; BRASIL, 2011); diferentemente ao que determinava a Portaria 518/2004 - o monitoramento semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis (quando a densidade de cianobactérias exceder 2×10^4 células/ml, no ponto de captação do manancial) (Art. 18. e 19., BRASIL, 2004).

A Portaria nº 2.914/2011 determina ainda que quando detectada a presença de gêneros potencialmente produtores de cilindrospermopsinas e anatoxina-a(s) no monitoramento de cianobactérias, deve-se proceder a análises dessas cianotoxinas (Art. 37, §3º; § 4º; ANEXO VIII, BRASIL 2011), sendo este um procedimento interessante em detrimento ao que determinava a portaria anterior de comprovar a toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos, sem mencionar a identificação dos

gêneros de cianobactérias potencialmente toxigênicos (Art. 18. e 19., BRASIL, 2004), com determinação de valores máximos permissíveis para cilindrospermopsinas de até 15,0 µg/L (Art. 14, §1º, BRASIL, 2004).

A Resolução CONAMA nº 357/2005-MMA, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes; incluindo limites de densidade de cianobactérias, para águas doces de classes 1, 2 e 3, destinadas ao abastecimento humano após tratamento simplificado e convencional, respectivamente, e até avançado no caso da classe 3; sendo os limites de densidade de cianobactérias fixados em até 20.000 cel/mL ou 2 mm³/L (classe 1), de 50.000 cel/mL ou 5 mm³/L (classe 2), e até 100.000 cel/ml ou 10 mm³/L (classe 3) (Art. 4º, 14. e 15. BRASIL, 2005).

Reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã, PB

O Estado da Paraíba possui 121 reservatórios públicos artificiais que embora destinados a usos múltiplos têm no abastecimento público sua função prioritária. Estes são monitorados pela Agência Executiva de Gestão das Águas (AESA) em relação ao volume acumulado e a precipitação pluviométrica local e pela Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) que executa o monitoramento qualitativo. Mais de 70% da área do estado esta antropizada com intenso desmatamento no entorno dos reservatórios que estão ocupados com agricultura irrigada, pecuária e moradias e em suas águas se desenvolvem empreendimentos de piscicultura intensiva e extensiva, e se praticam diversas atividades esportivas; é comum o assoreamento pelo escoamento de terra e lodo, conseqüentemente ocorren a diminuição da capacidade de acumulação de água, e o aporte de poluentes diversos (agrotóxicos, fertilizantes agrícolas e matéria orgânica de resíduos líquidos e sólidos de origem doméstica e industrial) alteram a qualidade da água, não sendo, portanto, considerados a área do entorno e dos reservatórios Área de Preservação Permanente (APP) (PARAÍBA, 2011). Como reposta aos estresses antropogênicos e ambientais, incluídos os climáticos, os morfométricos e os hidráulicos (largo espelho de água, pouca profundidade e alto tempo de retenção da água) a maioria desses ecossistemas estão eutrofizados (VASCONCELOS et al., 2011; BARBOSA et al., 2012).

O reservatório Acauã é um dos 121 reservatórios monitorados e o quarto em capacidade de acumulação no estado; integrado à Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba está situado no limite da região do médio rio Paraíba, é o ultimo barramento em cascata ao longo do rio e em conseqüência recebe as contribuições de toda a região media da bacia do rio

Paraíba e do segundo tributário, o rio Paraibinha, que deságua pela sua margem esquerda (AESAs, 2007). Abastece com água potável cerca de 40.000 habitantes de municípios próximos e o tratamento aplicado nas duas ETAS (Estações de Tratamento de Água) que compõem os sistemas de abastecimento é de tipo convencional.

Desde sua inauguração em 2002, o reservatório Acauã tem sido abordado por diversos estudos limnológicos que o descrevem com elevado grau de eutrofização, entre eutrófico e hipereutrófico com registros de florações frequentes e duradouras de cianobactérias potencialmente tóxicas (MENDES, 2003; SILVA, 2006; LUNA, 2008; ARRUDA, 2009, LINS, 2011), e com registro de dermatites na população ribeirinha (LINS, 2006) e comprovada presença de microcistina na água, vísceras e músculos dos peixes criados em tanques de piscicultura (MACEDO, 2009).

Um dos primeiros trabalhos de caracterização limnológica do reservatório constatou a contribuição de 30% da classe Cyanobacteria para a diversidade total da comunidade fitoplanctônica e até 88,4% para a densidade, sendo a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, potencialmente toxigênica, a que mais contribuiu, com até 49,69%. Quanto ao estado trófico, o reservatório foi classificado como eutrófico, com altas concentrações de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), altas taxas de clorofila-a e densidade algal; refletindo o elevado processo de deterioração da qualidade trófica cerca de um ano após o barramento (MENDES, 2003).

Os estudos seguintes (agosto de 2004 a julho de 2005) registraram casos de dermatite na população ribeirinha e doenças associados às florações de cianobactérias e a má qualidade sanitária da água do reservatório (LINS, 2006). Entre 2006 e 2008 o nível de eutrofização sustentou níveis elevados variando entre eutrófico a hipereutrófico, devido à carga excessiva de nutrientes e da própria dinâmica endógena do sistema que evidencia desprendimento de fósforo desde o sedimento, o que pode ser estímulo à elevada contribuição da classe Cyanobacteria em detrimento aos demais grupos fitoplanctônicos (LUNA, 2008; ARRUDA, 2009).

Estudos abordando a detecção e quantificação de microcistina na água e em peixes do reservatório Acauã confirmaram elevadas concentrações da toxina na água durante o período de estiagem (3,64 µg/L), nas vísceras (média de 8,04 µg/L) e nos músculos (média de 0,16 µg/L) de peixes (MACEDO, 2009; LINS, 2011).

Desde a conclusão das obras no reservatório Acauã (2002) pesquisas limnológicas têm evidenciado o quanto o processo de eutrofização tem exercido pressão sobre o ecossistema, refletido sobre a comunidade fitoplanctônica, dominada em densidade pela classe

Cyanobacteria, com ênfase na contribuição das espécies potencialmente toxigênicas. Na busca em compreender as forças que direcionam essa dinâmica fica evidente que as condições ambientais são favoráveis para o desenvolvimento das cianobactérias e que eventos de transbordamento seriam um importante distúrbio atuante na quebra da sua dominância (LINS, 2011).

Assim, questiona se:

- i) O elevado tempo de permanência da água no reservatório de acumulação num período de estiagem prolongada gera condições para o estabelecimento e dominância de poucos táxons de cianobactérias formando fases de estado de estável, de acordo com Sommer et al. (1993)?
- iii) Um reservatório eutrófico do tropico semiárido pode ser um ambiente selecionador de grupos funcionais ou espécies com mecanismos individuais a formarem fases de estado estáveis?

A partir dessas perguntas a seguinte hipótese foi formulada:

O reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) na ausência de distúrbios como chuvas e eventos de transbordamento, fatores de perturbação ou de força que influenciam na dinâmica do corpo aquático e consequentemente sua comunidade algal, sustenta o estabelecimento de grupos funcionais fitoplantônicos específicos, bioindicadores do nível de eutrofização, com dominância de poucos táxons formando uma comunidade em fases de estado estável adaptados a essas condições, ou seja, fases de equilíbrio.

O presente estudo objetivou identificar fases de equilíbrio (e de não equilíbrio) no reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã), um ambiente eutrófico do tropico semiárido, com base na estrutura da comunidade fitoplanctônica com dominância de cianobactérias em um período de estiagem prolongada.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

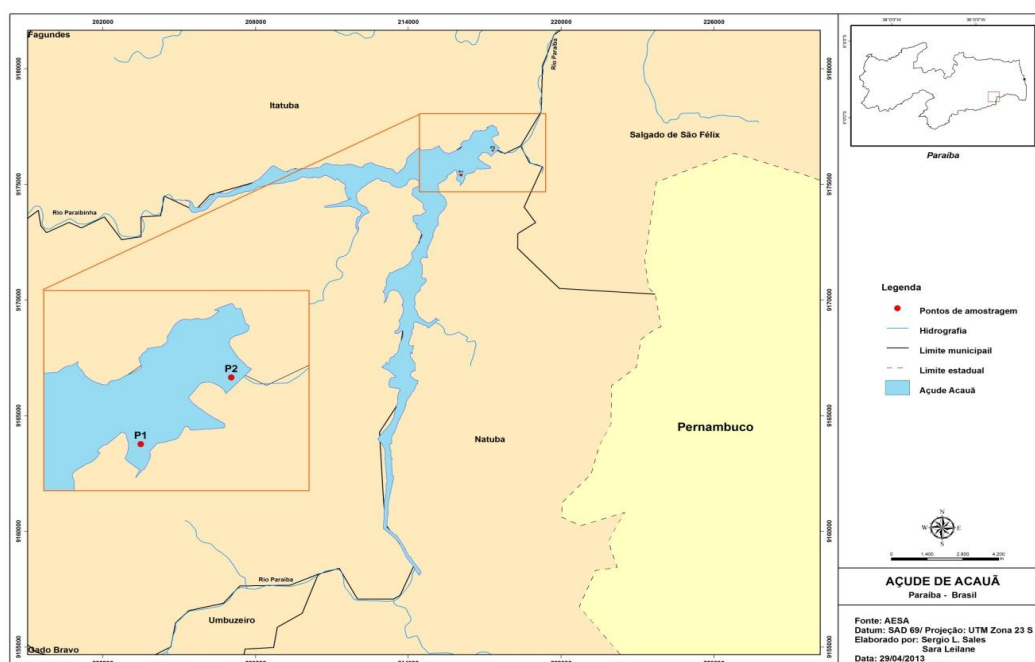
4.1 Área de Estudo

O Reservatório Argemiro de Figueiredo, localizado entre as coordenadas geográficas 7°36'51,48''S, 7°25'47,55''S e 35°40'31,86''W, 35°33'1,66''W, é formado pelo barramento dos rios Paraíba e Paraibinha, localizado na bacia hidrográfica do Rio Paraíba, no final da região do médio curso do rio Paraíba, limitando com a região do baixo Paraíba e distribuindo-se entre os municípios de Aroeiras, Itatuba e Natuba. É o quarto maior reservatório do estado da Paraíba, possui capacidade máxima de acumulação de 253.142,247 m³, profundidade máxima de 40 m e media de 25m.

4.1.1 Amostragem

As amostras de água foram coletadas em dois pontos do reservatório, denominados P1 e P2. O primeiro está situado em um braço lateral do corpo aquático, distante cerca de 2.000 metros da barragem, e entre as coordenadas 07°26.928', 35°34.298'; o segundo está localizado próximo à barragem entre as coordenadas 07°26.502', 35°33.693', como apresentado na figura 1.

Figura 1: Localização do reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã e dos pontos de amostragem P1 e P2.



Fonte: AESA

As amostras foram coletadas com frequência semanal ao longo de 16 semanas consecutivas, de setembro a dezembro de 2012, na subsuperfície da zona limnética de ambos os pontos (P1 – braço lateral e P2 – próximo à barragem).

Coleta de água para análises físicas e químicas: foi usada garrafa tipo Van Dorn, de 5 litros de capacidade, mergulhada na subsuperfície da água, em torno de 20-30 cm de profundidade. As coletas ocorreram sempre pela manhã, em horários muito próximos, entre 10:00 e 11:00 horas. As amostras, após coletadas, foram armazenadas em garrafas plásticas atóxicas, preservadas no escuro em temperatura inferior à 10°C (caixas isotérmicas) e transportadas ao laboratório de Piscicultura/UFPB - CAMPUS II - AREIA/PB, onde foram processadas (análises físicas, químicas e biológicas).

Amostragem para análise qualitativa do fitoplâncton: as amostras para identificação taxonômica foram coletadas com rede de plâncton de abertura de malha de 20µm, por meio de arraste horizontal na superfície da água, em cada ponto de amostragem. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 500 mL e preservadas com formol a 4% para posteriores estudos qualitativos.

Amostragem para análise quantitativa do fitoplâncton (densidade e biomassa celular): as amostras de água foram coletadas com garrafa do tipo Van Dorn na subsuperfície de ambos os pontos. Todas as amostras, em volumes de 150 mL foram acondicionadas em garrafas de PVC atóxico protegidas da luminosidade e preservadas com Lugol 1%.

4.2 Variáveis Hidrológicas e Meteorológicas

Dados e informações hidrometeorológicas e de cota/volume foram obtidas junto aos técnicos da Gerência Executiva de Monitoramento e Hidrometria da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba/Secretaria de Recursos Hídricos do Estado-SEMARH) com sede em Campina Grande, PB.

4.3 Análises Físicas e Químicas

Na tabela 1 são apresentados os parâmetros analisados para caracterizar a qualidade da água e as técnicas utilizadas.

Tabela 1: Variáveis físicas e químicas analisadas e suas respectivas unidades, métodos e referências.

Variáveis	Unidade	Referência
Temperatura da água	°C	Sonda Multiparâmetros (HORIBA, modelo U-50)
pH	-----	Sonda Multiparâmetros (HORIBA, modelo U-50)
Condutividade Elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Sonda Multiparâmetros (HORIBA, modelo U-50)
Oxigênio Dissolvido	mg.L^{-1}	Sonda Multiparâmetros (HORIBA, modelo U-50)
Fósforo Total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	4500 – P E* Método do ácido ascórbico (após oxidação com persulfato)
Fósforo Reativo Solúvel	$\mu\text{g.L}^{-1}$	4500 – P E* Método do ácido ascórbico
N-nitrato – NO_3^-	$\mu\text{g.L}^{-1}$	4500 – NO_3^- E* Método da Redução em Coluna de Cádmio
N-nitrito – NO_2^-	$\mu\text{g.L}^{-1}$	4500 - NO_2^- B* Método colorimétrico
N-amônia – NH_3	$\mu\text{g.L}^{-1}$	4500 – F* Método espectrofotométrico do fenol
Clorofila-a	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Lorenzen (1967) Extração com acetona 90%. Leitura espectrofotométrica $\lambda 665$ e 750nm

* APHA, AWWA, WPCF, 2005.

Foram medidos “*in situ*”: temperatura, pH e condutividade elétrica e oxigênio dissolvido com sonda multiparâmetros, como indicado na tabela 1.

Para a determinação da zona eufótica utilizaram-se os valores de profundidade do desaparecimento do disco de secchi, multiplicando-se pelo fator 3,0 (COLE, 1975;

ESTEVEES, 2011), como recomendado para ambientes tropicais. A zona de mistura (Z_{mis}) foi considerada equivalente à profundidade máxima (Z_{max}), devido à ausência de gradiente térmico na coluna d'água – diferença mínima inferior a $0,5\text{ }^{\circ}\text{C.m}^{-1}$.

Para avaliar a disponibilidade de nutrientes na coluna d'água para o crescimento da comunidade fitoplanctônica foi determinada a razão molar NID:FRS (NID: nitrogênio inorgânico dissolvido, obtido pela soma de amônio, nitrito e nitrato; FRS: fósforo reativo solúvel). As frações molares de NID e FRS foram obtidas pela divisão dos valores das concentrações dos nutrientes, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$, pelas respectivas massas molares de cada elemento constituinte dos nutrientes. A razão molar NID:FRS permitiu classificar as condições águas estudadas quanto à limitação de nutrientes, onde segundo Morris; Lewis, (1988):

NID:FRS < 13 - o nitrogênio é limitante

NID:FRS > 50 - o fósforo é limitante

$13 < \text{NID:FRS} < 50$ – não há limitação por nutrientes

4.4 Comunidade Fitoplanctônica

Na tabela 2 são apresentadas as variáveis analisadas na comunidade fitoplanctônica.

Tabela 2: Variáveis abordadas da comunidade fitoplanctônica do reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.

Variáveis abordadas para caracterização da comunidade fitoplanctônica	
I. Identificação Taxonômica	- características morfológicas e morfométricas das fases reprodutivas e vegetativas (microscópio binocular 400X, COLEMAN-N101B)
II. Densidade (ind.ml ⁻¹)	- método da sedimentação (UTERMÖHL, 1958) em microscópio invertido 400X – COLEMAN-E200; com contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante em cada amostra (erro < 20%, Lund et al., 1958)
III. Biomassa Biovolume (mm ³ . L ⁻¹)	- estimado pela multiplicação da densidade de cada espécie que contribuíram com ≥5% da densidade total (ind.ml ⁻¹) pelo volume celular (média de 30 indivíduos) Sun; Liu (2003) e Hillebrand et al. (1999)
IV. Diversidade de espécies H' (bits.mg ⁻¹)	- estimada segundo Shannon e Wiener (1963) baseada na biomassa (mm ³ . L ⁻¹ = mg. L ⁻¹)
V. Espécies Dominantes e Abundantes	- espécies dominantes: aquelas que estiveram presentes em densidades superior a 50% da densidade total das espécies da amostra - espécies abundantes: aquelas que ocorreram acima do valor médio obtido pela divisão da densidade total pelo número de espécies da amostra (LOBO, LEIGHTON, 1986)
VI. Espécies Descritoras	- espécies que atingiram volume amostral ≥5% da densidade total de cada amostra, selecionado as espécies que contribuíram com 70% ou mais para a biomassa total, de acordo com Sommer et al. (1993) - as espécies descritoras foram classificadas segundo: 1) estratégias de vida C-R-S (REYNOLDS, 1988) e 2) grupos funcionais (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK, CROSSETTI, NASELLI-FLORES, 2009)

4.5 Fases de Estado Estável

Fases de estado estável foram identificadas quando: 1 a 3 espécies contribuíram com pelo menos 80% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica, existindo ou coexistindo durante pelo menos duas semanas consecutivas, sem variação significativa da biomassa total (SOMMER et al., 1993). A variação da biomassa total foi definida pela diferença inferior a 20% da biomassa total entre amostras do período amostral (SOARES et al., 2009).

Os dados foram agrupados nas fases de estado estável e não estável de acordo com as contribuições das espécies a biomassa total.

4.6 Índice de Estado Trófico - IET

Foram utilizados os índices propostos por Toledo Jr et al. (1984) e por Lamparelli (2004).

4.6.1 IET proposto por Carlson modificado por Toledo Jr et al. (1984) - (IET_T)

O IET_T - Toledo Jr et al. (1984) é composto pelas variáveis: transparência do disco de Secchi (Equação 1), concentração de fósforo total (Equação 2), concentração de ortofosfato solúvel ou fósforo reativo solúvel (Equação 3), concentração de clorofila a (representando a biomassa fitoplanctônica) (Equação 4).

Os resultados de cada uma dessas equações são integradas em uma Equação final (Equação 5) que corresponde ao IET Médio.

$$\bullet \text{ IET (S)} = 10 \times \{6 - [0,64 + (\ln S / \ln 2)]\} \quad \text{Eq.01}$$

$$\bullet \text{ IET (PT)} = 10 \times [6 - \ln(80,32/P) / \ln 2] \quad \text{Eq.02}$$

$$\bullet \text{ IET (PO}_4\text{)} = 10 \times [6 - \ln(21,67/\text{PO}_4) / \ln 2] \quad \text{Eq.03}$$

$$\bullet \text{ IET (Cl)} = 10 \times [6 - 2,04 - (0,695 \times \ln \text{Cl}) / \ln 2] \quad \text{Eq.04}$$

A equação final se refere ao IET Médio, abrangendo todas as equações anteriores:

$$\text{IET} = \frac{\text{IET(S)} + 2[\text{IET(PT)} + \text{IET(PO}_4\text{)} + \text{IET(Cl)}]}{7} \quad \text{Eq.05}$$

Onde:

S = transparência, medida por meio de disco de Secchi (m);

PO₄ = concentração de fosfato inorgânico solúvel (fósforo reativo solúvel) na superfície da água (µg/l);

PT = concentração de fósforo total na superfície da água (µg/l);

Cl = concentração de clorofila "a" na superfície da água (µg/l)

ln = logaritmo natural

Os valores limites de cada variável pra interpretação dos níveis de eutrofização são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Valores limites das variáveis transparência, fósforo total e clorofila-a para classificação dos estados trófico segundo critério IET médio, proposto por Toledo Jr et al. (1984).

Critério IET Médio	Estado Trófico	Transparência (m)	Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
$\text{IET} \leq 24$	Ultraoligotrófico	$\geq 7,8$	$\leq 6,0$	$\leq 0,51$
$24 < \text{IET} \leq 44$	Oligotrófico	$7,7 - 2,0$	$7,0 - 26,0$	$0,52 - 3,81$
$44 < \text{IET} \leq 54$	Mesotrófico	$1,9 - 1,0$	$27,0 - 52,0$	$3,82 - 10,34$
$54 < \text{IET} \leq 74$	Eutrófico	$0,9 - 0,3$	$53,0 - 211,0$	$10,35 - 76,06$
$\text{IET} > 74$	Hipereutrófico	$> 0,3$	$> 211,0$	$> 76,06$

4.6.2 IET proposto por Lamparelli (2004) - (IET_L)

O IET_L proposto por Lamparelli (2004) O IET_T - composto pelas variáveis: transparência do disco de Secchi (Equação 6), concentração de fósforo total (Equação 7), concentração de clorofila a (representando a biomassa fitoplantônica) (Equação 8) foi calculado segundo as equações seguintes:

- $\text{IET} (S) = 10 \times \{6 - [(\ln S)/\ln 2]\}$ Eq.06

- $\text{IET} (PT) = 10 \times \{6 - [1,77 - 0,42 \times (\ln P)/\ln 2]\}$ Eq.07

- $\text{IET} (Cl) = 10 \times \{6 - [(0,92 - 0,34 \times (\ln Cl)) / \ln 2]\}$ Eq.08

A equação final – IET médio abrangendo todas as equações anteriores:

$$\text{IET} = \frac{\text{IET}(S) + 2[\text{IET}(PT) + \text{IET}(Cl)]}{5} \quad \text{Eq.09}$$

Onde:

S = transparência, medida por meio de disco de Secchi (m);

PT = concentração de fósforo total na superfície na superfície da água ($\mu\text{g/l}$);

Cl = concentração de clorofila "a" na superfície na superfície da água ($\mu\text{g/l}$)

ln = logaritmo natural

Os valores limites de cada variável para interpretação dos níveis de eutrofização são apresentados na tabela 4.

Tabela 4: Valores limites das variáveis transparência, fósforo total e clorofila-a para classificação dos estados trófico segundo critério IET médio, proposto por Lamparelli (2004).

Critério IET Médio	Estado Trófico	Transparência (m)	Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
$\text{IET} \leq 47$	Ultraoligotrófico	$\geq 2,4$	$\leq 8,0$	$\leq 1,17$
$47 < \text{IET} \leq 52$	Oligotrófico	$2,4 - 1,7$	$8,0 - 19,0$	$1,17 - 3,24$
$52 < \text{IET} \leq 59$	Mesotrófico	$1,7 - 1,1$	$19,0 - 52,0$	$3,24 - 11,03$

$59 < \text{IET} \leq 63$	Eutrófico	1,1 – 0,8	52,0 – 120,0	11,03 – 30,55
$63 < \text{IET} \leq 67$	Supereutrófico	0,8 – 0,6	120,0 – 233,0	30,55 – 69,05
> 67	Hipereutrófico	$< 0,6$	$> 233,0$	$> 69,05$

4.7 Tratamento Estatístico

A análise descritiva dos dados foi realizada através de médias aritméticas, sendo essas usadas como medidas de tendência central, além dos valores mínimo e máximo e desvio padrão.

A diferença entre as fases de estado estável e não estável das variáveis limnológicas (abióticas e bióticas) foi determinada usando o teste Kruskal-Wallis (diferença significativa $p < 0,05$ entre fases). Foi utilizado o software BioEstat 5.0.

A análise de correlação não paramétrica (Sperman), com nível de significância de $p < 0,05$, foi aplicada para determinar o grau de associação entre os fatores ambientais e a biomassa das espécies contribuintes para a formação e manutenção das fases de estado estável. Os dados foram previamente transformados em $\text{Ln}(x+1)$. Foi utilizado o software Statistic 13.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

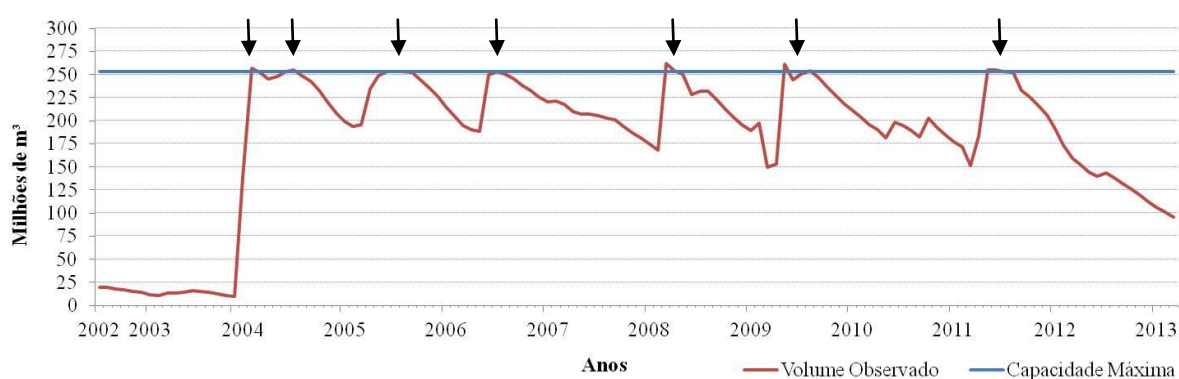
Características Climatológicas

O clima da região nordeste do Brasil é influenciado pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que é um dos mais importantes sistemas meteorológicos atuante nos trópicos e é parte integrante da circulação geral da atmosfera; em conjunto com outros sistemas influencia nas precipitações pluviométricas do nordeste e o seu posicionamento, mais ao norte ou mais ao sul (em torno de 6°S) seria determinante da qualidade de uma estação chuvosa (com maior ou menor precipitação) (UVO, NOBRE, 1989).

Influenciado por fenômenos climáticos anômalos que afetaram o principal sistema responsável pela ocorrência de chuvas (ZCIT) sobre a região, o nordeste brasileiro enfrentou no ano de 2012, estendendo-se a meados de 2013, um dos piores períodos de estiagem prolongada dos últimos 50 anos, com o auge da seca registrado entre março e maio, com déficit de chuva de mais de 300 milímetros que afetou mais de 1.100 municípios (AESAs, 2012; CPTEC, 2013; WMO, 2013).

Dados fornecidos pela AESA mostram que o reservatório Acauã após atingir sua capacidade máxima pela primeira vez em 2004, transbordou em três anos consecutivos, 2004, 2005, 2006, posteriormente outros dois anos, 2008 e 2009 e por ultima vez em 2011, sem passar por situações de déficit hídrico como o observado em 2012, que se estendeu a 2013, como mostrado na figura 2.

Figura 2: Variação mensal do volume armazenado ao longo dos últimos dez anos no reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã, PB. (setas: transbordamento)

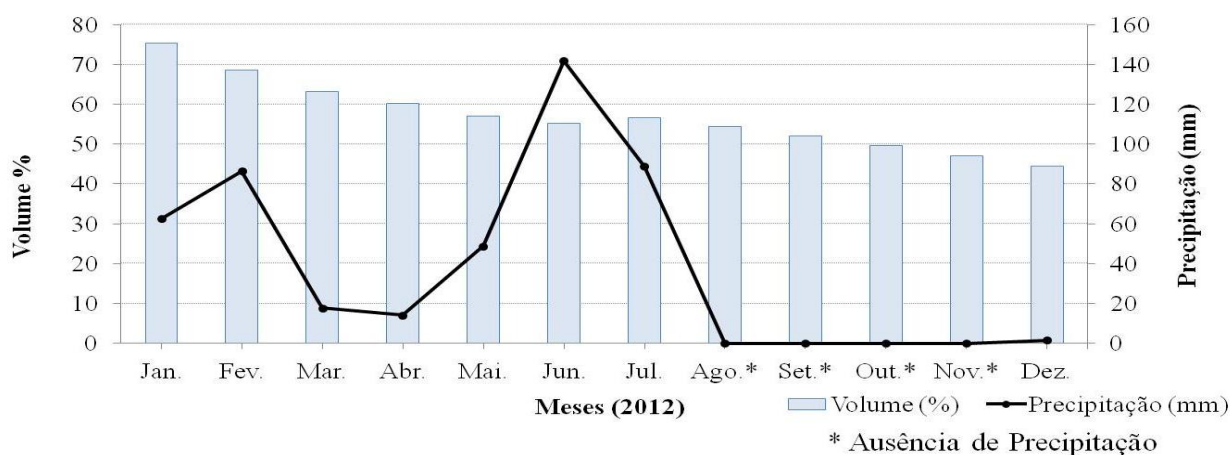


Fonte: AESA

A precipitação média anual para a região do médio curso do Rio Paraíba, onde o reservatório Acauã está localizado, é de 600 a 1.100 mm (PERH, 2007), bem superior ao registrado pela AESA no ano 2012 (total de 460 mm, com média de 38 mm, e de 65 mm referente aos meses de chuva). Com níveis de precipitação extremamente reduzidos e até

nulos, o volume do reservatório atingiu menos de 50% de sua capacidade máxima de acumulação nos meses de novembro e dezembro de 2012 (Figura 3).

Figura 3: Precipitação pluviométrica e variação mensal do volume de água acumulada (%) no reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã, PB, no período de janeiro a dezembro, 2012.



Fonte: AESA

Os dados fornecidos pela AESA indicam que o último registro de transbordamento ocorreu em julho de 2011, portanto, a água acumulada em Acauã permaneceu cerca de 397 dias retida no reservatório até o início do período amostral (setembro de 2012) e aproximadamente 420 dias até o fim das coletas de água realizadas neste trabalho. Ao longo de todo esse tempo sem aporte de água das chuvas as vazões afluentes ficaram limitadas às contribuições dos rios Paraíba e Paraibinha, também reduzidas pela estiagem e que não foram suficientes para atenuar os efeitos da evaporação e consequente diminuição acentuada do volume de água acumulada em Acauã.

Corpos aquáticos que retêm a água acumulada por longos períodos sem grandes perturbações tendem a experimentar estabilidade duradoura da coluna d'água, e em conjunto com as condições climáticas atuantes, podem passar por condições de estabilidade ambiental e consequentemente apresentar fases de estado estável da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 1988). Scheffer (1998), Paerl e Huisman (2008), Fernandes et al., (2009) destacam que o elevado tempo de permanência da água relaciona-se positivamente com a probabilidade de dominância e florações de cianobactérias.

O elevado tempo de permanência da água no reservatório de acumulação Acauã num período de estiagem prolongada pode gerar condições para o estabelecimento e dominância de poucos táxons de cianobactérias formando uma comunidade em fases de estado estável, uma vez que as perturbações ambientais, como eventos de transbordamento e aporte de afluentes de precipitações, não ocorreram. As questões pertinentes nesse contexto se referem à: em

quanto tempo e sobre quais condições se estabelecem condições de equilíbrio em ambientes aquáticos naturais ou não naturais? (NASELLI-FLORES; BARONE, 2003).

Índice de Estado Trófico

Analizando os valores limites de cada variável para interpretação dos níveis de eutrofização (segundo as classificações usadas) com relação aos valores médios e intervalos das variáveis em estudo, o enquadramento trófico é claro em ambas as propostas (Tabela 5).

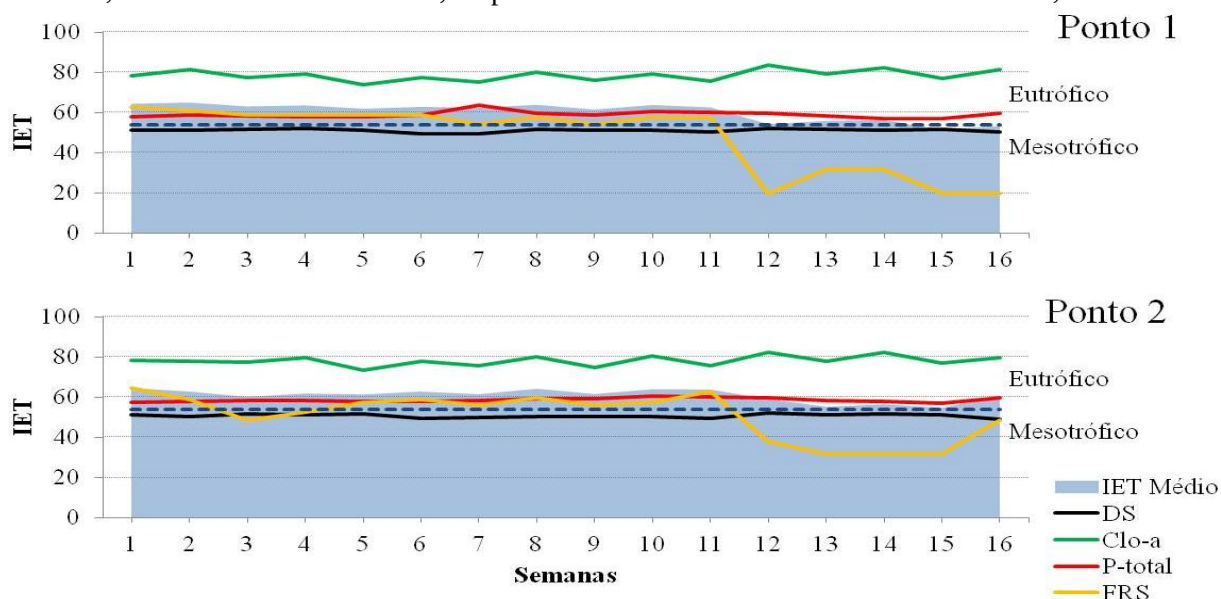
Tabela 5: Valores médios e intervalos (mín-máx) das variáveis classificatórias do estado trófico determinadas em Acauã, e classificações propostas por Toledo Jr et al. (1984) e Lamparelli (2004) para as mesmas variáveis, nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.

	Ponto	Acauã Méd (Mín- Máx)	Classificação – Estado Trófico	
			Toledo Jr et al. (1984)*	Lamparelli (2004)**
Transparência (m)	P1	0,9 (0,8-1,05)	0,8 – 1,0	0,8 – 1,1
	P2	0,9 (0,8-1,1)	eutrófico	eutrófico
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P1	75,3 (65-103,3)	53,0 - 211,0	52,0 – 120,0
	P2	73,0 (65-83,3)	eutrófico	Eutrófico
Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P1	50,5 (30,7-80,7)	10,35 – 76,06	30,55 – 69,05
	P2	48,2 (28,7-71,9)	eutrófico	supereutrófico
IET Médio	P1*	60 (51,2-64,7)	$54 < \text{IET} \leq 74$	-----
	P2*	61 (54,5-64,4)	eutrófico	
	P1**	68 (66,5-69)		$63 < \text{IET} \leq 67$
	P2**	67 (66,5-68,8)	-----	supereutrófico > 67 hipereutrófico

* IET Médio segundo Toledo Jr et al. (1984); ** IET Médio segundo Lamparelli (2004)

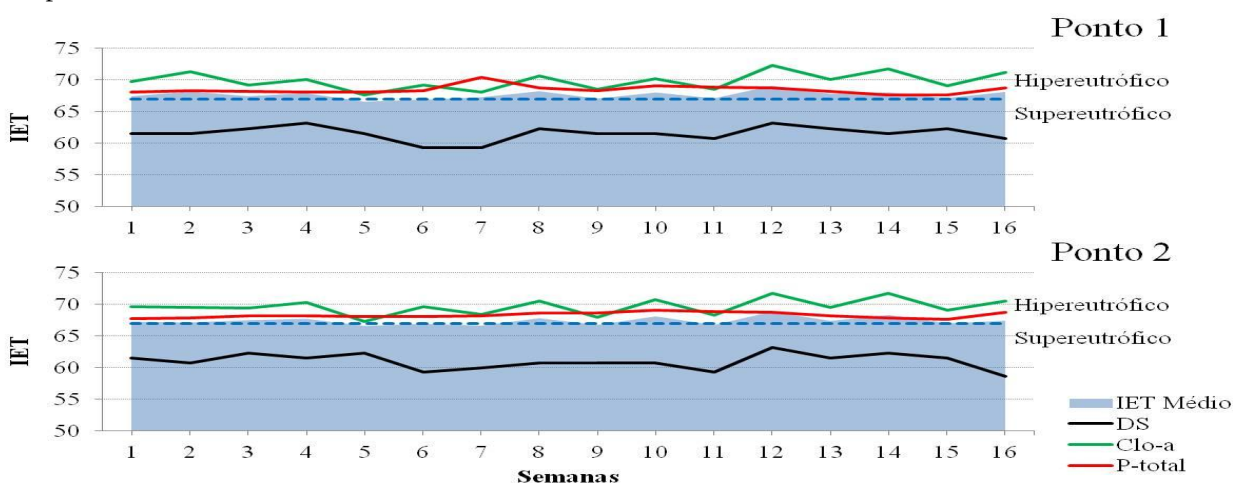
A análise do IET calculado segundo proposta de Toledo Jr et al. (1984) no reservatório Acauã ao longo das 16 semanas mostrou permanência de condições eutróficas desde o início de presente trabalho com uma pequena queda a partir da 12ª semana, reflexo da diminuição da concentração do fósforo reativo solúvel – FRS (Figura 4).

Figura 4: Índice de estado trófico segundo Toledo Jr et al. (1984) – IET Médio, DS (profundidade do disco de secchi), Clo-a (clorofila-a), P-total (fósforo total) e FRS (fósforo reativo solúvel), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



O índice de estado trófico segundo Lamparelli (2004) classificou o reservatório Acauã como hipereutrófico com oscilações até supereutrófico (Figura 5).

Figura 5: Índice de estado trófico segundo Lamparelli (2004) – IET Médio, DS (profundidade do disco de Secchi), Clo-a (clorofila-a) e P-total (fósforo total), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



Os valores do IET médio segundo Lamparelli (2004) foram mais homogêneos e elevados que os do IET calculado segundo Toledo Jr et al. (1984). A análise variância (ANOVA) demonstrou não haver diferença estatisticamente significativa nos gradientes longitudinal (entre os pontos P1 e P2) e temporal (16 semanas) ($P > 0,05$) (Apêndice A).

O IET proposto por Toledo Jr et al. (1984) ao adotar as concentrações de fósforo reativo solúvel - FRS, considera uma fração de nutriente inorgânico muito importante ao desenvolvimento da microbiota aquática (vegetais aquáticos, microalgas e bactérias) por ser a

principal forma de fósforo assimilada, e que sob condições de altas temperaturas nas quais o metabolismo biológico aumenta, é rapidamente assimilado e incorporado à biomassa, evento descrito em corpos aquáticos tropicais (ESTEVES, PANOSSO, 2011).

O IET proposto por Lamparelli (2004) não considera as concentrações de fósforo reativo solúvel – FRS, e atribui peso diferenciado a concentração de clorofila-a, quando comparado ao critério adotado por Toledo Jr et al. (1984), o que elevou, neste estudo, o nível de classificação do IET do reservatório de eutrófico a supereutrófico (Tabela 7).

A diferença entre os dois índices talvez justifique o número de trabalhos que aplicam o modelo simplificado proposto por Toledo Jr et al. (1984) para lagos e reservatórios tropicais. Ressaltando que a classificação do estado trófico deve considerar além dos parâmetros adotados pelos índices clássicos, as concentrações de nitrogênio e oxigênio dissolvido, além da composição das espécies fitoplantônicas e a disponibilidade de luz subaquática (TOLEDO Jr et al., 1984; ESTEVES, PANOSSO, 2011).

No período do desenvolvimento deste trabalho houve acentuada perda do volume de água, que contribuiu com a concentração dos sais e dos nutrientes, modificações da qualidade da água observadas e esperadas nas águas das represas nordestinas, que contribuem significativamente com o processo de eutrofização (GUIMARAES, 2006). E ao longo do processo de eutrofização o aumento de biomassa fitoplantônica ocorre coincidentemente com mudanças na composição da comunidade, com notável florescimento de cianobactérias (HAVENS, 2008).

O reservatório Acauã possui uma histórica classificação trófica de eutrófico a hipereutrófico; além dos registros de florações frequentes e duradouras de cianobactérias potencialmente tóxicas (MENDES, 2003; SILVA, 2006; LUNA, 2008; ARRUDA, 2009, LINS, 2011), com indícios de dermatites na população ribeirinha (LINS, 2006) e comprovada presença de microcistina na água, vísceras e músculos dos peixes (MACEDO, 2009).

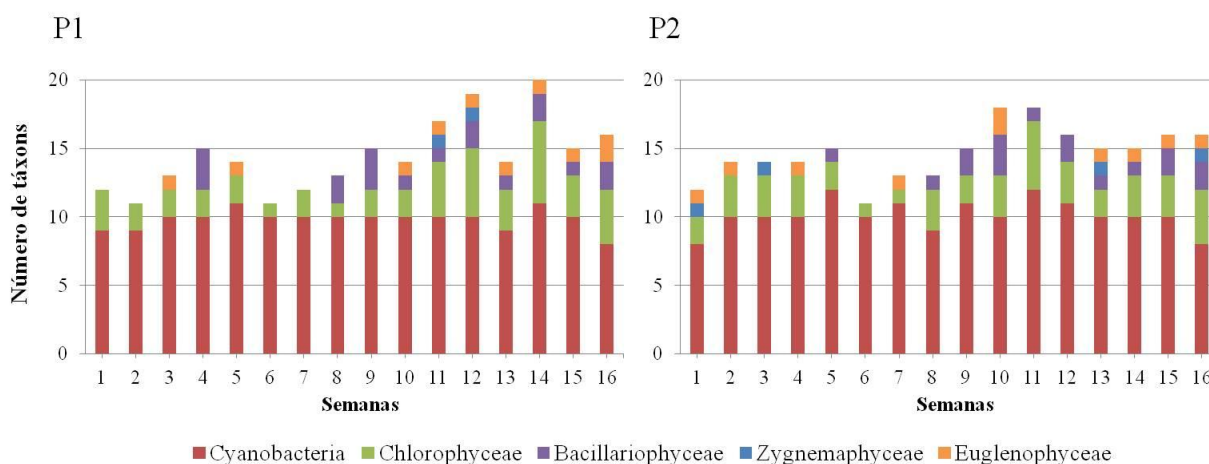
Florações de cianobactérias são comuns no Brasil e estão frequentemente associadas a ecossistemas em condições eutróficas, em ambientes naturais ou artificiais (HUSZAR, SILVA, 1999; MOLICA et al., 2005; SANT'ANNA et al., 2008); destacam-se os da região semiárida os estados de Pernambuco (HUSZAR et al., 2000; BOUVY et al., 2000), Paraíba (LINS, 2011; VASCONCELOS et al., 2011; LIMA, 2012), Rio Grande do Norte (CHELLAPPA, COSTA, 2003; PANOSSO et al., 2007; COSTA et al., 2009) e Ceará (CARVALHO et al., 2006, BARROS et al., 2012). Em todos eles e em especial nos reservatórios destinados ao abastecimento público, a ocorrência de blooms tóxicos de cianobactérias representam um risco permanente à saúde pública, pela presença de

cianotoxinas na água, indicando a necessidade da implementação de medidas preventivas e de controle das florações, visando à garantia da qualidade da água por meio de tratamento avançado desse recurso. Chorus e Bartram (1999) destacam que entre as medidas preventivas estão incluídas técnicas de manejo da bacia hidrográfica que minimizem o aporte de nitrogênio e fósforo, desacelerado do processo de eutrofização.

Comunidade Fitoplanctônica

Foram identificados 51 táxons distribuídos em 05 classes taxonômicas: Cyanobacteria (22 táxons), Chlorophyceae (15 táxons), Bacillariophyceae (7 táxons), Euglenophyceae (5 táxons) e Zygnemaphyceae (2 táxons) (Figura 6).

Figura 6: Distribuição das classes taxonômicas (número de espécies) identificada nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



A classe Cyanobacteria foi representativa em número de espécies (22 táxons) e destas 09 contribuíram com mais de 5% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica (Tabela 6).

Tabela 6: Diversidade de espécies das classes taxonômicas identificadas nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.

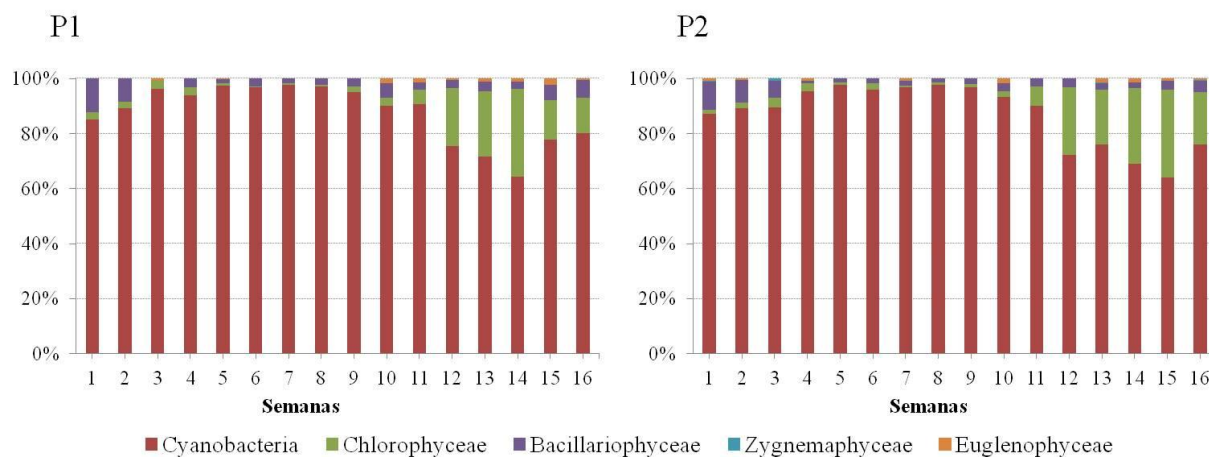
Classe Cyanobacteria		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Merimospedia</i> sp	<i>Phormidium</i> sp
<i>Aphanocapsa incerta</i>	<i>Microcystis</i> sp	<i>Pseudanabaena mucicola</i> *
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> *	<i>Geitlerinema amphibium</i> *	<i>Radiocystis fernandoi</i>
<i>Cuspidothrix tropicalis</i> *	<i>Komvophoron</i> sp	<i>Raphidiopsis brookii</i> *
<i>Chroococcus dispersus</i> *	<i>Planktolynghya contorta</i>	<i>Synechocystis aquatilis</i>
<i>Dolichospermum solitarium</i>	<i>Planktolynghya limnetica</i> *	<i>Sphaeroncavum brasiliense</i>
<i>Dolichospermum</i> sp	<i>Planktothrix agardhii</i> *	
<i>Lyngbya</i> sp	<i>Planktothrix isothrix</i> *	
Classe Chlorophyceae		
<i>Actinastrum</i> sp	<i>Golenkiniopsis longispina</i>	<i>Oocystis marssonii</i>

<i>Coelastrum</i> sp	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Oocystis</i> sp
<i>Chlorella</i> sp	<i>Monoraphidium griffithii</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
<i>Desmodesmus armatus</i>	<i>Monoraphidium irregulare</i>	<i>Tetraedron minimum</i>
<i>Dictyosphaerium</i> sp	<i>Oocystis lacustris</i>	<i>Tetrastrum triangulare</i>
Classe Bacillariophyceae		
<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Eunotia</i> sp	
<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Eunotia</i> sp	
<i>Cyclotella distinguenda</i>	<i>Navicula</i> sp	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		
Classe Euglenophyceae		Classe Zygnemaphyceae
<i>Euglena</i> sp		<i>Closterium parvulum</i>
<i>Lepocincles</i> sp		<i>Cosmarium</i> sp
<i>Trachelomonas armata</i>		
<i>Trachelomonas vovocina</i>		
<i>Trachelomonas</i> sp		

(*) espécies que contribuíram com mais de 5% para a densidade total da comunidade fitoplancônica

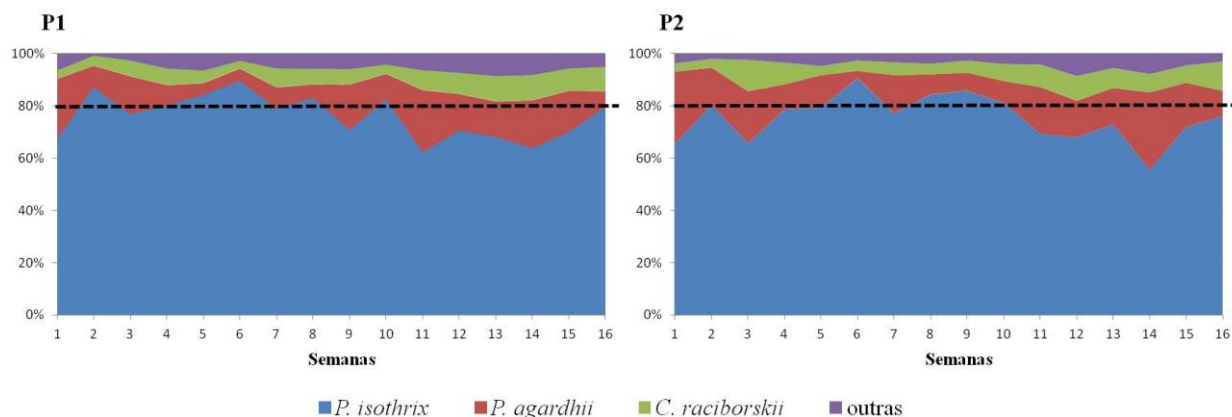
Feito a análises de dominância e de abundancia, não foi observada nenhuma espécie dominante isoladamente, ou seja, uma contribuição espécie específica em densidade $\geq 50\%$ da densidade total por amostra, embora a classe Cyanobacteria tenha dominado em número de táxons e em termos de densidade (Figura 7).

Figura 7: Contribuição relativa (%) da densidade das classes taxonômicas identificada nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



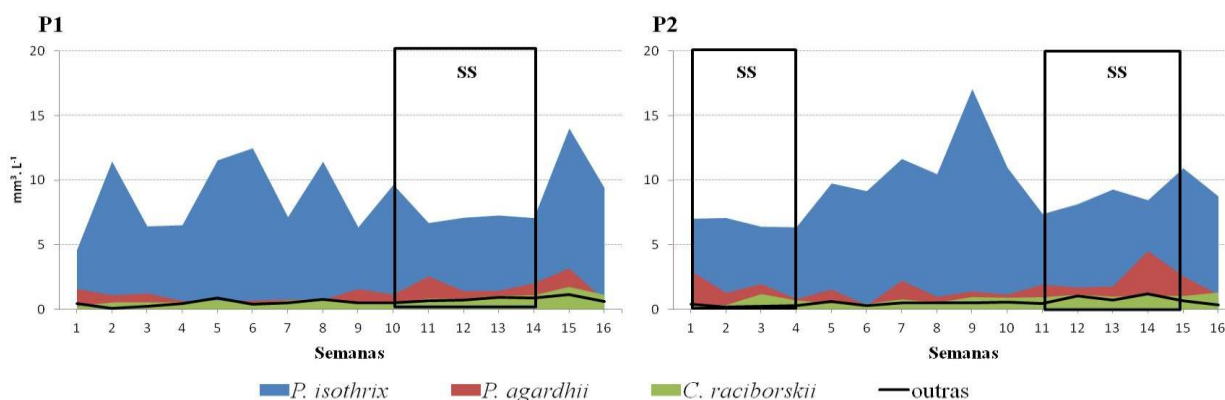
A biomassa da classe cianobactérias foi representada por três espécies que contribuíram em conjunto com $\geq 80\%$ a biomassa total da classe, são elas: *Planktothrix isoethrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* que foram abundantes durante todo o período de estudo (Figura 8).

Figura 8: Contribuição do biovolume em porcentagem (%) das espécies *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* e demais espécies que contribuíram com mais de 5% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica com nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



De acordo com o Sommer et al. (1993) a comunidade fitoplanctônica experimenta fase de estado estável quando 1 a 3 espécies contribuem com pelo menos 80% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica, existindo ou coexistindo durante pelo menos duas semanas consecutivas, sem variação significativa da biomassa total. Baseado nesse critério o reservatório Acauã durante as 16 semanas de estudo passou por fases de estado estável em que as espécies *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram as responsáveis pela formação e manutenção dessas fases, em que coexistiram e contribuíram com pelo menos 80% da biomassa total da comunidade, com biomassa variando menos de 20% em determinados períodos configurando fases de estado estáveis; no ponto 1 esta fase ocorreu da 10ª a 14ª semana (08 de novembro a 06 de dezembro) e no ponto 2 da 1ª a 4ª (06 a 27 de setembro) e da 11ª a 15ª semana (15 de novembro a 13 de dezembro); fases representadas pela sigla SS na figura 9.

Figura 9: Variação semanas da biomassa ($\text{mm}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$) das espécies *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* e demais espécies que contribuíram com mais de 5% para a densidade total da comunidade fitoplanctônica com nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012. SS – fases de estado estável.



As espécies *Planktothrix isothrix* e *Planktothrix agardhii* apresentam distribuição cosmopolita em águas eutróficas a hipereutróficas e de eutróficas a mesotróficas, respectivamente (KOMÁREK, KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, 2002; KOMÁREK, ANAGNOSTIDIS, 2005) e segundo Sant'Anna et al., (2008) ambas são potencialmente tóxicas com algumas linhagens capazes de produzir microcistinas. Neste estudo os indivíduos de *Planktothrix agardhii* foram encontrados entre os tricomas de *Planktothrix isothrix*, porém, em menor quantidade; sendo as principais diferenças entre as espécies, os tricomas levemente constrictos, não atenuados em direção aos ápices e a largura maior dos tricomas apresentadas pela espécie *Planktothrix isothrix*. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* está entre as cianobactérias formadoras de florações mais comuns em ambientes de água doce, com distribuição principalmente pantropical (PADISAK, 1997), apresentando grande plasticidade fenotípica é uma espécie potencialmente tóxica, com linhagens capazes de produzir saxitoxinas e neosaxitoxinas (SANT'ANNA et al., 2008). Nas populações analisadas os heterocitos e os acinetos foram raros, apesar do reservatório apresentar-se limitado por nitrogênio, às concentrações desse nutriente possivelmente sustentaram a comunidade não fixadora de nitrogênio atmosférico.

A diversidade de espécies foi reduzida durante período de estudo, em média 1,2 bits.mg⁻¹ em ambos os pontos P1 e P2 (Apendice C); esse fenômeno em que fases de equilíbrio é geralmente seguida pela diminuição da diversidade de espécies tem sido relatada (ALBAY, AKÇAALAN, 2003; MORABITO et al., 2003; SOARES et al., 2009). Segundo Naselli-Flores e Barone (2003) o fornecimento contínuo de nutrientes mantém uma entrada de energia regular para o ecossistema, levando a uma mudança em direção a um estado trófico mais elevado e para um estado estável de biomassa máxima atingível, sendo uma das consequência mais evidente a redução da riqueza de espécies e a dominância de poucos táxons.

As nove espécies descritoras foram grupadas em duas estratégias de vida (R e S) e em quatro grupos funcionais (Sn, H1, Lo e S1) (Tabela 7); típicos de ambientes eutrofizados, quentes, limitados por luz e misturados (REYNOLDS *et al.*, 2002; PADISÁK *et al.*, 2009).

Tabela 7: Estratégia de vida e grupo funcional das espécies descritoras taxonômicas identificadas em amostras da subsuperfície nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.

Espécies descritoras	Estratégia	Grupo Funcional
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> *	R	Sn
<i>Raphidiopsis brookii</i>		Cianobactérias filamentosas de ambientes quentes misturados

<i>Cuspidothrix tropicalis</i>	S	H1	Nostocales fixadoras de nitrogênio de ambientes eutróficos, rasos e estratificados, com baixo teor de nitrogênio
<i>Chroococcus dispersus</i>	S	Lo	Cianobactérias de ambientes oligo-eutróficos e quentes, de médios a grandes portes, profundo e rasos
<i>Geitlerinema amphibium</i> <i>Planktolynghya limnetica</i> <i>Planktothrix agardhii</i> * <i>Planktothrix isothrix</i> * <i>Pseudanabaena mucicola</i>	R	S1	Cianobactérias filamentosas resistentes a baixa intensidades luminosas de ambientes túrbidos em circulação

* Espécies que mais contribuíram com a formação e manutenção da fase de estado estável

As espécies *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* responsáveis pela formação das fases de estado estável são espécies R-estrategistas, ou seja tolerantes a perturbações físicas (condições de mistura), baixa disponibilidade de luz e capazes de atingir taxas de crescimento relativamente elevadas (REYNOLDS, 1997); e pertencentes aos grupos funcionais S1 e Sn apontados por predominarem nos meses de estiagem, com águas quentes ($> 24^{\circ}\text{C}$), limitada por luz ($\text{Zeuf:Zmis} < 0,5 \text{ m}$), alcalinas ($\text{pH} > 7,0$) e condições eutróficas (LINS, 2011). Costa et al. (2009) destacaram que durante período de estiagem prolongada (dez/2002 a dez/2003) em que abordaram seis reservatórios eutróficos da região semiárida no Rio Grande do Norte-BR o panorama físico e químico descrito foi similar ao relatado por Lins (2011), e ao que foi descrito neste estudo, em que estes grupos funcionais também dominaram sob tais condições ambientais, as espécies que neste estudo foram responsáveis pela formação da fase de estado estável teriam potencial semelhante de crescimento nas condições ambientais encontradas nos reservatórios do semiárido.

Panorama Físico e Químico do Reservatório Acauã no período em estudo

O reservatório Acauã apresentou águas quentes (temperatura média de $27,6$ e $27,9^{\circ}\text{C}$ nos pontos P1 e P2, respectivamente), com baixa transparência (profundidade máxima do disco de Secchi de $1,10\text{m}$ em ambos os pontos), zona eufótica reduzida com valor máximo de $3,30 \text{ m}$ em P2 e razão $\text{Zeuf:Zmis} < 1$ (em ambos os pontos); águas bem oxigenadas, com teores de sobre saturação em ambos os pontos sob efeito da fotossíntese das algas e das cianobactérias, pH básico e elevada condutividade elétrica (Tabela 8).

Tabela 8: Valores médios, intervalos (mínimo - máximo) e variação (teste Kruskal-Wallis) das variáveis limnológicas entre as fases de estado estável (SS) e estados não estáveis (NSS), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.

	Ponto 1		Ponto 2		
	SS	NSS	SS1	NSS	SS2
Temp. água (°C)	27,1 (26,2 – 27,9)*	28,3 (27,9 – 28,9)*	26,8 (25,9 – 27,9)*	27,9 (26,5 – 28,5)	28,4 (28,0 – 28,9)*
Secchi (m)	0,9 (0,8 – 1,1)	0,9 (0,8 – 1,0)	0,9 (0,9 – 1,0)	1,0 (0,9 – 1,1)	0,9 (0,8 – 1,1)
Zona eufótica	2,7 (2,4 – 3,2)	2,6 (2,4 – 2,9)	2,7 (2,6 – 2,9)	2,9 (2,6 – 3,2)	2,7 (2,4 – 3,2)
Razão Zeuf:Zmis	0,2 (0,17 – 0,2)	0,2 (0,17 – 0,2)	0,1 (0,09 – 0,1)	0,1 (0,09 – 0,1)	0,1 (0,08 – 0,1)
pH	8,4 (8,0 – 8,6)	8,7 (8,4 – 8,9)	8,5 (8,3 – 8,7)	8,6 (8,5 – 8,9)	8,8 (8,5 – 9,0)
C.E. (µS.cm ⁻¹)	1056,0 (920,0 – 1107,0)*	1109,0 (1087,0 – 1119,0)*	997,9 (916,0 – 1080,0)*	1098,8 (1092,0 – 1107,0)	1109 (1087 – 1119)*
O.D. (mg.l ⁻¹)	8,1 (6,5 – 9,8)	7,0 (5,6 – 8,4)	9,2 (8,0 – 8,7)	8,6 (8,5 – 8,9)	8,8 (8,5 – 9,0)
P-total (µg.L ⁻¹)	75,9 (70,0 – 103,3)	75,7 (65,0 – 83,3)	69,6 (66,7 – 71,7)	74,7 (70,0 – 83,3)	72,7 (65,0 – 80,0)
FRS (µg.L ⁻¹)	19,5 (14,7 – 26,3)*	8,7 (1,3 – 18,0)*	18,0 (9,7 – 29,7)	18,3 (16,3 – 21,3)*	8,0 (3,0 – 26,3)*
Nitrito (µg.L ⁻¹)	0,7 (0,5 – 1,1)*	0,3 (0,2 – 0,5)*	0,8 (0,5 – 1,1)*	0,5 (0,2 – 0,8)	0,3 (0,0 – 0,5)*
Nitrato (µg.L ⁻¹)	27,2 (8,9 – 44,4)	5,0 (0,0 – 22,1)	24,9 (21,5 – 27,2)	24,4 (11,8 – 31,8)	12,2 (0,0 – 29,2)
Amônia (µg.L ⁻¹)	45,8 (27,0 – 86,0)*	25,8 (22,0 – 30,0)*	22,8 (20,0 – 27,0)	31,0 (18,0 – 44,0)	22,2 (13,0 – 34,0)
NID	5,1 (2,8 – 8,7)*	2,5 (2,0 – 3,4)*	2,9 (2,7 – 3,3)	3,6 (2,5 – 4,7)	2,4 (1,6 – 3,1)
NID:FRS	12,3 (8,3 – 18,3)	25,5 (5,3 – 54,0)	8,9 (5,2 – 13,9)	9,4 (6,5 – 12,7)	26,5 (5,5 – 43,1)
Clof-a (µg.L ⁻¹)	45,5 (30,8 – 66,1)	58,5 (37,0 – 80,7)	47,5 (44,1 – 53,7)	43,1 (28,7 – 58,7)	53,2 (35,8 – 72,0)
Biov. Total (mm ³ .ml ⁻¹)	10,6 (6,7 – 13,9)	10,8 (10,0 – 11,7)	9,3 (8,1 – 10,5)	13,8 (10,1 – 19,8)	13,1 (10,6 – 15,1)
<i>P. isothrix</i> (mm ³ .ml ⁻¹)	8,6 (4,6 – 12,5)	7,5 (6,7 – 9,6)	2,1 (1,7 – 2,5)	2,3 (2,0 – 2,6)	2,2 (2,0 – 2,7)
<i>P. agardhii</i> (mm ³ .ml ⁻¹)	1,0 (0,6 – 1,6)	1,7 (1,1 – 2,5)	0,7 (0,5 – 0,9)	0,6 (0,5 – 0,9)	1,1 (0,9 – 1,4)
<i>C. raciborskii</i> (mm ³ .ml ⁻¹)	0,5 (0,2 – 0,8)	0,8 (0,4 – 1,1)	0,4 (0,2 – 0,4)	0,5 (0,3 – 0,6)	0,7 (0,6 – 1,0)
Outras algas (mm ³ .ml ⁻¹)	0,5 (0,1 – 0,9)	0,7 (0,5 – 0,9)	0,3 (0,2 – 0,4)	0,5 (0,3 – 0,6)	0,8 (0,4 – 1,2)
Diversidade (bits.mg ⁻¹)	1,0 (0,7 – 1,3)	1,5 (1,0 – 1,6)	1,2 (1,0 – 1,4)	0,9 (0,6 – 1,1)	1,4 (1,3 – 1,7)

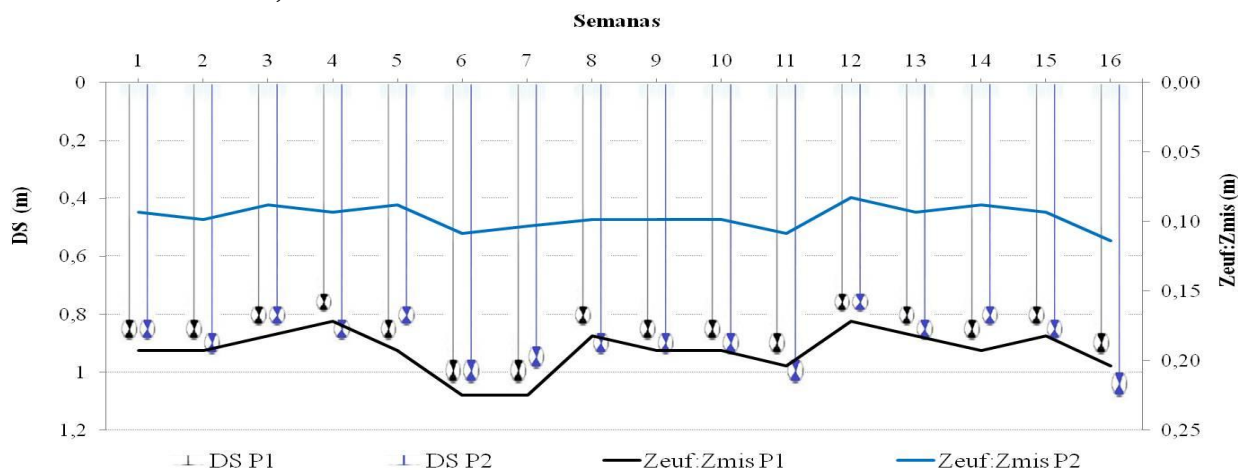
* diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fases SS (estado estável) e NSS (estado não estável)

A temperatura da água aumentou ao longo do período amostral, refletindo sobre a diferença significativa entre o início e o final do período amostral (em P1 $H = 8,7$ e $p = 0,003$, e em P2 $H = 8,6$ e $p = 0,01$).

O clima de luz mostrou-se característico de um ambiente turvo, limitado por luz e em consequência limitador do crescimento da comunidade subaquática (DOKULIL, TEUBNER, 2000) e determinante da composição e abundância fitoplancônica (REYNOLDS, 1997).

Sendo o ponto P1 menos profundo (cerca de 14 m) que P2 (barragem, mais de 30 m de profundidade), mostrou-se menos limitado por luz, ou seja, a camada iluminada da coluna d'água tende a ser mais extensa neste ponto (Figura 10).

Figura 10: Clima de luz subaquático: profundidade do disco de secchi – DS e razão zona eufótica:zona de mistura – Zeuf:Zmis, nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



Acauã tem apresentado valores de razão $Zeuf:Zmis \leq 0,5$ em pontos da zona próximos à entrada e mistura dos dois rios afluentes, em ponto da zona limnética e perto da barragem, tanto em condições de cheias ou estiagem (LINS, 2011). Limitação por luz e condições adversas de temperatura, pH e nutrientes, podem ser revertidas ou superadas pelas cianobactérias por possuírem estratégias adaptativas que lhes conferem maior resistência a essas condições em relação a outros grupos do fitoplâncton (PADISÁK, REYNOLDS, 1998). Dentre essas estratégias estão a capacidade de captar vários comprimentos de onda do espectro de luz (495 – 630 nm) em função dos pigmentos ficobiliproteínas (como ficoeritrina e ficocianas), possibilitando o processo fotossintético mesmo em condições de águas turbas e consequente baixa luminosidade, além de estratégias de autorregulação da flutuabilidade na coluna d'água em função de vesículas de gás ou aerótopos, em busca de condições ótimas de luz, temperatura e nutrientes (CHORUS, BARTRAM, 1999).

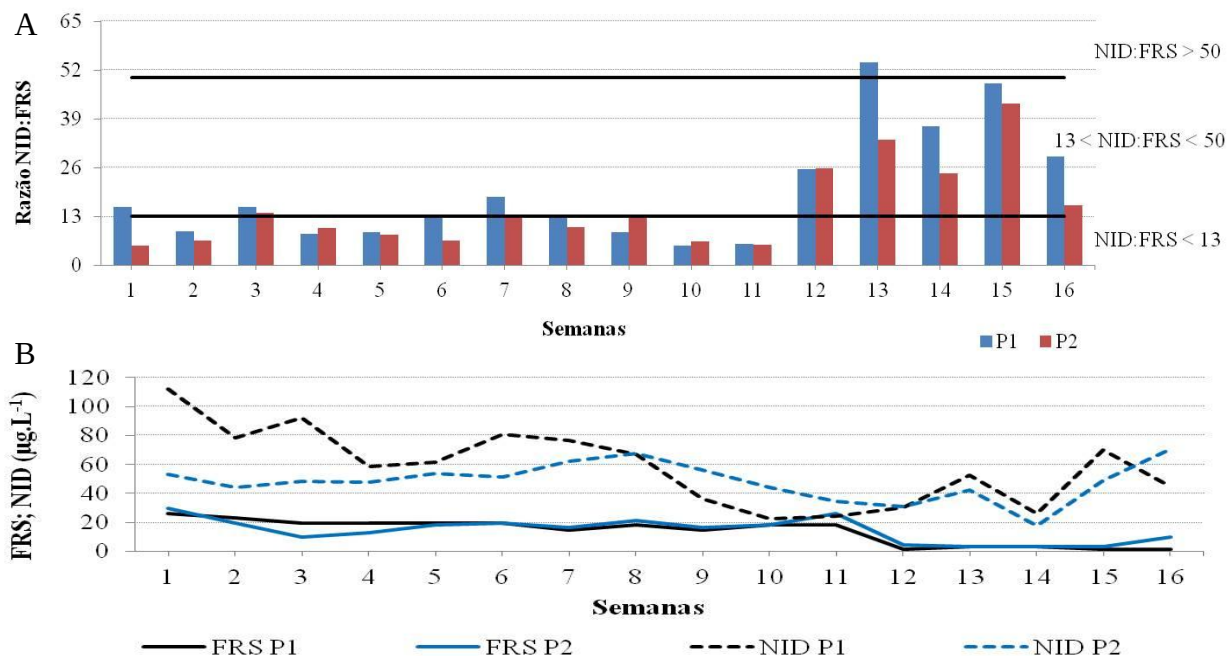
A condutividade elétrica (C.E.) aumentou a partir da 3ª semana nos dois pontos passando do valor médio de 930 a 1100 $\mu S.cm^{-1}$ em P1 e de 922 a 1099 $\mu S.cm^{-1}$ em P2, refletindo sobre a diferença significativa entre o início e o final do período amostral (em P1 $H = 5,4$ e $p = 0,01$, e em P2 $H = 11,6$ e $p = 0,003$) (Apêndice B).

As concentrações de fósforo reativo solúvel (FRS), nitrito e amônia diminuíram ao longo do período amostral, refletido sobre diferença significativa entre as fases de estado estável e não estável no ponto 1 e as duas fases de estado estável em P2, e no caso do FRS entre as fases estado não estável e estável (Tabela 7) cujas concentrações diminuíram a partir da 12ª a 16ª semana, passando de um valor médio de 19,2 a 2 $\mu gP.L^{-1}$ em P1 e de 18,9 a 4,7 $\mu gP.L^{-1}$ em P2 (Apêndice B).

As condições ambientais representadas pelas variáveis limnológicas descritas para o reservatório Acauã, como temperatura da água elevada, pH básico, baixa disponibilidade de luz subaquática e ampla disponibilidade de nutrientes são apontadas por vários autores como fatores promotores das florações com dominância de cianobactérias, sendo a temperatura elevada um fator crucial para o crescimento e abundância desses organismos (BOUVY et al., 2000; HUSZAR et al., 2000; REYNOLDS, 2006; FERNANDES et al., 2009).

As razões molares NID:FRS (NID: nitrogênio inorgânico dissolvido, obtido pela soma de amônio, nitrito e nitrato; FRS: fósforo reativo solúvel) indicam que o reservatório Acauã durante o tempo de realização do presente estudo manteve-se limitado por nitrogênio, (NID:FRS<13) até a 11ª semana passando para não limitado (13<NID:FRS< 50) a partir da 12ª semana (Figura 11-A), reflexo da diminuição da concentração do fósforo reativo solúvel – FRS a partir da 12ª semana (Figura 11-B).

Figura 11: A - Razão molar NID:FRS e B - Variação das concentrações de Fósforo Reativo Solúvel – FRS e de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido – NID; nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã – PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.



Razões NID:FRS são, em muitos casos baixas em lagos eutrofizados (< 15) e mais altas em lagos mesotróficos e oligotróficos; em ocasiões de baixa razão NID:FRS pode ocorrer elevada densidade de cianobactérias, entre elas as fixadoras de nitrogênio (SMITH, 1983; REYNOLDS, 1999). No reservatório Acauã desde 2002 diversos estudos limnológicos descrevem o elevado grau de eutrofização, entre eutrófico e hipereutrófico com registros de florações frequentes e duradouras de cianobactérias potencialmente tóxicas e entre elas as fixadoras de nitrogênio (principais gêneros citados: *Cylindrospermopsis*, *Cuspidothrix*, *Raphidiopsis* e *Dolichospermum*) (MENDES, 2003; SILVA, 2006; LUNA, 2008; ARRUDA, 2009, LINS, 2011).

Estudos em reservatórios do semiárido nordestino mostram resultados divergentes entre a dominância de cianobactérias e os valores da razão NID:FRS, que é uma forma de expressar a disponibilidade de N e P. Costa et al. (2009) em reservatórios do Rio Grande do Norte verificaram dominância de cianobactérias (*Microcystis* spp, *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*) quando os valores da razão N:P indicaram possível limitação por fósforo; Lins (2011) identificou em Acauã dominância e codominância desse grupo quando a razão NID:FRS foi < 13 e indicou limitação por NID durante os dois anos de estudo (agosto/2007 a julho/2009), identificando as espécies *Planktothrix agardhii*,

Cylindrospermopsis raciborskii, *Pseudanabaena limnetica*, *Dolichospermum circinalis*, entre outras. Apesar desses resultados divergentes é importante lembrar que as cianobactérias possuem alta afinidade por estes nutrientes e por possuírem mecanismos de fixação do nitrogênio atmosférico e de acumulação intracelular de compostos fosfatados, tem alta plasticidade e diversos graus de liberdade quando comparado com grupos de algas (CHORUS, BARTRAM, 1999). Dessa forma, a relação entre os valores da razão NID:FRS (determinação da disponibilidade nutricional) e o desenvolvimento algal e de cianobactérias tem sido conceitualmente utilizado de forma errônea, os valores da razão NID:FRS não indicam limitação ao desenvolvimento algal, mas um sintoma de esgotamento nutricional em resposta à demanda do ecossistema (REYNOLDS, 1999).

A consequente dominância de cianobactérias depende, além do enriquecimento nutricional, das espécies específicas envolvidas, assim como de fatores como a morfometria do lago (represa), temperatura de água, disponibilidade de luz subaquática, condições de mistura, entre outras (DOKULIL, TEUBNER, 2000).

Segundo Reynolds (1997), concentrações de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvidos menores que os limites $80\text{-}100\ \mu\text{gN.L}^{-1}$ e $3\text{-}5\ \mu\text{gP.L}^{-1}$ respectivamente, não seriam suficientes para suprir as necessidades do crescimento fitoplanctônico, ou seja, essas seriam as concentrações limitantes, e assim o reservatório em estudo seria realmente limitado por nitrogênio, com valores médios de NID $58,3\ \mu\text{gN.L}^{-1}$ em P1 e de $48,3\ \mu\text{gN.L}^{-1}$ em P2 (Apêndice C).

Os resultados da correlação de Spearman's entre as variáveis ambientais e a biomassa das três espécies formadoras das fases de estado estável, demonstrou que a espécie *Planktothrix isothrix*, principal contribuinte em biomassa no reservatório Acauã ao longo do período amostral, apresentou correlação positiva significativa com nitrito no ponto P1 e com a condutividade elétrica em P2. A espécie *Planktothrix agardhii*, segunda maior contribuinte, foi positivamente correlacionada com a temperatura, condutividade elétrica, ambas no ponto P1. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, terceira maior contribuinte, foi positivamente correlacionada com o pH (em P1) e com a temperatura da água, condutividade elétrica (CE) e razão molar NID:FRS (nos pontos P1 e P2), e negativamente com o fósforo reativo solúvel (FRS), também em ambos os pontos (Tabela 9).

Tabela 9: Resultado da correlação de Spearman's entre a biomassa das espécies *Planktothrix isothrix*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* e as variáveis ambientais (somente os valores significativos $P < 0,05$ foram considerados).

Variáveis ambientais	Pontos	<i>P. isothrix</i>	<i>P. agardhii</i>	<i>C. raciborskii</i>
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P1	0,503*	-	-
	P2	-	-	-
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	P1	-	0,595*	0,653**
	P2	-	-	0,608*
pH	P1	-	-	0,644**
	P2	-	-	-
C.E. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	P1	-	0,502*	0,704**
	P2	0,513*	-	0,607**
FRS ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P1	-	-	-0,831**
	P2	-	-	-0,754**
NID:FRS	P1	-	-	0,581*
	P2	-	-	0,736**

Correlação significativa * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; - correlação não significativa $p > 0,10$.

Apesar da temperatura da água elevada ser apontada como fator crucial para o crescimento e abundância das cianobactérias (BOUVY et al., 2000; HUSZAR et al., 2000; REYNOLDS, 2006) a espécie *Planktothrix isothrix* não apresentou correlação positiva significativa com este parâmetro durante o estudo, contrariamente ao que foi destacado por Lins (2011).

As condições ambientais como a disponibilidade de recursos, principalmente luz e nutrientes, e a extensão e frequência dos distúrbios físicos são os principais fatores que governam a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 1987) e importantes para a formação de estados estáveis, entretanto mecanismos como a exclusão competitiva e capacidade de adaptação são também fatores selecionadores de espécies relacionadas a ocorrência desses eventos (SOMMER et al., 1993; SOARES et al., 2009).

Segundo Lins (2011) o elevado nível trófico associado as altas temperaturas da água, o pH alcalino e a limitação por luz são em conjunto com as estratégias adaptativas das espécies fundamentais a dominância e permanência das cianobactérias, entretanto em seu trabalho no reservatório Acauã, entre os anos de 2007 a 2009, observou que o principal distúrbio responsável pela quebra da estabilidade ambiental e conseqüente mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica e redução da biomassa das cianobactérias em até 80% foram os eventos de transbordamento, em que o aumento do fluxo de água do reservatório representou um fator de estresse e perturbação. Os dois períodos de estiagem foram marcados pela contribuição para a biomassa das espécies *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborski*, enquanto durante as duas estações chuvosas (março-agosto 2008 e fevereiro-julho

2009) houve redução na contribuição relativa das cianobactérias e consequente aumento na biomassa de outras espécies e grupos funcionais, ou seja após cada período de transbordamento a estabilidade garantiu a reestruturação da dominância das cianobactérias. Fenômeno também observado por Chellapa et al. (2008) no reservatório Cruzeta – RN, em que eventos de transbordamento teriam influenciado a substituição de dominância das cianobactérias pelas Chlorophyceae.

Eventos de estabilidade ambiental têm sido apontados como promotores de condições favoráveis à ocorrência de florações de cianobactérias enquanto a instabilidade de fatores exógenos e endógenos pode ocasionar mudanças na composição e biomassa da comunidade fitoplanctônica em geral (SOMMER et al., 1993; DOKULIL, TEUBNER, 2000; GOMES et al., 2009). Dantas (2011) trabalhando com a dinâmica das cianobactérias em dois reservatórios eutróficos da região semiárida de Pernambuco durante períodos de estratificação e desestratificação térmica, destacou que eventos de instabilidade ambiental, como a desestratificação térmica, e competição algal (por recursos) dificultam o estabelecimento de florações de cianobactérias; sendo observada a diminuição da biomassa relativa das cianobactérias e contribuição de outras algas durante os períodos de desestratificação térmica.

O reservatório Acauã em período de estabilidade ambiental durante estiagem prolongada e aumento no tempo de permanência da água acumulada apresentou diversidade reduzida a níveis baixos, seja pela competição por recursos (exclusão competitiva) ou especificidades fisiológicas das espécies selecionando grupos funcionais ou espécies com mecanismos individuais a formarem fases de estado estáveis, e esse fenômeno tem sido observado em Acauã, mesmo que nos trabalhos anteriores não tenha sido abordados os critério de Sommer et al. (1993), observa-se que as cianobactérias estão constantemente dominando a biomassa fitoplanctônica e isso frequentemente intensificado em períodos de estiagem ou de estabilidade ambiental, representando um sinal de alerta as autoridades responsável acerca do possível risco de intoxicação, uma vez que as espécies formadoras desses eventos são potencialmente toxigênicas e que as formas de tratamento adotadas nas duas ETAs que compõem os sistemas de potabilização da água de Acauã não contam com tecnologias compatíveis a remoção desses metabólitos.

Assumindo a dimensão da importância ecológica, econômica e social dos ecossistemas aquáticos continentais, em particular os reservatórios, o monitoramento da qualidade da água, incluindo a importância da comunidade fitoplanctônica, deve visar a preservação e integridade do ecossistema de forma a garantir seus usos múltiplos de maneira sustentável (BEYRUTH, 2000).

O reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) na ausência de distúrbios como chuvas e eventos de transbordamento, fatores de perturbação ou de força que influenciam na dinâmica do corpo aquático e consequentemente em sua comunidade algal, sustenta o estabelecimento de grupos funcionais fitoplantônicos específicos, bioindicadores do nível de eutrofização, com dominância de poucos táxons formando uma comunidade oscilando entre fases de estado estável e fases de estados não estáveis, ou seja, fases de equilíbrio e não equilíbrio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AESA – Agencia Executiva de Gestão das Águas. Disponível em: < www.aesa.pb.gov.br > Acesso em: 10 de março, 2012.

ALBAY, M.; AKÇAALAN, R. Factors influencing the phytoplankton steady state assemblages in a drinking-water reservoir (Omerli reservoir, Istanbul). **Hydrobiologia**, 502: 85–95p. 2003.

ANGELOTTI, F.; FERNANDES JÚNIOR, Paulo Ivan; SÁ, Iêdo Bezerra de. Mudanças Climáticas no Semiárido Brasileiro: Medidas de Mitigação e Adaptação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 6: 1097-1111p. 2011.

ARAÚJO, F. O. **Efeitos do enriquecimento com nutrientes (N e P) em diferentes condições de luz sobre o crescimento do fitoplâncton em um reservatório eutrófico no semi-árido brasileiro**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN. 47p. 2009.

ARRUDA, P. C. **Comunidade fitoplanctônica e condicionantes limnológicos no diagnóstico da eutrofização e capacidade suporte do reservatório de Acauã, Paraíba – Brasil**. Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba. 2009.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O. Toxinas de cianobactérias: causas e consequência para a saúde pública. *Revista Virtual de Medicina* (3). 1998. Disponível em: < http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm > Acesso em: março, 2013.

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.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24: 103-118p. 2012.

BARROS, M.U.G.; CARVALHO, S.M.C.; BUARQUE, N.M.S.; NETO, J.C. Mapeamento da ocorrência de cianobactérias em reservatórios de água de abastecimento humano no estado do Ceará. XIV Congresso Brasileiro de Ficologia (Apresentação de Trabalho/Congresso) 2012

BECKER, V.; HUSZAR, V.L.M.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Phytoplankton equilibrium phases during thermal stratification in a deep subtropical reservoir. **Freshwater Biology**: 53, 952–963p. 2008.

BEYRUTH, Z. As algas e a previsão da qualidade ambiental na represa do Guarapiranga. XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Las Américas y la Acción por el Medio Ambiente en el Milenio. 03 a 08 de dezembro, Porto Alegre, 2000.

BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, 607 (1): 63-74 p. 2008.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, 20: 285-297p. 1999.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A.; Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, 23: 13-27 p. 2000.

BRASIL. 2004. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Portaria nº 518, 26 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília. 15 p. 2004.

BRASIL. 2005. **Resolução 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional de meio ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente do Brasil. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.

BRASIL, 2011. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília. 34p. 2011.

BRITO, W. O. **Crítérios de outorga para a piscicultura na bacia do rio Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. 2008.

CALIJURI, M.C.; SANTOS, A.C.A.D.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Journal of Plankton Research**, 24 (7): 617-634 p. 2002.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. V 22 (2): 361-369p. 1977.

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **J.Appl.Bact.**, 72: 445-459p. 1992.

CARMICHAEL, W.W. The cyanotoxins. **Advances in Botanical Research**, 27: 211-212. 1997.

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.

CARVALHO, S.M.C.; PEREIRA, S.P.; OLIVEIRA, E.R.A; MACAMBIRA B.M.T.; MOURA, S. Primeiro registro de florações de cianobactérias tóxicas em reservatório utilizado para abastecimento público no Estado do Ceará. In: VIII SIMPOSIO ITALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, SIBESA, Fortaleza- Ceará, Brasil. **Anais...** p. 1-8, 2006.

CHELLAPPA, N.T.; Costa, M.A.M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, 24. 3–10p. 2003.

CHELLAPA, N. T.; BORBA, J.M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 63 (3): 477-494p. 2008.

COLE, G.A. Textbook of limnology: Saint-Louis, MO, USA, The C.V. Mosby. 1975.

COSTA I.A.S.; CUNHA, S.R.S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M.F.F.; MELO, J.L.S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. Dinâmica de Cianobactérias em Reservatórios Eutróficos do Semi-Árido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras.**, 13(2): 382-401p. 2009.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic **Cyanobacteria in water**. A guide to their public health, consequences, monitoring and management. World Health Organization. London. 416p. 1999.

CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. Boletim Prognóstico Climático, 2012. Disponível em:<www.cptec.inpe.br> Acesso em: Abril, 2013.

CROSSETTI, L.O.; BICUDO, C. E. M. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. **Hydrobiologia**, 614: 91–105p. 2008

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

DANTAS, Ê.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 83(4): 1327-1338p. 2011.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RiMa, 2ed. Vol 2, 1565p. 2005.

DRIKAS, M. et al. Using Coagulation, Flocculation, and Settling to Remove Toxic Cyanobacteria. Jour. AWWA. v. 93, n.2, p.100-111, 2001

DOKULIL, Martin T.; TEUBNER, Katrin. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, 438: 1-12p. 2000.

ESTEVEES, F.A. **História da limnologia brasileira e seus desafios nas primeiras décadas de século XXI.** 25-40 p. In.: (Coord.) Francisco de Assis Esteves. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVEES, F.A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. **Eutrofização Artificial.** 625-655p. In.: (Coord.) Francisco de Assis Esteves. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVEES, F.A.; PANOSSO, R. **Fósforo.** 257-281p. In.: (Coord.) Francisco de Assis Esteves. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FALCONER, I.R.; HUMPAGE, A.R. Health Risk Assessment of Cyanobacterial (Bluegreen Algal) Toxins in Drinking Water. **J. Environ. Res. Public Health**: 1 (2). 43–50p. 2005.

FERNANDES, V. O. et al. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecol. Bras.**, 13(2): 247-258p. 2009.

FRAGOSO JR, Carlos Ruberto; COLLISCHON, Walter; MARQUES, David da Motta. Simulação ecológica e os estados alternativos em lagos, estuários e reservatórios. In.: **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo. 2007.

GOMES, A. M. A., SAMPAIO, P. L., FERRÃO-FILHO, A.S., MAGALHÃES, V. F., MARINHO, M.M. OLIVEIRA, A. C. P., SANTOS, V. B., DOMINGOS, P., AZEVEDO, S.M.F.O. Florações de Cianobactérias Tóxicas em uma Lagoa Costeira Hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas Consequências para Saúde Humana. **Oecologia Brasiliensis**, 13 (2): 329-345p. 2009.

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

HARRIS, G. P. **Phytoplankton Ecology, Structure, Function and Fluctuation.** Chapman and Hall, London. 384p. 1986. Apud: SOARES, MARIA CAROLINA S.; VIDAL, LUCIANA O.; ROLAND, FABIO; HUSZAR, VERA L. M. Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment. **Journal of Plankton Research**, 31, 1331–1338p. 2009

GUIMARÃES, A. O. **Formulação de um modelo de previsão da qualidade de água para gestão de reservatório de abastecimento urbano no semi-árido.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental apresentada a Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. 120p. 2006.

GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, 982: 1169–1194. 1977. Apud: GUNTRAM WEITHOFF - The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology** (2003) 48, 1669–1675

HAVENS, Karl E. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. **Advances in Experimental Medicine and Biology**. 619: 733-747 p. 2008.

HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C.D., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, D.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology** 35: 403-424 p. 1999.

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

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudo. **Limnotemas**, Rio de Janeiro, 2: 32 p. 1999.

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

HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. **American Naturalist**, 95, 37–147. 1961

KOMÁREK, J., KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J. Contribuion to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central México. (Příspěvek k poznání planktonních sinic ze středního Mexika). **Preslia** 74: 207 – 233p. 2002.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2: Oscillatoriales. In: Süßwasserflora Von Mitteleuropa. Elsevier, **Spektrum Akademischer Verlag**. 2005

KRUK et al., A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, 55, 614–627 p. 2010.

LAMPARELLI, M. C. **O Grau de Trofia em Corpos d'água no Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento**. Tese (Doutorado em Ecologia: ecossistemas terrestres e aquáticos) apresentada a Universidade de São Paulo, São Paulo. 238p. 2004.

LAPOLLI, F. R.; CORAL, L. A.; RECIO, M. A. L. Cianobactérias em mananciais de abastecimento – problemática e métodos de remoção. **Revista Dae**, 185, 09-17p. 2011.

LEPRUM, P. **Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste**. Relatório final de convenio. Recife, SUDENE, 141p. 1983.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Campinas, São Paulo: Editora Átomo, 3ed. 36-41p. 2010.

LIMA, S.M.S. **Comunidade Fitoplanctônica de dois Reservatórios Eutrofizados do Semiárido Paraibano**. Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Recursos Naturais – Universidade Federal de Campina Grande. 116p. 2012.

LINS, R. P. **Limnologia da Barragem de Acauã e Codeterminantes Socioeconômicos do seu Entorno: Uma Nova Interação do Limnólogo com sua Unidade de Estudo**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. UFPB/UEPB, 2006.

LINS, R.P.; BARBOSA, J.E.L.; CEBALLOS, B.S.O.; DINIZ, C.R. Diffuse Pollution Influence in the Space and Temporal Limnological Co-determinants in Acauã Reservoir at the Semi-Arid Brazilian Tropic Region. In.: IIth International Conference on Diffuse Pollution/Ist Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Group, 2007, Belho Horizonte. Proceedings: IIth International Conference on Diffuse Pollution/Ist Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Group. UK - Londres: IWA, 01-07p. 2007.

LINS, R. P. **Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica em um Reservatório Eutrófico do Trópico Semiárido Brasileiro**. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, 2011.

LOBO, E.A.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de La zona central de Chile. Ver. Biol. Mar., 22: 1-29p. 1986.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**. 12: 343-346. 1967.

LUNA, B. J. C. **Características espaço-temporal do sistema do Açude Acauã – PB, e seu Índice de Estado Trófico**. Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba. 118p. 2008.

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

MACEDO, D.R.G. **Detecção e Quantificação de Microcistina na Água e em Peixes de Reservatórios de Abastecimento do Estado da Paraíba**. Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba. 82p. 2009.

MARENGO, J. A.; ALVES, L.M. BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. **Recursos hídricos em regiões áridas e semi-áridas**. In: MEDEIROS, S. S. ; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido (INSA), 440 p. 2011.

MEERHOFF, M.; MAZZEO, N. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. Ecosistemas, 2004. MEERHOFF, Mariana. In: **The structuring role of macrophytes on trophic dynamics in shallow lakes under a climate warming scenario**. Tese de PhD - Department of Biological Sciences, University of Aarhus. 2006.

MENDES, J.S. **Caracterização limnológica das águas da barragem Acauã como base para a avaliação de suas potencialidades hídricas**. Monografia apresentada ao Curso de Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas – Universidade Estadual da Paraíba, 2003.

MEREL, S.; CLÉMENT, M.; THOMAS, O. State of the art on cyanotoxins in water and their behavior towards chlorine. **Toxicon**. 55, 677–691 p. 2010.

MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, 4 (4): 743-753p. 2005.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecol. Bras.**, 13(2): 229-246p. 2009.

MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S.; BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 1-12p. 2010.

MORABITO, G., OGGIONI, A., PANZANI, P. Phytoplankton assemblage at equilibrium in large and deep subalpine lakes a case study from Lago Maggiore (N. Italy). **Hydrobiologia**, 502: 37–48p. 2003.

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

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Steady-state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of *Microcystis* eco-morphological variability in maintaining an apparent equilibrium. **Hydrobiologia**, 502: 133–143p. 2003.

NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J.; DOKULIL, M. T.; CHORUS, I. Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. **Hydrobiologia**, 502: 395-403p. 2003.

NIXDORF, B.; MISCHKE, U.; RÜCKER, J. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of oscillatoriales. **Hydrobiologia**, 502: 111-121p. 2003.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archiv für Hydrobiologie** 107: 563 – 593p. 1997.

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

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

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

PAERL, H.W. **Nutrient and Other Environmental Controls of Harmful Cyanobacterial Florações along the freshwater-marine continuum**. 217-237p. In: H.K. Hudnell (ed.). Cyanobacterial Harmful Algal Florações: state of Science and Research Needs. Advances in Experimental Medicine and Biology, 619: 217-213p. 2008.

PAERL, H.W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **Science** 320: 57-58p. 2008.

PAYNE, A.I. **The ecology of tropical rivers and reservoirs**. Chichester: John Wiley. 301 p. 1986.

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

PARAÍBA. **Relatório de Auditoria Operacional da Situação Ambiental do Entorno dos Principais Reservatórios Artificiais do Estado da Paraíba**. Tribunal de contas do Estado da Paraíba, 2011.

PERH-PB: **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba**: resumo executivo & atlas / Governo do Estado da Paraíba; Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente, SECTMA; Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba, AESA. – Brasília, DF: Consórcio TC/BR – Concremat, 2007.

REYNOLDS, C. S. Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton. **Freshwater Biology** 23: 111-142p. 1990.

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

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

REYNOLDS, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia** 369/370: 11–26p. 1988.

REYNOLDS, C.S. Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. **Archiv für Hydrobiologie**, 146(1): 23-35p. 1999.

REYNOLDS, C.S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, 24: 417-428. 2002.

REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University Press, New York. 551p. 2006.

ROJO, Carmen; ÁLVEREZ-COBELAS, Miguel. Are there steady-state phytoplankton assemblages in the Field? **Hydrobiologia**, 502, 3-13p. 2003.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUIJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R. & SOUZA, R.C.R. **Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência. 58p. 2006.

SANT'ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P., WERNER, W.R., DOGO, C.R., RIOS, F.R., CARVALHO, L.R. Review of toxic specie of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies** 126: 249 – 263p. 2008.

SANT'ANNA, C.L., BRANCO, L.H.Z., GAMA JÚNIOR, W.A. & WERNER, V.R. Lista de Cyanobacteria do Estado de São Paulo. **Biota Neotrop.** 11(1a). 2011.

SCHEFFER, M., HOSPER, S.H., MEIJER, M.L., MOSS, B., JEPPESEN, E. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology & Evolution** 8: 275-279p. 1993.

SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Chapman and Hall, London, 0–357p. 1998.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Illinois University Press, Urbana. 1963.

SILVA, R. B. **Identificação das cianobactérias potencialmente tóxicas ocorrentes nas águas da barragem de Acauã, Itatuba – PB**. Monografia apresentada ao curso de Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas- Universidade Estadual da Paraíba, 2006.

SMITH, V.H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue green algae in lake phytoplankton. **Science**, 221: 669p. 1983.

SIVONEN, K. E JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (ed.). **Toxic Cyanobacteria in water**. A guide to their public health, consequences, monitoring and management. World Health Organization. 41-112 p. 1999.

SOARES, M. C. S.; VIDAL, L. O.; ROLAND, F.; HUSZAR, V. L. M. Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment. **Journal of plankton research**, 31 (11): 1331–1338p. 2009.

SOMMER, U.; PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S.; JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**, 249, 1–7. 1993.

SRINIVASAN, R; SORIAL, G. A. Treatment of taste and odor causing compounds 2-methyl isoborneol and geosmin in drinking water: a critical review. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n.1, p. 1–13, 2011.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, IIE, Vol.9. 280p. 2000.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research** 25: 1331-1346. 2003.

TOLEDO Jr, A. P.; et al. **A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais**. XIX Congresso Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDES, Santiago – Chile. 1984.

TUNDISI, J.G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Revista Brasileira de Biologia** 50(4): 937-955. 1990.

TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M.C.; NOVO, E.M.L. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, S. Paulo State. **Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlugen** 24: 1489-1496p. 1991.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. Rima: São Carlos. 248 p. 2003.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C.S. Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle - Eutrosul - REDE SUL AMERICANA DE EUTROFIZAÇÃO. SÃO CARLOS: DMD Propaganda, 532 p. 2006.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Biodiversity in the Neotropics: ecological, economic and social values. **Brazilian Journal of Biology** 68: 913-915p. 2008.

TUNDISI, José Galizia. **Recursos Hídricos no Futuro: problemas e soluções**. São Paulo: Instituto de Estudos avançados – USP. 2008.b

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no Século XXI**. São Paulo: Editora Oficina de Textos. 328 p. 2011.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt. Int. Verein. **Limnol.**, 9:1-38. 1958.

UVO, C.R.B.; NOBRE, C.A.A. Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e a precipitação no norte do Nordeste do Brasil. Parte I: A posição da ZCIT no Atlântico Equatorial. *Climanálise*: 4 (7), 34-4p. 1989; e Parte II: a influência dos ventos e TSM do Atlântico Tropical. *Climanálise - Boletim de Monitoramento e Análise Climática*, v. 4, n. 10, 39-47 p. 1989.

VASCONCELOS, J.F.; BARBOSA, J.E.L.; Diniz, C.R.; CEBALLOS, B.S.O. Cianobactérias em Reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2011.

VIEIRA, P.P.B.V. Água doce no semi-árido. REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B., TUNDISI, J.G. (Red.) In.: **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Editora Escrituras. 507-530p. 2002.

VOLLENWEIDER, R.A. **Eutrophication of Waters**. Monitoring assessment and control. OECD, 155 p. 1982.

WETZEL, R.G.; LIKENS, E. **Limnological analyses**. 2 Ed. New York: Springer. 391p. 1991.

WETZEL, R.G. **Limnology**. Lake and river ecosystems. 3 ed. San Diego: Academic Press. 1.006 p. 2001.

WMO - World Meteorological Organization. **WMO statement on the status of the global climate in 2012**. 36p. 2013.

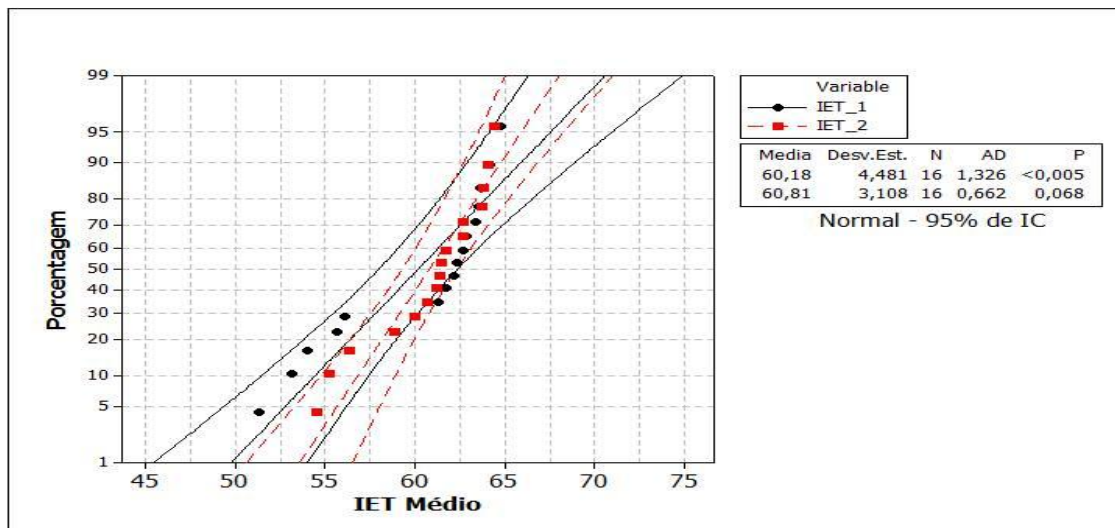
WRIGHT, S. Alguns dados da física e da química das águas dos Açudes nordestinos B Insp Fed Obras Contra Secas 4: 164-169. 1934 *apud* ESTEVES, F.A. **História da limnologia brasileira e seus desafios nas primeiras décadas de século XXI**. 25-40 p. In.: (Coord.) Francisco de Assis Esteves. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ZOHARY, T.; ROBERTS, R.D. Hyperscums and the population dynamics of *Myrocystis aeruginosa*. **Journal Plankton Research**, 12, 423-423 p. 1990.

ZOHARY T.; PADISÁK, J.; NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. **Hydrobiologia**, 639: 261–269p. 2010.

Apêndice A – Gráfico de Probabilidade e análise de variância (ANOVA) – Índice de Estado Trófico - IET segundo Toledo Jr et al. (1983) e segundo Lamparelli (2004), nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro-dezembro de 2012.

Gráfico de Probabilidade: IET Médio segundo Carlson (1977) modificado por Toledo Jr et al. (1983),



nos pontos amostrais (Pontos 1 – IET_1 e 2 – IET_2), no reservatório Acauã - PB, no período setembro – dezembro de 2012.

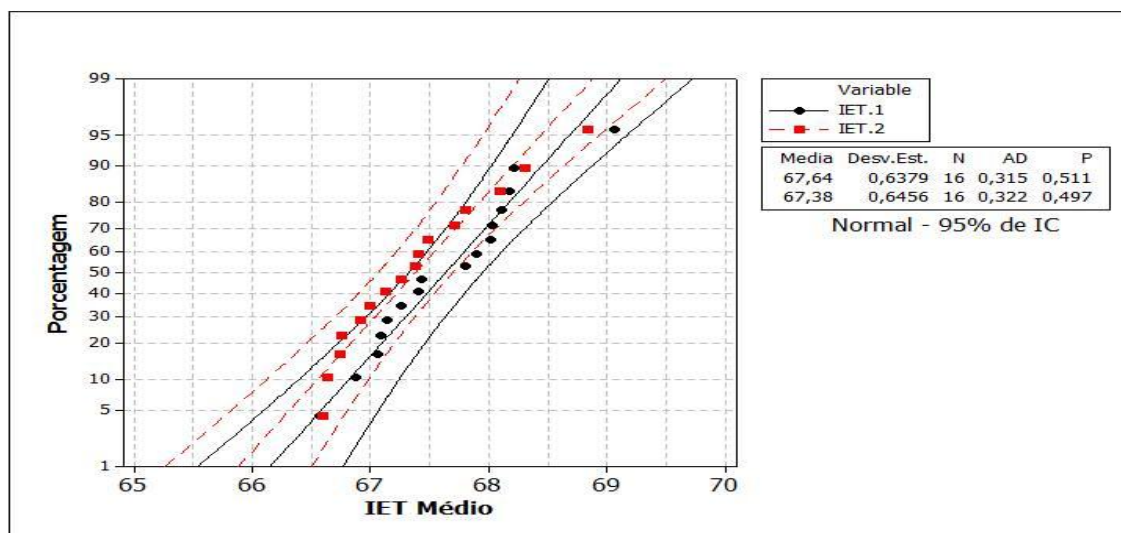


Gráfico de Probabilidade: IET Médio segundo Lamparelli (2004), nos pontos amostrais (Pontos 1 – IET_1 e 2 – IET_2), no reservatório Acauã - PB, no período setembro – dezembro de 2012.

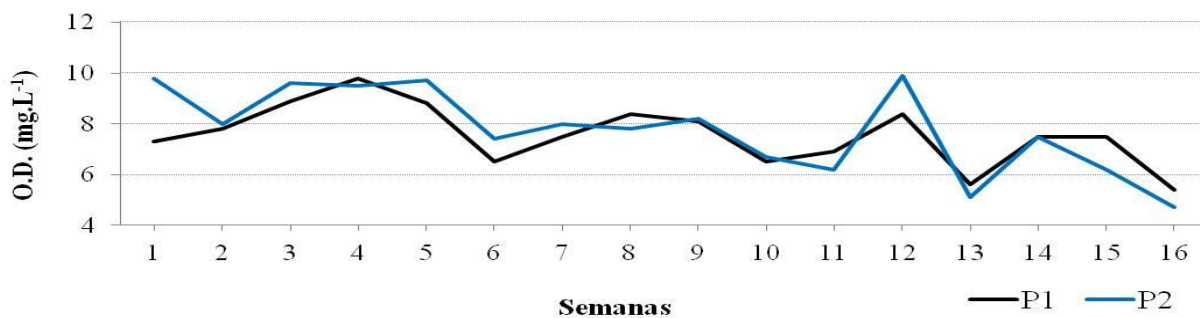
Análise de variância (ANOVA) Os dados refletem confiabilidade e ausência de diferença estatisticamente significativa entre os pontos amostrais (1 e 2).

ANOVA	F	P	Desv. Estat.	IC	Teste Tukey
IET* P1 vs P2	0,21	0,947	3,856	95%	Agrupamento único
IET** P1 vs P2	1,27	0,269	0,642	95%	Agrupamento único

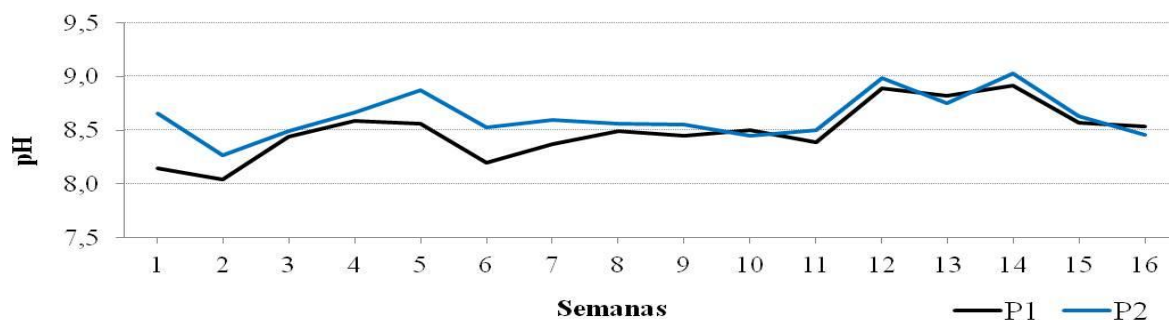
Análise ANOVA: IET* (segundo Toledo Jr et al.,1983), IET**(segundo Lamparelli, 2004)

Apêndice B – Gráficos da variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH) e Condutividade Elétrica (C.E.) nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro- dezembro de 2012.

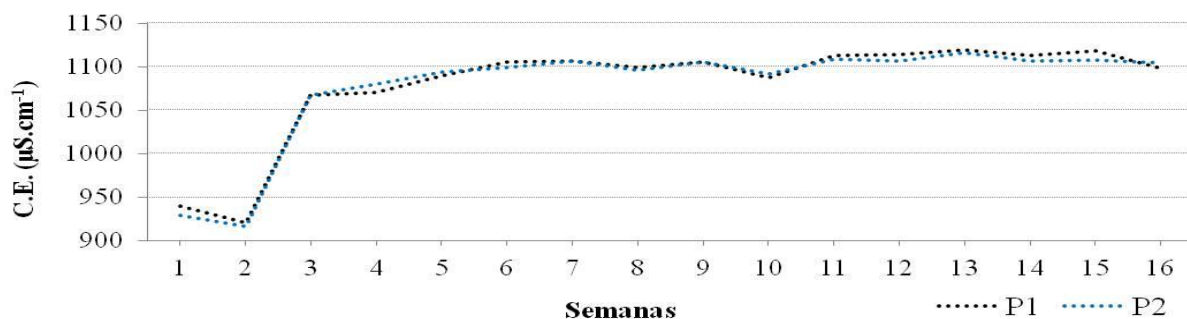
Variação da concentração de Oxigênio Dissolvido (O.D.) nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas (setembro- dezembro de 2012).



Variação do Potencial Hidrogeniônico (pH) nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas (setembro- dezembro de 2012).



Variação da Condutividade Elétrica (C.E.) nos pontos P1 e P2 no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas (setembro- dezembro de 2012).



Apêndice C – Tabela com valores médios e intervalos (mínimo - máximo) dos gradientes temporal e longitudinal dos parâmetros característicos da comunidade fitoplanctônica e das variáveis limnológicas (físicas e químicas), nos pontos P1 e P2, no reservatório Acauã - PB, no período de 16 semanas de setembro a dezembro, 2012.

Variáveis Limnológicas	Pontos	
	P1	P2
	Média (mín-máx)	Média (mín-máx)
Temperatura do ar (°C)	29,9 (22,7-37,6)	32,8 (25,4-39)
Temperatura da água (°C)	27,6 (26,2-28,9)	27,9 (25,9-29)
Profundidade Secchi (m)	0,9 (0,8-1,1)	0,9 (0,8-1,1)
Profundidade da Zona Eufótica (m)	2,7 (2,4-3,2)	2,8 (2,4-3,3)
Razão Zeuf:Zmis (m)	0,19 (0,17-0,23)	0,1 (0,08-0,11)
pH	8,5 (8-8,9)	8,6 (8,3-9)
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	1079 (920-1119)	1077 (916-1116)
Oxigênio Dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	7,6 (5,4-9,8)	7,8 (4,7-9,9)
NID ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	58,3 (22,5-111,9)	48,3 (17,5-70,7)
P-total ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	75 (65-103)	73 (65-83)
FRS ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	13,8 (1,3-26,3)	14,5 (3-29,7)
Razão molar NID:FRS	19,7 (5,3-54)	15 (5,2-43,1)
Clorofila-a ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	50,5 (30,8-80,7)	48,2 (28,7-72)
Densidade total ($\text{ind}.\text{ml}^{-1}$)	14.32 (8.77-27.26)	14.96(7.86-27.91)
Densidade - Classe Cyanobacteria ($\text{ind}.\text{ml}^{-1}$)	12.06(7.47-21.20)	12.46(7.02-19.31)
Biovolume da espécies descritoras ($\text{mm}^3.\text{l}^{-1}$)	11,3(6,7-19,9)	12,3(8,1-19,8)
Biovolume da <i>P. isothrix</i> ($\text{mm}^3.\text{l}^{-1}$)	8,7(4,6-14)	9,3(6,3-17)
Biovolume da <i>P. agardhii</i> ($\text{mm}^3.\text{l}^{-1}$)	1,3(0,6-3,2)	1,7(0,3-4,5)
Biovolume da <i>C. raciborskii</i> ($\text{mm}^3.\text{l}^{-1}$)	0,7(0,2-1,7)	0,8(0,3-1,3)
Diversidade ($\text{bits}.\text{mg}^{-1}$)	1,2(0,7-1,6)	1,2(0,6-1,7)