



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS
CURSO DE MESTRADO**

MERIVALDA DOROTEU DA SILVA

**DIAGNÓSTICO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO NORDESTINO**

FORTALEZA-CE

2013

MERIVALDA DOROTEU DA SILVA

DIAGNÓSTICO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO NORDESTINO

Dissertação apresentado ao Programa de Pós- Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^a. PhD. Eunice
Maia de Andrade

Co-orientadora: Prof^a. Dra. Ana
Célia Maia Meireles

FORTALEZA-CE

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

S578d

Silva, Merivalda Doroteu da.

Diagnóstico da comunidade fitoplancônica de um reservatório no Semiárido
Nordestino / Merivalda Doroteu da Silva. – 2013.

112 f. : il., color., enc. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências,
Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais,
Fortaleza, 2013.

Área de Concentração: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais.

Orientação: Profa. PhD. Eunice Maia de Andrade.

Coorientação: Profa. Dra. Ana Célia Maia Meireles.

1. Ecologia. 2. Comunidade. 3. Fitoplâncton. 4. Qualidade de água. 5. Eutrofização. I. Título.

CDD 577

MERIVALDA DOROTEU DA SILVA

Dissertação submetida à avaliação no curso de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção de grau de Mestre.

Aprovado em: 14 de junho de 2013

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. PhD. Eunice Maia de Andrade
Universidade Federal do Ceará-UFC

Prof^a. Dr^a. Sandra Tédde Santaella
Universidade Federal do Ceará-UFC

Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias
Universidade Federal do Ceará-UFC

"Impossível é apenas uma grande palavra usada por gente fraca que prefere viver no mundo como está em vez de usar o poder que tem para mudá-lo. Impossível não é um fato, é uma opinião. Impossível não é uma declaração, é um desafio. Impossível é hipotético. Impossível é temporário. Impossível é nada."

Muhammad Ali

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Nivaldo e Méria, ao meu namorado Jackson e aos meus irmãos Nivalda e Leonardo, pessoas com quem posso contar com seu apoio e amor.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho não poderia ser realizado sem o apoio:

Primeiramente de DEUS, por sua imensa bondade, onde pôs em meu caminho diversas oportunidades e pessoas com quem pude contar em todo meu percurso;

Aos meus pais (Nivaldo e Méria) pelo seu amor, carinho e compreensão. Pelo apoio em momentos difíceis e sempre investiram e acreditaram em mim;

Ao Jackson pelo seu amor, carinho e compreensão nas horas mais difíceis e estressantes, um verdadeiro homem que sempre pude contar para qualquer momento;

Aos meus irmãos (Merielle, Merine e Nivalda) pessoas com quem sempre posso contar;

Aos meus sobrinhos (Leonardo, Nicole e João Luís), pelo entretenimento, momentos nos quais serviram para aliviar o estresse e pelo seus carinhos que me confortavam;

A minha tia Célia e aos meus avós Maria José (*in memorian*) e Luís Doroteu (*in memorian*) pelos momentos de carinhos e ensinamentos;

Ao Professor Elnatan, uma pessoa generosa e profissional maravilhoso, quem me iniciou no mundo científico e com toda sua paciência sempre soube repassar seus conhecimentos de uma forma como um pai ensina seu filho;

Aos meus amigos que foram minha família em Fortaleza: Alexandre, Clécia, Ivan e Naiane, pelas conversas e conselhos que levarei por toda a vida;

Ao Rondinely (ex-secretário do programa), pessoa que admiro e que sempre facilitou minha vida;

Ao grupo MASSA pela companhia e descontração na sala e nas coletas (Fernando, Luizinho, Lécio, Eveline, Gabriele, Cris, Amauri, Junior, Júlio, Jairo, Rafael);

Ao barqueiro seu Neném pela sua disponibilidade na realização das coletas;

Ao Pedro, pela ajuda nas identificações e contagens do fitoplâncton;

Ao laboratório de Planctologia da Engenharia de Pesca, pela realização das análises de fitoplâncton;

Ao professor Wladimir por ceder o laboratório de planctologia para realização das análises;

Ao laboratório de Química, em nome da professora Helena Becker, pela realização das análises físico-química;

A Professora Sandra Tédde Santaella por aceitar participar da banca e pela sua valiosa contribuição para a melhoria do presente trabalho;

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela oportunidade;

Aos professores do programa de Ecologia e Recursos Naturais pelos ensinamentos e suas aulas.

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

A Professora Eunice Maia de Andrade, pelos seus ensinamentos e sua valiosa orientação na dissertação

A Professora Ana Célia Maia Meireles pelos ensinamentos, paciência e por sua co-orientação na realização da dissertação

Aos colegas do grupo MASSA (Fernando, Ana Célia, Júnior, Júlio) e aos alunos do IFCE campus Iguatú pela coleta dos dados em campo

Ao Instituto Federal do Ceará (IFCE) campus Iguatu, pela estadia e a disponibilização do laboratório pela realização de algumas análises

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo concedimento da bolsa

RESUMO

O estudo foi realizado no reservatório Orós, localizado no estado do Ceará o qual está inserido na região semiárida brasileira. Esta pesquisa teve por objetivo estudar a comunidade fitoplanctônica e a variabilidade da qualidade das águas superficiais do reservatório Orós, entre os anos de 2008 à 2011, identificando a dinâmica das classes de maior frequência, bem como as espécies de cianobactérias mais abundantes existentes nessas águas e seu potencial de risco à saúde humana. Realizou-se em intervalo bimestral 17 campanhas de coleta em sete pontos do reservatório dos seguintes parâmetros limnológicos (Clorofila *a*; transparência; fósforo total; nitrato; temperatura e pH), perfazendo um total de 714 amostras (17 campanhas x 7 pontos x 6 parâmetros). As medidas de transparência, temperatura, bem como o pH foi realizada em campo, enquanto as demais amostras para análise foram coletadas diretamente na água a 30 cm de profundidade, acondicionadas em frascos previamente lavados e descontaminados (polietileno e vidro âmbar) e mantidas resfriadas em caixas térmicas até o local de análises. De acordo com os resultados as concentrações de clorofila aumentaram ao longo dos quatro anos de estudos, porém ainda se encontram em consonância com os padrões do CONAMA, que permite até $30\mu\text{g.L}^{-1}$ para a classe II. Observa-se o aumento das médias desse atributo com o tempo, enquanto que ocorre o oposto para a transparência. Com relação aos nutrientes, o fósforo possui um aumento gradativo, tendo uma leve queda em 2010, quando houve menor precipitação e conseqüentemente um baixo escoamento superficial, o mesmo pode-se observar para os valores de nitrato. A temperatura média da água esteve entre 28 °C e 30 °C, indicando que o Orós possui águas quentes, características de regiões semiáridas. Quanto aos valores de pH pode-se notar que sempre estiveram alcalinos, devido o solo deste ambiente ser rico íons de bicarbonato. A composição do fitoplâncton foi composta por chlorophyceae, cyanophyceae, bacillariophyceae, euglenophyceae, xantophyceae e zygnemaphyceae, destacando-se chlorophyceae com maior número de espécies e cyanophyceae apesar do número menor de espécies as quantidades de indivíduos foram sempre superiores aos indivíduos dos outros grupos. A frequência do grupo de

cianobactérias chegou entre 50 e 60% das amostras coletadas. Também foram realizadas as análises quantitativa e qualitativa do grupo de cianobactérias, sendo que este grupo foi o que predominou durante o período de estudo e o mais preocupante é que grande parte de seus indivíduos são potencialmente tóxicos. Pôde-se observar que as quantidades de células sempre foram superiores as quantidades estipuladas pela resolução CONAMA nº357/2005. Quando realizou-se a abundância das espécies de cianobactérias pôde-se observar que a espécie *Aphanocapsa sp.* foi mais abundante nos três primeiros anos, porém foi substituída em 2011 pela *Planktotrix agardhii*, sendo que ambas as espécies são consideradas pela literatura como potencial tóxico.

Palavras-chaves: Ecologia. Comunidade. Fitoplâncton. Qualidade de água. Eutrofização.

ABSTRACT

In the semiarid region of Brazil, in addition to water deficit, another serious problem of water availability is limiting water quality due to eutrophication, resulting from the use and occupation of space in the vicinity of water bodies and contributions in the areas of the reservoirs. This study was conducted at Oros reservoir in the state of Ceará which is inserted in the Brazilian semiarid region. This research aimed to study the variability of phytoplankton community and the quality of surface water reservoir Orós, between the years 2008 to 2011, identifying the dynamics of the class with the highest frequency and the most abundant species of cyanobacteria existing in these waters and their potential health risk humana. Para answer this question were performed in the range 17 bimonthly collection campaigns in seven points of the tank the following limnological parameters (chlorophyll a, transparency, total phosphorus, nitrate, temperature and pH), totaling 714 samples (17 campaigns x 7 x 6 points parameters). Transparency measures, temperature, and pH was performed in the field, while the other samples for analysis were collected directly in water 30 cm deep, placed in vials previously washed and decontaminated (polyethylene and amber glass) and kept refrigerated in coolers to the site analysis. According to the results of chlorophyll concentrations increased over the four years of study, but are still in line with the standards of CONAMA, which allows up to $30\mu\text{g.L}^{-1}$ to class 2. It is observed that the increase of the mean attribute with time, whereas the opposite happens for transparency. With respect to nutrients, phosphorus has gradually increased, with a slight decline in 2010, when there was less precipitation and consequently a low runoff, the same can be observed for the nitrate values. The average water temperature was between 28°C and 30°C , indicating that the Oros has warm waters, characteristics of semiarid regions. The values of pH may be noted that were always alkaline soil because this environment is rich in bicarbonate ions. The phytoplankton composition was composed by Chlorophyceae, Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, xantophyceae and Zygnemaphyceae, especially with larger Chlorophyceae and Cyanophyceae species despite the smaller number of species quantities of individuals were

always higher than the other groups of individuals. The frequency of the cyanobacteria group arrived between 50 and 60% of the samples collected. Were also carried out quantitative and qualitative analyzes of the cyanobacterial group, and this group was the one that prevailed during the study period and more worrying is that most of his subjects are potentially toxic. It was observed that the amounts of cells were always higher than the amounts stipulated by CONAMA Resolution N°. 357/2005. When there was the abundance of species of cyanobacteria could be observed that the species *Aphanocapsa* sp. was most abundant in the first three years, but was replaced in 2011 by *Planktotrix agardhii*, since both species are considered in the literature as potentially toxic. The diversity decreased over the years, inferring that this reservoir is in a state of eutrophication.

Keywords: Ecology. Community. Phytoplankton. Water quality. Eutrophication.

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para os parâmetros avaliados	52
Tabela 2.2	Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g. L}^{-1}$), encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.	56
Tabela 2.3	Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a transparência (DS, em m), encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.	60
Tabela 2.4	Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a fósforo total (mg. L^{-1}), encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.	65
Tabela 2.5	Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a nitrato (mg.L^{-1}) encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.	70
Tabela 2.6	Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a temperatura ($^{\circ}\text{C}$) encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.	73
Tabela 2.7	Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a pH, encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011	76
Tabela 3.1	Estatísticas descritivas dos grupos de frequência definidos pela análise de agrupamento.	96
Tabela 3.2	Espécies de fitoplâncton identificadas nas coletas realizadas durante quatro anos de estudos para o açude Orós.	98

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Localização da bacia do Alto Jaguaribe e do reservatório Orós e seus pontos de coletas.	47
Figura 2.2	Precipitação média mensal entre os meses fevereiro de 2008 a novembro de 2011 no posto pluviométrico do município de Iguatu.	48
Figura 2.3	Açude Orós, pontos de coleta com detalhe das características predomeintante em cada ponto no período de 2008 a 2011	50
Figura 2.4	Valores médios e máximos das concentrações de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$) durante os quatro anos de pesquisa.	53
Figura 2.5	Valores de transparência (m) das águas do açude Orós durante os quatros anos de estudos.	
Figura 2.6	Médias de transparência (m) encontrada durante os quatro anos de pesquisa referente aos valores médios encontrados de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$).	61
Figura 2.7	Colorações das águas do açude Orós encontradas ao longo do percurso de coletas	62
Figura 2.8	Valores encontrados para fósforo total (mg.L^{-1}) nas águas do reservatório Orós para os quatro anos de estudos.	64
Figura 2.9	Valores encontrados de nitrato (mg.L^{-1}) durante os quatro anos de pesquisa para as águas do reservatório Orós.	68
Figura 2.10	Diagrama em caixas múltiplas dos valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) da água durante os quatro anos de pesquisa.	71
Figura 2.11	Valores encontrados para o pH das águas do reservatório Orós durante os quatro anos de pesquisa.	74
Figura 3.1	Localização da bacia do Alto Jaguaribe e do reservatório Orós e seus pontos de coletas	87

Figura 3.2	Precipitação total entre os meses fevereiro de 2008 à novembro de 2011 nos postos pluviométricos das cidades no entorno do açude Orós, Ceará.	88
Figura 3.3	Área urbana no entorno do açude Orós e atividades antrópicas realizada no referido açude dando destaque a piscicultura.	88
Figura 3.4	Frequência dos grupos de fitoplâncton identificados nas águas do reservatório Orós durante os quatro anos de pesquisa.	91
Figura 3.5	Atividades de uso do solo encontradas no entorno do reservatório Orós.	92
Figura 3.6	Distribuição temporal da frequência dos três grupos de fitoplacton predominantes nas entradas de água do açude Orós.	93
Figura 3.7	Dendrograma da frequência das classes de fictoplancton presentes nas águas de entrada do açude Orós (2008-2011).	95
Figura 3.8	Quantidade de células de cianobactérias contadas para as águas do Orós no ano de 2008 a 2011.	103
Figura 3.9	Abundância relativa de espécies de cianobactérias durante os quatro anos de pesquisas.	105

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1.....	18
1. 1 Introdução geral.....	18
1.2 Objetivo.....	20
1.2.1 Objetivos específicos.....	20
1.3. Revisão de literatura.....	21
1.3.1 Qualidade das águas e suas legislações.....	21
1.3.2 Reservatórios artificiais.....	22
1.3.3 Eutrofização.....	23
1.3.4 Fitoplâncton.....	28
1.3.5 Cianobactérias e suas toxinas.....	29
1.3.5.1 <i>Anabaena circinalis</i> Rabenhorst ex Bornet et Flahault (1888).....	31
1.3.5.2. <i>Cylindrospermopsis raciboskii</i> (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju (1972).....	32
1.3.5.3. <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kutz). Kutz (1846).....	33
1.3.5.4. <i>Planktotrix agardhii</i> (Gomont) Komárek; <i>Anagnostidis</i> (1988).....	33
REFERÊNCIAS.....	34
CAPÍTULO 2: Fatores determinantes da dinâmica da qualidade das águas em um reservatório de clima semiárido, Brasil.....	42
RESUMO.....	43
ABSTRACT.....	44
2.1. Introdução.....	45
2.2. Material e métodos.....	46
2.2.1. Descrição da área de estudo.....	46
2.2.2. Coletas, Amostragens e Análises.....	51
2.3 Resultados e discussão.....	52
2.3.1. Clorofila a.....	52
2.3.2. Transparência.....	55
2.3.3. Nutrientes	62
2.3.3.1. Fósforo total.....	62
2.3.3.2 Nitrato.....	67
2.3.4 Temperatura da água.....	71

2.3.5. <i>pH</i>	74
2.4 Considerações finais.....	77
2.5 Referencias bibliográficas.....	77
CAPÍTULO 3: Composição fitoplanctônica de um reservatório no semiárido nordestino.....	82
RESUMO.....	83
ABSTRACT.....	84
3.1 Introdução.....	85
3.2 Material e métodos.....	86
3.2.1. <i>Localização da área</i>	86
3.2.2. <i>Análise fitoplanctônica</i>	88
3.3 Resultados e discussão.....	90
3.3.1 <i>Composição do fitoplâncton</i>	90
3.3.2. <i>Quantidades de células de cianobactérias</i>	102
3.4 Considerações finais.....	106
3.5 Referencias bibliográficas.....	106

CAPÍTULO 1

1.1 Introdução geral

A água é um bem indispensável para todos os organismos vivos. Em todo o planeta 70% da água doce estão nas calotas polares, 29% encontram-se na forma líquida, 96% desta estão no subsolo e apenas 4% da água doce encontram-se facilmente disponível na superfície. Visto a pequena disponibilidade de água para o consumo humano frente às outras formas de água existentes, a avaliação da real disponibilidade hídrica é um tema relevante e atual, com importância para seus diversos usos (BARBOSA *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2010).

A disponibilidade de água deve considerar tanto os aspectos quantitativos quanto os aspectos qualitativos, uma vez que água poluída é água indisponível (ARAÚJO, 2011). Mesmo com fatores que causam a poluição das águas, assim afetando sua qualidade, ainda há problemas devido às secas, tornando o acesso à água ainda mais restrita para populações que habitam as áreas secas do mundo. Existem comunidades em que a água está inacessível ou está poluída, apresentando parâmetros de qualidade não aceitáveis pela Organização Mundial da Saúde (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2006), como é o caso de populações que vivem em ambientes semiáridos.

Os ambientes semiáridos são caracterizados pela irregularidade da precipitação de chuvas no tempo e no espaço e altos índices de evapotranspiração (ANDRADE *et al.*, 2010). Os rios encontrados nesses ambientes, em sua maioria, são intermitentes, rios que fluem apenas em períodos chuvosos. Com isso, as populações que vivem nessas localidades convivem com a escassez hídrica. O nordeste brasileiro tem grande parte de sua área incluída no ambiente semiárido, existem localidades em que não se tem acesso à água.

Em 1890 o governo Imperial autorizou a construção do primeiro reservatório brasileiro, o açude Cedro, este localizado no município de Quixadá, servindo para amenizar os problemas da escassez, visto que entre os

anos de 1877 a 1879 houve uma grande seca no Estado do Ceará (BRASIL, 2012). Reservatórios, também chamados de açudes no Nordeste brasileiro, são lagos artificiais, os quais represam os rios, para que haja acúmulo de água. Primeiramente eles foram construídos para minimizar a escassez de água para consumo humano, causada pela seca, mas atualmente eles são utilizados, também, para diversos usos, como a piscicultura, indústria, irrigação e recreação.

Ecologicamente, os reservatórios são sistemas aquáticos lênticos, considerados ainda, ecossistemas artificiais que modificam os ecossistemas naturais. Neles há uma entrada de águas dos rios, ecossistemas aquáticos lóticos, com maiores quantidades de nutrientes, sólidos suspensos e organismos, havendo poucas saídas dos mesmos. Lamperelli (2004) salientou que o aporte excessivo de nutrientes ao ambiente proporciona eutrofização das águas superficiais, afetando os múltiplos usos deste recurso.

A eutrofização é um processo biológico natural, que anteriormente às práticas antrópicas levariam uma escala de tempo geológica para que as águas chegassem a estado de trofia em que se encontram. A forma como os recursos naturais estão sendo explorados, conduz a um acúmulo de nutrientes nos corpos hídricos, criando um ambiente propício para o aumento de determinados indivíduos. Contudo, nos dias atuais, este processo tem sofrido elevada aceleração devido às intensas práticas existentes no entorno dos reservatórios. O grande aporte de nutrientes despejados nas águas de reservatórios é apontado como o principal responsável pela eutrofização, também denominada eutrofização cultural (DIMBERG *et al.*, 2012; HEN *et al.*, 2011).

Desta forma, de acordo com a literatura, eutrofização corresponde ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, tendo como resultado o aumento da produtividade primária, modificando assim, as comunidades biológicas existentes (TUNDISI, 2003; THOMAZ; BINI, 1999; ESTEVES, 1998; MARGALEF, 1983; WETZEL, 1983; HUTCHINSON, 1957).

No caso do semiárido brasileiro, um dos mais graves problemas de qualidade da água é o acelerado processo de eutrofização (EKHOLM; LEHTORANTA, 2012) e, a principal causa histórica de eutrofização dos

pequenos açudes tem sido o acesso permissivo do gado à bacia hidráulica (ARAÚJO, 2011; FIGUEREDO *et al.*, 2007). O aporte de nutrientes proporciona o aumento da biomassa fitoplanctônica. Dentro desta biomassa são encontrados fitoplâncton potencialmente tóxicos como as cianobactérias, que podem causar riscos à saúde pública (BRANDÃO; DOMINGOS, 2006; CARMICHAEL *et al.*, 2001; CARNEIRO; LEITE, 2008; MANKIEWICZ *et al.*, 2003). Uma das principais características da eutrofização é a dominância de determinados indivíduos, assim diminuindo a diversidade local.

Esta pesquisa ocorreu no reservatório Orós, o segundo maior do estado do Ceará. Foi analisada a composição fitoplanctônica, bem como o estudo sobre a diversidade e riqueza do mesmo, assim podendo inferir o grau de trofia deste corpo hídrico, auxiliando no direcionamento no manejo do uso do solo do entorno do Orós para que se amenizem as entradas excessivas de nutrientes, impedindo as florações de fitoplâncton e impactos ecológicos nesse ecossistema de grande importância.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Estudar a comunidade fitoplanctônica e a variabilidade da qualidade das águas superficiais do reservatório Orós, entre os anos de 2008 à 2011, identificando a dinâmica das classes de maior frequência, bem como as espécies de cianobactérias mais abundância existente nessas águas e seu potencial de risco à saúde humana.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar os aspectos limnológicos do reservatório Orós, identificando se as entradas de nutrientes estão comprometendo a qualidade de água;
- Identificar a comunidade fitoplanctônica que compõem as águas do açude Orós;

- Quantificar e qualificar as espécies de cianobactérias de acordo com a resolução CONAMA n°357/2005;
- Identificar na literatura se as espécies de cianobactérias encontradas no açude Orós possuem potencial tóxico.

1.3 Revisão de literatura

1.3.1 Qualidade das águas e suas legislações

Tratando-se de legislações que venham a fornecer uma segurança para o consumo de água de qualidade podemos ter como referência internacional a lei que surgiu em 1948 nos Estados Unidos, a qual foi a primeira lei para o controle da poluição das águas, a chamada Federal Water Pollution Control Act. Posteriormente a esta primeira lei surgiu com rigor o Clean Water Act (CLEAN WATER ACT, 1972), uma legislação americana que foi promulgada pelo Congresso norte-americano visando estabelecer proteção as águas da nação, nos quais implementam e fazem cumprir estas leis (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2012).

Posteriormente a formação dessa legislação surgiu um método realizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, o Total Maximum Daily Load (TMDL) que constitui uma ferramenta para avaliar problemas relacionados à qualidade de uma bacia hidrográfica, considerando as fontes pontuais e difusas. Ele determina a quantidade máxima de determinados poluentes em que o corpo hídrico poderá receber sem que ultrapasse os limites da legislação (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2001; 2012).

No Brasil ao se tratar de qualidade de água existe a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que tem por objetivo fornecer água de qualidade e quantidade adequada para as populações, proporcionar o incentivo do uso racional e integrado das águas; promover a prevenção e a defesa contra os eventos hidrológicos críticos tanto de origem natural ou antrópica (BRASIL, 1997). Posteriormente ao início da PNRH, novas legislações sobre a qualidade dos recursos hídricos foram formuladas, tal como o CONAMA n°357/2005 que classificou a água de acordo com seu uso. Águas destinadas

ao consumo humano foram chamadas de Classe do tipo I (BRASIL, 2005), sendo que parâmetros presentes nesse ecossistema tiveram seus limites definidos, como o fósforo total e nitrogênio. Apesar de estes dois nutrientes serem encontrados provenientes da natureza, eles podem ser fornecidos também pelas atividades antrópicas, aumentando a sua disponibilidade no meio. Tanto fósforo quanto o nitrogênio auxiliam na divisão celular de organismos fitoplanctônicos, componentes analisados na clorofila. Com isso as quantidades de clorofila a passou a possuir um limite determinado por esta resolução, pois este parâmetro consiste na densidade de fitoplâncton, um dos beneficiados com a grande disponibilidade de fósforo e nitrogênio.

Uma nova portaria foi criada pelo Ministério da Saúde (MS) em 2011, a portaria nº2914 de 12 de dezembro de 2011, a qual vem dispor sobre o controle de qualidade de água no Brasil destinado ao consumo humano (BRASIL, 2011).

1.3.2 Reservatórios artificiais

Reservatórios conhecidos como açudes são ecossistemas artificiais, dinâmicos e complexos, criados pelo homem através do barramento de rios, que tem como finalidade armazenamento e fornecimento de água. São considerados ambientes de transição, de ambientes lênticos, no caso dos rios, para ambientes lóticos, como lagos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Devido à reserva de água e sua disponibilidade pelos rios estarem comprometidas para as populações locais e a produção regional, foram realizadas os barramento de rios, dando início as construções de reservatórios (BRASIL, 2005). De acordo com os estudos de Dantas *et al.* (2011) as construções de reservatórios artificiais de água aconteceram para amenizar os problemas oriundos da seca, devido à irregularidade do período chuvoso e baixos índices pluviométricos, em ambientes semiáridos onde os solos são desfavoráveis para o armazenamento de água.

Apesar do principal objetivo das construções de açudes serem a disponibilidade hídrica em ambientes com problemas de falta de água, Bufon *et al.* (2009) enfatiza que atualmente eles possuem outras funções como: agricultura irrigada, piscicultura, recreação e indústria. A utilização destes

ecossistemas é de grande vantagem economicamente e socialmente para os indivíduos que vivem próximo aos açudes, gerando emprego e renda as comunidades locais.

Agostinho *et al.* (1994) salientam que, apesar da grande vantagem na construção destes açudes, não há apenas o lado positivo. O barramento de rios modifica toda a estrutura ecológica do local, modificando a diversidade e riqueza do ambiente, favorecendo o desenvolvimento em grandes proporções de determinados indivíduos e ocorrendo o inverso com outros. A estrutura ecológica de rios barrados também se altera. Em determinadas épocas do ano a água barrada fica residente no reservatório por vários dias, assim diminuindo os níveis de água à montante prejudicando os indivíduos que ali se encontram (COSTA; DANTAS, 2012).

Outro fator preocupante é entrada de água dos rios nos açudes e o tempo de retenção destas. Estudos realizados por Carvalho (1994) e Coiado (2001) afirmam que as águas dos rios carregam sedimentos e com o tempo de retenção maior nos reservatórios, eles acumulam-se causando o assoreamento deste ecossistema.

Se tratando ainda de problemas referente aos açudes, um dos fatores mais preocupantes atualmente é a qualidade de água dos mesmos. Com as intensas atividades antrópicas, como a agricultura, pecuária, piscicultura, indústrias e esgotos residenciais, bem como o manejo inadequado do solo no entorno destes reservatórios, a principal consequência é a eutrofização das águas. Com a qualidade da água comprometida, as populações que ali moram são as principais prejudicadas por utilizarem diretamente águas poluídas (AMARAL *et al.*, 2003; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

1.3.3 Eutrofização

O processo de eutrofização se dá pela grande disponibilidade de nutrientes, sejam ele fósforo ou nitrogênio. Ambos nutrientes mencionados fazem parte do processo de divisão celular de organismos fitoplanctônicos (ESTEVES, 2011). De acordo com Smith (2006) o crescimento acelerado da comunidade fitoplanctônica causa o aumento da frequência de florações de algas e cianobactérias, pois eles necessitam de nutrientes e energia solar

(SMITH, 1979). O incremento destes nutrientes vem sendo disponibilizado em grandes escalas principalmente pelo aumento das populações e suas necessidades (FREITAS *et al.*, 2012; MOLICA *et al.*, 2005).

A população humana vem aumentando substancialmente com o passar do tempo, no Brasil segundo o censo realizado em 2010, a população brasileira é composta por 190.732.694 habitantes, sendo que as populações urbanas obtiveram um salto de 81,25%, entre o censo de 2000 e 84,25% em 2010 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011). Com o aumento expressivo da população, houve uma ampliação da produção agrícola, industrial e aumento da construção de reservatórios para o abastecimento público (RYDING; RAST, 1992). Tratando-se de populações das zonas urbanas, também houve um crescente número dos resíduos produzidos, tanto pelas intensas atividades mencionadas, quanto pela ocupação desordenada no meio urbano. Segundo Abdel-Raouf *et al.* (2012) os resíduos produzidos por estas atividades podem causar sérios riscos a disponibilidade hídrica tanto em aspectos qualitativos e quantitativos, não apenas no Brasil mas em várias partes do mundo.

O acelerado processo de eutrofização tem preocupado, pois o tempo para que o estado trófico de um corpo hídrico modifique, de oligotrófico para eutrofizado está diminuindo devido às intensas atividades humanas (CARPENTER *et al.*, 1998; LAMPARELLI, 2004; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A qualidade da água em muitas regiões revela o descaso do tratamento dos resíduos produzidos pelas atividades antrópicas, bem como o manejo inadequado dos recursos pelas ações realizadas. O manejo inadequado dos corpos hídricos resulta no enriquecimento dos mesmos por nutrientes levando este ambiente à eutrofização (MATSUZAKI *et al.*, 2004). O estado trófico dos corpos hídricos modifica com o passar do tempo, sendo que estas modificações podem ocorrer naturalmente. Um exemplo de fatores naturais que influenciam na qualidade das águas está nos estudos de Furlan *et al.* (2009), nos quais explanam que alguns fatores como a cobertura vegetal, topografia, geologia, a área que constitui o entorno da bacia hidráulica do reservatório podem influenciar na qualidade dessas águas.

Segundo Hutchinson (1957) o processo de eutrofização das águas é utilizado para indicar um aumento na produtividade primária daquele ambiente associada ao aumento da disponibilidade de nutrientes. Porém a eutrofização pode ocorrer devido influências antrópicas, esta sendo denominada de eutrofização cultural ou artificial, sendo as principais atividades responsáveis pelo aporte de nutrientes a pecuária, as descargas de efluentes domésticos e industriais (sem tratamento ou com tratamento insuficiente), piscicultura e agricultura intensiva (FROTA JÚNIOR *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2002)

Tratando-se de pecuária Merten e Minella (2002) mostraram que a exploração intensiva de animais no entorno dos reservatórios comprometem a qualidade das águas. Os referidos autores apontam que a criação de suínos foi a principal fonte poluidora dos corpos hídricos de Santa Catarina. Produtos utilizados no sistema de criação destes animais são ricos em nitrogênio, fósforo e potássio. Os autores ainda mostram que a utilização dos dejetos desses animais como fertilizantes orgânicos também contribuem com a contaminação dos recursos hídricos, tendo em vista que as quantidades aplicadas forem superiores a capacidade de suporte dos solos e plantas em absorverem os nutrientes, com consequente escoamento para os ambientes aquáticos.

Em estudos realizados na microbacia hidrográfica de Ribeirão Cochim na cidade de São Carlos, São Paulo por Primavesi *et al.* (2000) observaram que apesar de haver uma atividade intensiva da pecuária o impacto desta atividade na qualidade das águas deste reservatório pareceu menor que o despejos de esgotos das áreas urbanizadas dos estabelecimentos rurais. Esteves (2011) menciona ainda que os produtos de limpeza domésticos utilizados, como detergentes, após a segunda guerra mundial, aumentaram os casos de eutrofização em ambientes lacustres. Outro fator de eutrofização dos corpos hídricos, ocasionados pela urbanização, é lançamento de excrementos humanos nas águas sem tratamento, pois existem altas concentrações de fósforo e nitrogênio (ESTEVES, 2011).

Pesquisa realizada por Njenje *et al.* (2010) mostram que a eutrofização em boa parte de lagos localizados na África Sub-Subsariana (ASS) se dá pelas entradas de nutrientes provindo de efluentes domésticos. Neste mesmo estudo, os autores mostram que estudo realizado pelo Ministério da Água e Ambiente de Uganda informou que os grandes centros urbanos

contribuem com 72% da carga de poluição do Lago Vitória. Outro lago na ASS que tem sofrido com elevadas entradas de nutrientes é o Lago McIlwaine, em que tem como fonte principal de poluentes o aumento de efluentes domésticos, sendo que isto tem resultado águas hipereutróficas.

Outra atividade considerada como uma das principais causadoras de eutrofização dos corpos hídricos, apesar de recente é a piscicultura. Com o aumento expressivo da população houve uma necessidade do aumento da produção pesqueira, onde estimulou a introdução de organismos para cultivo, incluindo peixes exóticos (GURGEL; OLIVEIRA, 1987). Estudo realizado por Macedo e Tavares (2010) mostra que a criação de peixes está relacionada com o acelerado processo de eutrofização de corpos receptores, devido às descargas de nutrientes provindos destes viveiros de criação. Os autores em questão mencionam que a qualidade da água está relacionada ao manejo dos tanques, como: calagem, adubação e limpeza, bem como a composição do alimento exógeno. Outro fator que auxilia o processo de eutrofização pela piscicultura, são as rações oferecidas, pois o excesso da mesma é convertido pela ação de microorganismos em gás carbônico, amônia, fosfatos e outras substâncias dissolvidas. Matsuzaki (2004), quando estudou a comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo, observou um crescente número de viveiros, e apesar de ser economicamente importante há uma falta de controle desses ambientes, nos quais há uma preocupação na qualidade dos peixes comercializados. Neste mesmo estudo, os autores identificaram elevadas concentrações de fósforo, um dos nutrientes limitantes para alguns organismos fitoplanctônico, isso se deve ao intenso fornecimento de ração para os animais, rica neste nutriente.

Além das atividades mencionadas anteriormente, as atividades agrícolas também influenciam na aceleração do processo de eutrofização dos reservatórios, pois são responsáveis pelas principais fontes de fosfatos e nitratos (ALEXANDRE *et al.*, 2008; ESTEVES, 2011; KATSUÓKA, 2001) uma vez que os solos que fazem parte do entorno de rios, reservatórios ou lagos são manejados de forma incorreta. O desmatamento é primeiro passo para que haja uma plantação ou criação de animais no ambiente, constitui-se no passo inicial para a degradação das águas, pelo fato do solo está sem proteção vegetal, causando assim a erosão e o deflúvio superficial, transportando os

sedimentos para os corpos hídricos (CARVALHO *et al.*, 2000; MERTEN; MINELLA, 2002). Estudo realizado por Bennet *et al.* (1999) mostram que os fertilizantes utilizados em culturas de milho foi a principal entrada de fósforo total no lago de Mendota, localizado em Dany, nos Estados Unidos. Os fertilizantes contribuíram com 54,3% das entradas de fósforo total na bacia hidrográfica do referido lago. Porém em conjunto com suplementos alimentares, em que utilizavam para o gado leiteiro as entradas de fósforo nas águas interiores do lago somavam 95,3%.

As altas temperaturas segundo Esteves (2011) auxiliam na disponibilidade de nutrientes nas águas, com isso influenciam no desenvolvimento desses organismos. A intensa radiação solar é de suma importância para o desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos, tendo em vista que a radiação solar permite atividade fotossintética (REYNOLDS, 2006). O mesmo autor menciona uma elevada intensidade de radiação solar permite ainda que estes organismos fixem carbono e absorvam os nutrientes disponíveis. Chellapa *et al.* (2007) e Costa *et al.* (2009) identificaram que as altas temperaturas influenciaram no aumento da biomassa do fitoplâncton em águas de reservatórios localizadas no estado do Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro.

Intensas atividades fotossintéticas por parte do fitoplâncton fazem com que haja um aumento do pH das águas, tornando-as alcalinas. Isto foi observado nos estudos de Barbosa *et al.* (2012), quando estudou os aspectos limnológicos no semiárido brasileiro. Porém estudo realizado por Von Sperling (2008) comparando dois reservatórios em ambientes distintos, sendo um o reservatório Vargens das Flores em Minas Gerais e o segundo o reservatório Gavião localizado em Fortaleza, mostrou que o pH das águas do reservatório Gavião são alcalinas devido a influência da composição do solo. Estudos realizados por Leprum (1983 *apud* BABOSA, 2006), quando estudou 304 açudes do estado Ceará, todos os reservatório foram considerados com águas alcalinas devido a influência da composição do solo deste ambiente, o qual é rico em bicarbonato de cálcio.

Segundo Ferrão-Filho (2009) uma das características de um reservatório eutrofizado é a diminuição da diversidade no ecossistema, com a predominância de um determinado grupo de algas. Para acompanhar a

evolução trófica das águas Carlson (1977) formulou o índice do estado trófico para ambientes temperados, com ele pode-se conhecer o grau de trofia do corpo hídrico e direcionar o manejo para aquele ambiente, porém este índice foi formulado para ambientes temperados. Toledo Jr. (1984) modificou o índice inicial para ambientes tropicais, pois assim pode-se inferir mais precisamente o grau de trofia dos corpos hídricos nesses ambientes, onde está inserido o objeto de estudo desta dissertação.

1.3.4 Fitoplâncton

A grande disponibilidade de nutrientes faz com que haja uma proliferação de organismos fitoplanctônicos, causando assim o processo de eutrofização das águas, que resulta no predomínio de determinadas classes desses organismos microscópicos.

A descoberta do plâncton, segundo Esteves (2011), aconteceu por um fisiologista chamado Johannes Muller no século XIX, ao filtrar água do mar em uma malha fina, porém quem denominou esta comunidade microscópica foi o fisiologista Viktor Hensen em 1887, o qual chamou "plâncton" e a definiu como um conjunto de organismos não possuidores de movimentos próprios.

Fitoplâncton são organismos que vivem na coluna d'água e fazem parte da base da cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos, são os principais responsáveis pela emissão de O₂ atmosférico, através da realização da fotossíntese (BICUDO; BICUDO, 1970). Existem algumas condições que contribuem para o controle do fitoplâncton, sendo os mais determinantes a energia solar e nutrientes (PHILOMENO, 2007; SMITH, 1979).

Cao *et al.* (2011) estudaram a proliferação de algas no maior reservatório do mundo, localizado na China, o Três Gargantas, onde observaram que a proliferação de algas ou seus *blooms* estavam correlacionados com a temperatura da água e de determinadas quantidade de incidência solar, se a incidência ultrapasse o limite que a alga pudesse absorver o resultado seria sua fotoinibição, como mencionado por Esteves (2011).

Entradas de elevadas quantidades de nutriente (podendo ser estes o fósforo ou nitrogênio) no ambiente, alguns grupos podem aumentar

substancialmente sua biomassa, ocorrendo os chamados *blooms*, ou seja, seu crescimento e predomínio rápido naquele ecossistema. O aumento destes organismos nos ecossistemas aquáticos pode levar a diminuição da transparência, afetando os animais que necessitam da visão para encontrar suas presas, a diminuição do oxigênio dissolvido causando a hipóxia do ecossistema culminando com a morte de inúmeros organismos, diminuindo assim a diversidade do ecossistema (ATTAYDE *et al.*, 2007; CARMICHAEL *et al.*, 2001). Pesquisa realizada por Lv *et al.* (2011) em 15 lagos na China, mostrou que houve correlações positivas em relação ao aumento da biomassa de algas e a maior disponibilidade de nutrientes nestes ecossistemas.

A medição de clorofila *a*, é outra forma de avaliação do estado trófico das águas, ela está entre um dos parâmetros avaliados e calculados no índice do estado trófico formulado por Carlson (1977). São importantes economicamente, existindo alguns grupos de fitoplâncton utilizados em estudos pioneiros em biodiesel de microalgas e como suplemento alimentar. A clorofila faz parte dos principais atributos com relação a qualidade de água. Segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é permitido o máximo de $30\mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila nas águas da classe do tipo II (BRASIL, 2005), pois a concentração de clorofila *a* está diretamente relacionada com as quantidades de fitoplânctons presentes nas águas.

Em ecossistemas de água doce esses organismos comportam-se de forma variável dependendo do pH, temperatura, oxigênio dissolvido, disponibilidade de fósforo e nitrogênio, transparência da água, bem como a intensa atividade herbívora causada por zooplâncton e outros animais.

1.3.5 Cianobactérias e suas toxinas

Um dos grupos de maiores preocupações, tratando-se de qualidade de água são as cyanophyceae ou cianobactérias devido às toxinas produzidas. São organismos procariotos e fotossintetizantes, com seu DNA disperso no citoplasma, características das bactérias, são semelhantes a bactérias gram-positivas. Devido a sua história evolutiva, datada do pré-cambriano, elas são capazes de colonizar diversos habitats, como ambientes salinos (mares), salobros e de água doce. Também são termotolerantes, capazes de sobreviver

a temperaturas extremas, vivendo em águas termais e águas congeladas (KOMÁREK, 2006).

Podem formar colônias ou mesmos serem unicelulares, apresentam bainha de mucilagem que lhes conferem uma melhor flutuação. Esta adaptação auxilia estes organismos a estarem presentes na superfície aquática ou em camadas mais inferiores, dependendo das condições limnológicas do ambiente. Este tipo de adaptação lhes confere serem fortes competidores em todo o perfil da coluna d'água. Outro tipo de adaptação são formações de acinetos, células vegetativas que se diferenciam para formar novos indivíduos, também podem formar esporos de resistência que podem ficar adormecidos por vários anos (CHONUDOMKUL *et al.*, 2004; KOMÁREK; MARES, 2012).

Os heterócitos são células diferenciadas que auxiliam os indivíduos de cianobactérias a fixarem nitrogênio. Devido a este tipo de célula, as espécies fixadoras de nitrogênio atmosférico conferem uma vantagem a mais, frente aos outros grupos de algas. Com o auxílio do heterócito na fixação de nitrogênio molecular implica-se que este não é seu nutriente limitante, com isso a grande disponibilidade de fósforo no meio pode ocasionar o aumento da biomassa desses organismos resultando em florações. A produção de metabólitos secundários realizadas por este grupo, pode se configurar como uma estratégia de sobrevivência, assim evitando a herbivoria pelo zooplâncton, seu principal predador (REVIERS, 2006).

Um estudo de revisão realizado por Carmichael(1992) aborda sobre os metabólitos secundários das cianobactérias, que são conhecidos por cianotoxinas. O referido autor ainda aponta as formas de cianotoxinas encontradas, que se dividem em: neurotoxinas, estas representadas pela anatoxina que são reagentes pós-sinápticos colinérgicos e bloqueadores neuromusculares; e anatoxina-a(s) sendo uma neurotoxina de organofosfato; saxitoxinas, esta sendo mais conhecida em ambientes marinhos, devido ao produto dos dinoflagelados conhecido por maré vermelha, ela pode ocasionar paralisção. Outro tipo de toxina são as hepatotoxinas representadas pelas cilindrospermopsinas, microcistinas e nodularinas. São promotoras de tumores e perturbam a função e estrutura do fígado, ocorrendo hemorragias e paradas respiratórias.

Pesquisa realizada por Ferrão-Filho (2009) além de abordar sobre os tipos de cianotoxinas, ele menciona em seu estudo a bioacumulação destes metabólitos, bem como os seus efeitos. Em que confirmam as pesquisas de Carmichael (1992) em que mostra os sintomas produzidos pela contaminação destas toxinas. Pesquisa realizada por Panosso *et al.* (2007) mostram a proliferação de cianobactérias em cinco açudes do Rio Grande do Norte, em que foram identificadas cepas de cianobactérias tóxicas. O referido estudo indicou a espécie de peixe *Oerochromis niloticus* (tilápia do Nilo) como filtrador de águas contaminadas por cianotoxinas, porém a mesma pesquisa menciona cuidados com a bioacumulação das toxinas em tecidos e organismo deste peixe. Orihel *et al.*(2012) identificaram contaminação nas águas de 246 corpos de água no Canadá com microcistina. As quantidades de microcistinas identificadas foram superiores em 14% ao permitido pelas diretrizes canadenses que estipulou $1,5\mu\text{g.L}^{-1}$.

Com relação às florações de cianobactérias devido a produção de toxinas, atualmente a resolução CONAMA nº357/2005 estipula que as águas tenham o máximo de 50.000 células/L de cianobactérias nos corpos hídricos, reservatórios em que este número seja superior terá que realizar bioensaios para conhecer se aquela floração é tóxica (MOLICA; AZEVEDO, 2009; WATANABE; OISHI, 1985). Estas toxinas são bioacumulativas, caso o indivíduo não entre em contato diretamente com estes compostos eles podem ingeri-los a partir da bioacumulação da cadeia trófica. Mesmo que entrem em contato direto os sintomas da intoxicação, dependendo das quantidades diárias ingeridas, podem surgir anos depois. A seguir a descrição de algumas espécies mais encontradas e formadoras de florações.

1.3.5.1 *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet et Flahault (1888)

O gênero *Anabaena* foi descrita primeiramente por Bory ex Born. Flash em 1888, pertence à ordem Nostocales segundo Komárek e Anagnostidis (1989). São organismos filamentosos possuidores de células diferenciadas como acinetos e heterocistos que auxiliam na fixação de nitrogênio (N_2) (KOMÁREK; ZAPOMELOVÁ, 2007). A maior preocupação deste gênero é que algumas espécies podem produzir uma variedade de toxinas

como neurotoxinas (anatoxina), saxitoxina e microcistinas (ARAÓZ *et al.*, 2010; CARMICHAEL, 1992).

Segundo Komárek e Zapomelová (2007) *Anabaena circinalis* possui distribuição cosmopolita com exceções a regiões subpolares. São conhecidas grandes populações na Europa, América do Sul e Austrália. Estão presentes em águas eutrofizadas e havendo ambiente propício são capazes de formar florações.

As florações desta espécie de cianobactéria podem produzir toxinas como foi mencionado nos estudos de Molica *et al.* (2005), em que a referida espécie foi produtora de hepatotoxina e neurotoxina, sendo encontradas em águas de reservatórios localizado no semiárido brasileiro (Pernambuco).

1.3.5.2. *Cylindrospermopsis raciboskii* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju (1972)

O gênero *Cylindrospermopsis* está inserido na ordem Nostocales. A primeira descrição da espécie *Cylindrospermopsis raciboskii* foi realizada por Seenayya e Subba Raju (1972) após uma longa discussão sobre esta espécie. Estava anteriormente inserida na ordem Anabaenopsis, que fora descrita anteriormente por Mileler (1923), a espécie era conhecida por *Anabaenopsis raciboskii*.

Quanto a sua morfologia são indivíduos que se apresentam com tricomas retos ou espiralados. Em sua maioria possuem acinetos terminais. O fator de maior preocupação são as florações dessas espécies por possuírem indivíduos capazes de produzir toxinas. Algumas toxinas encontradas nessas espécies são as cilindrospermopsina (hepatotoxina) e saxitoxinas (AZEVEDO *et al.*, 2002; CARMICHAEL, 1992). São encontradas em vários estágios de sucessão dos reservatórios, desde águas oligotróficas à eutróficas.

Estudos realizados por Lagos *et al.* (1999) mostraram evidência de produção de neurotoxina que paralisava os músculos de peixes à partir de bioensaios realizados em camundongo. A ingestão destas toxinas nos animais (camundongos) foi letal, tendo em vista que as estas cepas foram coletadas em águas de açude de São Paulo.

1.3.5.3. *Microcystis aeruginosa* (Kutz). Kutz (1846)

São espécies coloniais, sendo estas encontradas em tamanho micro ou macroscópico e possuem aerótopos (vacúolos de gás). Pertence a ordem Chroococcales. Não são capazes de fixar nitrogênio atmosférico, sendo que este nutriente deverá obrigatoriamente estar presente em formas assimiláveis como NH_4^+ ou NO_3^- . As colônias destas espécies possuem um envoltório mucilaginoso e hialino (SANT'ANA; AZEVEDO, 2004).

Possuem distribuição cosmopolita. A maior preocupação desta espécie é que são produtoras de hepatotoxinas (microcistinas) (ARAÓZ *et al.*, 2010; CARMICHAEL, 1992; WANTANABE; OISHI, 1985) . Esta toxina foi a causa de morte de pacientes de hemodiálise na cidade de Caruarú (Pernambuco) após tratarem-se com água contaminada, segundo os estudos realizados por Carmichael *et al.* (2001), este fato também foi relatado em pesquisas de Azevedo *et al.* (2002).

1.3.5.4. *Planktotrix agardhii* (Gomont) Komárek; Anagnostidis (1988)

Esta espécie é composta por indivíduos com tricomas solitários (filamentosas) em linha reta e ligeiramente atenuada. Suas células são mais curtas que largas, possuem aerótopos. Em estudos anteriores foi classificada como *Oscillatoria agardhii* (POULÍVCKOVÁ *et al.*, 2004).

Sua distribuição é cosmopolita, estando presentes em águas doces e em águas eutrofizadas. A maior preocupação desta espécie é a produção de microcistinas por determinados indivíduos (ARAÓZ *et al.*, 2010; CARMICHAEL, 1992). Marie *et al.* (2012) relatou a produção de microcistina por esta espécie em peixes. Os resultados mostraram que os fígados dos animais tiveram uma perda no armazenamento de glicogênio, dando celulares juntamente com imunológicos. Também neste estudo foi identificada uma desregulação endócrina.

REFERÊNCIAS

ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saud Journal of Biological Sciences**, v. 19, p. 257-275. 2012.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO, H. F.; PETRERE, M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. *In:* . **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: I.G. Cowx, 1994. 171-184p.

AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O. D.; FERREIRA, F. L. A.; BARROS, L. S. S. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista Saúde Pública**. v37. n4. 510-514p. 2003.

ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. M.; PALÁCIO, H. A. P. O semi-árido cearense e suas águas, Imprensa universitária. *In:* . **Semiárido e o manejo de recursos naturais, uma proposta do uso adequado do capital natural**, 2010. 57-408p.

ARAÓZ, R.; MOLGÓ, J.; MARSAC, N. T. Neurotoxic cyanobacterial toxins. **Toxicon**. v. 56, p. 813-828. 2010.

ARAÚJO, J. C. de. Las pequeñas represas y su relación con el uso racional de los recursos hídricos. *In:* **II Convención Internacional de Geografía, Medioambiente y Ordenamiento Territorial**, 2011, Havana. Anais. Havana: Ed. Universidade de Havana, 2011.

ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASL., J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P.. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. **Oecologia Brasiliensi**, v. 11, n. 3. p. 450-461. 2007.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruar-Brazil. **Toxicology**. v181-182. 441-446p. 2002.

BARBOSA, J. E. L.; ANDRADE, R. S.; LINS, R. P.; DINIZ, C. R. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v.1, p.81-89, 2006. Suplemente Especial.

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**, v. 24, n. 1, p. 103-118. 2012.

BENNETT, E.M.; REED-ANDERSEN, T.; HOUSER, J.N.; GABRIEL, J.R.; CARPENTER, S.R. A phosphorus budget for the Lake Mendota watershed. **Ecosystems**. v2. n1. 69-75p. 1999.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. T. Algas de águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação de gêneros. Ed. Funbec: São Paulo. 1970. 228p.

BRANDÃO, L. H.; DOMINGOS, P. Fatores ambientais para floração de cianobactérias tóxicas. **Saúde e Ambiente em Revista**, v. 1, n. 2, p. 4-50. 2006.

BRASIL, **Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH)**. Lei nº 9433 de 08 de janeiro de 1997.

BRASIL, **Conselho Nacional De Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº375, de 17 de março de 2005.

BRASIL, **Ministério da Saúde**. Portaria nº2914 de 12 de dezembro de 2011.

BRASIL, **Departamento Nacional de Obras Contrás Secas (DNOCS)**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br/barragens/cedro/cedro.htm>. Acessado em 10 de outubro de 2012.

BUFON, A. G. M.; LANDIM, P. M. B.; MELO, J. S. C. Estimativa do tempo de vida útil de represa de pequeno porte. **Acta Scientiarum Technology**, v. 31, n. 1, p. 87-92. 2009.

CAO, C.; ZHENG, B.; CHEN, Z.; HUANG, M.; ZHANG, J. Eutrophication and algal blooms in channel type reservoirs: A novel enclosure experiment by changing light intensity. **Journal of Environmental Sciences**. v. 23, n. 10, p. 1660-1670, 2011.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-80. 1977.

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

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "the CyanoHABs". **Human and Ecological Risk Assess**, v. 7, p. 1393-1407. 2001.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. Cianobactérias e suas toxinas. **Revista Analytica**, v. 32, p. 36-41. 2008.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. R.; CORREL, D. L.; HOWARTH, R.; SHRAPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3. p. 559-568. 1998.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622. 2000.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. CPRM: Rio de Janeiro. 1994. 332p.

CHELAPPA, N.T.; BORBA, J. L. M.; OLIVEIRA, R. K.; LIMA, A. K. A. Diversidade, co-existência e dominância de na comunidade fitoplanctônica na Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 2, p. 126-128. 2007.

CHENGJIN CAO; BINGHUI ZHENG; ZHENLOU CHEN; MINSHENG HUANG; JIALEI ZHANG. Eutrophication and algal blooms in channel type reservoirs: A novel enclosure experiment by changing light intensity. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 10, p. 1660-1670. 2011.

CHONUDOMKUL, D. YONMANITCHAIN, W.; THEERAGOOL, G.; KAWACHI, M.; KASAI, F.; KAYA, K.; WATANABE, M. M. Morphology, genetic diversity, temperature tolerance and toxicity of *Cylindrospermopsis raciboskii* (Nostocales, cyanobacteria) strains from Thailand and Japan. **Microbiology Ecology**, v. 48, p. 345-355. 2004.

CLEAN WATER ACT (1972). Disponível em: http://cfpub.epa.gov/npdes/cwa.cfm?program_id=45. Acessado em 01 de outubro de 2012.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, n. 16, p. 51-60. 2000.

COIADO, E. M. Assoreamento de reservatórios. *In*: **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. ABRH: Porto Alegre, 2001. 395-496p.

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

COSTAS, L. F. R.; DANTAS, S. P. Clima e a problemática das secas no Ceará: Um novo olhar sobre os grandes reservatórios e o avanço da desertificação. **Revista Geonorte**, v. 2, n. 5, p. 1034-1042. 2012. Edição Especial.

DANTAS, S. P.; BRANCO, K. G. K.; BARRETO, L. L.; COSTA, L. R. L.; DAMANSCENO, M. F. B.; SALES, M. C. L. Análise da distribuição dos recursos hídricos do açude orós: bacia hidrográfica do Jaguaribe/ce - Brasil. **Revista Geográfica da América Central**, p. 1-11, 2011. Volume especial.

DEUNERT, F.; LENNARTZ, B.; TIEMEYER, B. Legislative effects on the development of surface water quality in rural areas in Northern Germany. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 16, p. 1507-1513. 2003.

DROLIC, A.; KONCAN, J. Z. Estimation of sources of total phosphorus in a river basin and assessment of alternatives for river pollution reduction. **Environment International**, v. 28, n. 5, p. 393-400. 2002.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Interciência: Rio de Janeiro, 2011. 575p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro, 1998. 574 p.

FERRÃO-FILHO, A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensi**, v. 13, n. 2, p. 271-312. 2009.

FREITAS, T. C.; ESKIZANI SANTA'NNA, E. M.; GUEDES, C, D.; FERREIRA, T. C. R.; GUARDA, V. L. M.; JARDIM, F. A.. Análise Qualitativa e Toxicológica de uma Floração de Cianobactérias na Lagoa do Gambá em Ouro Preto, MG, e uma Síntese da Ocorrência de Florações de Cianobactérias no Brasil. **Revista Brasileira de Recurso Hídricos**. v17, n3, p. 17-28, 2012.

FIGUEREDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária de Ambiente**. v12. n4. 399-409p. 2007.

FURLAN, N.; CALIJURI, M. C.; CUNHA, C. A. G. Qualidade da água e do sedimento avaliada a partir da concentração de nutrientes totais. **Pesquisa e Tecnologia Minerva**, v. 6, n. 1. p. 91-98, 2009.

GURGEL, J. J. S.; OLIVEIRA, A. G. Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no semi-árido do nordeste brasileiro. **Coleção Mossoroense**, v. 453, p. 7-32p. 1987.

HENRY, R. TUNDISI, J. G.; CURI, P. R. Fertilidade Potencial em Ecossistemas Aquáticos: Estimativa através de Experimentos de Eutrofização Artificial. **Ciência e Cultura**. v. 35, n. 6, p. 789-800, 1983.

HUTCHINSON, G.E. **A Treatise on Limnology: Geography Physics and Chemistry**, New York: John Wiley & Sons, 1957. 1.015p. v.1

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1766. Acessado em 02 de outubro de 2012.

JORDAN, P.; MELLAND, A. R.; MELLANDER, P. E.; SHORTLIFFE, G.; WALL, D. The seasonality of phosphorus transfers from land to water: Implications for

trophic impacts and policy evaluation. **Science of the Total Environment**. v. 434, p. 101-109, 2012.

KOMÁREK, J.; MARES, J. An update to modern taxonomy (2011) of freshwater planktic heterocytous cyanobacteria. Review Paper. *Phytoplankton. Hydrobiologia*. 2012.

KOMÁREK, J.; ZAPOMELOVÁ, E. Rewiew. Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus *Anabaena* = sub. *Dolichospermum*-1. part: coiled types. **Fottea, Olomouc**, v. 7, n. 1, p. 1-31. 2007.

KOMÁREK, J. Cyanobacterial Taxonomy: Current problems and prospects for the integration of tradicional and molecular approaches. **Algae**, v. 21, p. 349-375. 2006.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P. A.; ADRINOLO, D.; AZEVEDO, S. M. F. Q.; OSHUMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**. v.37, p. 1359-1373, 1999.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo**: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 207 f. Tese (Doutorado em Ciências, na área de Ecossistemas terrestre e aquático) – Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, 2004.

LV, J.; WU, H.; CHEN, M. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. **Limnologia**, v. 41, p. 48-56. 2011.

MACEDO, C. F.; TAVARES, L. H. S. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163. 2010.

MAESTRE-VALERO, J. F. Effects of a suspended shade cloth cover on water quality of an agricultural reservoir for irrigation. **Agricultural Water Management**. v. 100, p. 70-75, 2011.

MANKIEWICZ, J.; TARCZYN´SKA, M.; WALTER, Z.; ZALEWSKI, M. Natural toxins from cyanobacteria. **Acta Biologica Cracoviensia**. v45. n2. 9-20p. 2003.

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

MARIE, B.; HUET, H.; MARIE, A.; DJEDIAT, C.; PUISEUX-DAO, S.; CATHERINE, A.; TRINCHET, I.; EDERY, M. Effects of a toxic cyanobacterial bloom (*Planktothrix agardhii*) on fish: Insights from histopathological and quantitative proteomic assessments following the oral exposure of medaka fish (*Oryzias latipes*). **Aquatic Toxicology**. v. 114-115, p. 39-48, 2012.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista Saúde Pública**, v. 38, n. 5, p. 679-686. 2004.

MERTEN, G. H.; MINELA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38. 2002.

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

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**. v. 4, p. 743-756, 2005.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação dos recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374. 2002.

NIENJE, P. M.; FOPPEN, J. W.; UHLENBROOK, S.; KULABAKO, R.; MUWANGA, A. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa-A review. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 447-455. 2010.

ORIHÉL, D. M.; BIRD, D. F.; BRYLINSKY, M.; CHEN, H.; DONALD, D. B.; HUANG, D. Y.; GIANI, A.; KINNIBURGH, D.; KLING, H.; KOTAK, B. G.; LEAVITT, P. R.; NIELSEN, C. C.; REEDYK, S.; ROONEY, R. C.; WATSON, S. B.; ZURAWELL, R. W.; VINEBROOKE, R. High microcystin concentrations occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. **Canadian Journal Fisher Aquatic Science**, v. 69, p. 1457-1462, 2012.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DEL LA SALUD (OMS). **Guías para la calidad del agua potable**. 3ed., 398p. v. 1. 2006

PANOSSO, R.; COSTA, I. A.S.; SOUZA, N.R.; ATTAYDE, J.L; CUNHA, R.S.R.; 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 Brasiliensi**. v11. n3. 433-449p. 2007.

PHILOMENO, M. G. **A comunidade fitoplanctônica e a restauração do lago Paranoá, Brasília-DF**. 2007. 669 f. Tese (Doutorado em Ecologia)-Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 2007.

POULICKOVÁ, A.; HASLER, P.; KITNER, M. Annual cycle of *Planktotrix agardhii* (Gom.) Ang. & Gom. Nature population. **Internat. Rev. Hydrobiol**, v. 89, n. 3, p. 278-288. 2004.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. S.; OLIVEIRA, H. T.; PRIMAVESI, A. C. P. A. A qualidade da água na microbacia hidrográfica do ribeirão Cochim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. **Acta Limnologica Brasiliensi**, v. 12, p. 95-111. 2000.

REVIERS, B. **Biologia e filogenia das algas**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 280p

REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University Press. 2006.

RYDING, S. O.; RAST, W. **El control de la eutroficación en lagos y pantanos**. Madrid: Ediciones Pirámide S.A. Unesco, 1992. 385p.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. **Revista Brasileira de Botânica**. v. 27, n. 2, p. 213-227, 2004.

SCHRODER, J.J.; SCHOLEFIELD, D.; CABRAL, F.; HOFMAN, G. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. **Environmental Science and Policy**. n7. v1. 15-23p. 2004.

SMIL, V. Phosphorus in the environment-natural flows and human interferences. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 25, n. 1, p. 53-88. 2000.

SMITH, V. H. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. **Limnology and Oceanography**. v24. n6: 1051-1064p. 1979.

SMITH, V. H. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 24, n. 6, p. 1051-1064. 1979.

TELLES, D. D'. A. Água na agricultura e pecuária. *In*: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999, p. 305-337

TELLES, D. D'.; DOMINGUES, A. F. Água na agricultura e pecuária. *In*: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 325-365.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na Represa de Itaipu. *In*: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. São Paulo: FUNDIBIO:FAPESP, 1999. p. 597-626.

TOLEDO Jr, A. P; AGUDO, E. G.;TOLARICO,M.; CHINEZ, S. J. **Aplicação de modelos simplificados para avaliação da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. CETESB. 1984.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632p.

TUNDISI, J. G. A crise da água: eutrofização e suas consequências. *In*: TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, IIE, 2003. 247p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Protocol for developing pathogen TMDLs**. Primeira edição. Office of water. January. EPA 841-R-002. Washington. 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Protocol for developing pathogen TMDLs**. Disponível em: <http://www.epa.gov/regulations/laws/cwahistory.html>. Acessado em 01 de outubro de 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Protocol for developing pathogen TMDLs**. Disponível em: <http://www.epa.state.il.us/water/tmdl/what-is-a-tmdl.html>. Acessado em 02 de outubro de 2012.

VIANA, R.B.; CAVALCANTE, R.M.; BRAGA, F.M.G.; VIANA, A.B.; ARAUJO, J.C. de; NASCIMENTO, R.F.; PIMENTEL, A.S. Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, p. 317-325, 2009.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**. v. 226, p. 169-174, 2008.

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

WETZEL, R. G. **Limnology**. EUA: W. B. Saunders Company, 1983. 743p.

CAPÍTULO 2

FATORES DETERMINANTES DA DINÂMICA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS EM UM RESERVATÓRIO DE CLIMA SEMIÁRIDO, BRASIL

RESUMO- O aporte de nutrientes aos corpos hídricos favorece ao desequilíbrio do balanço das características limnológicas induzindo a proliferação de organismos fitoplanctônicos nos reservatórios. Este estudo teve como objetivo investigar a dinâmica de parâmetros limnológicos (clorofila *a*, transparência, fósforo total, nitrato, temperatura e pH) de um reservatório artificial com capacidade de armazenar 1,9 bilhões de m³ e identificar se as entradas dos nutrientes estão comprometendo a qualidade das águas para consumo humano. Foram realizadas coletas bimestrais em sete pontos, entre os anos de 2008 a 2011, totalizando 17 campanhas e 714 amostras. Os resultados mostraram que a clorofila *a* apresentou uma evolução ao longo dos anos de estudos. A média da transparência diminuiu ao longo dos anos, tendo uma relação direta com o aumento das concentrações de clorofila *a*. Os valores de pH durante os quatro anos de estudos se mantiveram alcalinos, apesar de alguns estudos mostrarem que os valores altos de pH estejam relacionados com a atividade fotossintética, esse não foi o caso das águas do reservatório Orós, em que a faixa de pH correspondeu a composição do solo do semiárido. Portanto, o corpo hídrico apresenta alterações que podem levar ao processo de eutrofização, comprometendo o uso para consumo humano, requerendo mudanças nas práticas de manejo de uso do solo.

Palavras-chave: qualidade de água, manejo de bacias hidrográficas, limnologia

ABSTRACT- The supply of nutrients to water bodies in balance favoring the balance of limnological inducing the proliferation of phytoplankton organisms in the reservoirs. This study aimed to investigate the dynamics of limnological parameters (chlorophyll *a*, transparency, total phosphorus, nitrate, pH and temperature) of an artificial reservoir with capacity of a store 2 billion m³ and identify inputs of nutrients are compromising the quality of water for human consumption. Were collected bi-monthly in seven points, between the years 2008 to 2011, totaling 17 campaigns and 595 samples. The results showed that chlorophyll *a* statistically evolution significance at 5% over the years of study. Chlorophyll levels had a higher correlation with temperature ($r=0,23$, $p<0,05$) Despite correlations with nutrients are weaker than the temperature, phosphorus levels were found outside the standards for human consumption, while the opposite occurred for nitrate. The average transparency decreased over the years, having a direct relationship with increased concentrations of chlorophyll *a*. The pH values during the four years of study remained alkaline, although some studies show that high values of pH are related to photosynthetic activity, this was not the case of the reservoir water Orós in the pH range corresponded soil composition semiarid. Therefore, the water body is in a state of eutrophication requiring changes in management practices of land use.

Keywords: water quality, watershed management, limnology

2.1. Introdução

O nordeste do Brasil é marcado pelo clima semiárido, com sua irregularidade na distribuição espacial e temporal das chuvas, e apresentando solos com base geológica cristalina, com baixa capacidade de armazenamento e percolação profunda, tornando os reservatórios artificiais de água doce (açudes) de importância vital para a sobrevivência humana, bem como, para o desenvolvimento socioeconômico da região (ANDRADE *et al.*, 2010).

O crescimento populacional, a necessidade de produção de alimentos, o aumento das mais diferentes atividades pelas pressões da vida moderna tem levado a progressivos aumentos na geração de esgotos domésticos sem tratamentos ou com tratamento impróprios, nos escoamentos das áreas agrícolas, nos despejos industriais, e até mesmo no uso indiscriminado de ração na criação de peixes em tanques-rede. Tais ações afetam diretamente a qualidade da água em reservatórios superficiais (ESTEVES *et al.*, 2011; ANDRADE *et al.*, 2008; COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DE SÃO PAULO, 2002), pelo fenômeno conhecido por eutrofização.

A eutrofização artificial ou cultural, causada por descargas adicionais de nutrientes, traz como principal consequência à perda da qualidade da água associada às florações de determinados indivíduos fotossintetizantes, como macrófitas aquáticas e fitoplâncton, levando desequilíbrio ao ecossistema daquele bioma (FIGUEREDO *et al.*, 2007; ALEXANDER; SMITH, 2006; LAMPARELLI, 2004).

Na busca de qualificar as águas Carlson (1977) empregou clorofila *a*, e a transparência e o fósforo para formular um índice que classifica o estado trófico de ambientes aquáticos continentais o Índice do Estado Trófico (IET). Conhecer qual nível de trofia encontra-se o corpo hídrico se faz necessário, visto que está diretamente ligada a qualidade de água, permitindo assim diminuindo o risco de intoxicação direta ou indiretamente, produzido por fitoplâncton potencialmente tóxico.

Apesar de apenas esses três parâmetros compor o índice formulado, existem outros fatores limnológicos que podem ser alterados a partir do estado

trófico das águas em questão. O pH, dependendo da atividade fotossintética, pode aumentar, deixando as águas dos reservatórios alcalinas (VON SPERLING, 1996). A dissolução das rochas, absorção de gases da atmosfera e a oxidação da matéria orgânica são fatores que também contribuem com as variações do pH. A temperatura, que apesar de não indicar o estado trófico de um corpo hídrico, influencia diretamente no aumento das concentrações de clorofila, devido à necessidade do fitoplâncton de realizar fotossíntese. Apesar dos organismos fitoplanctônicos necessitarem de nutrientes para realizar suas divisões, eles também necessitam de uma temperatura ótima para a realização da fotossíntese (FERREIRA; FILHO, 2012; ESTEVES, 2011).

Diante do exposto, objetivou-se investigar a dinâmica espacial e temporal dos parâmetros limnológicos: clorofila *a*, transparência, fósforo total, nitrato, temperatura e pH e, avaliar se as entradas de nutrientes em reservatório artificial de grande porte (1,9 bilhões de m³) comprometem a qualidade das águas para consumo humano.

2.2. Material e métodos

2.2.1. Descrição da área de estudo

O local de estudo foi o Açude Orós, que barra o rio Jaguaribe na região Centro-Sul do estado do Ceará e apresenta uma capacidade de armazenar 1,9 bilhões de m³ (Figura 2.1). Responsável pela perenização de 360 km do rio Jaguaribe, o reservatório abastece as cidades da bacia do Médio e contribui para as do Baixo Jaguaribe, bem como para a região metropolitana de Fortaleza-Ceará.

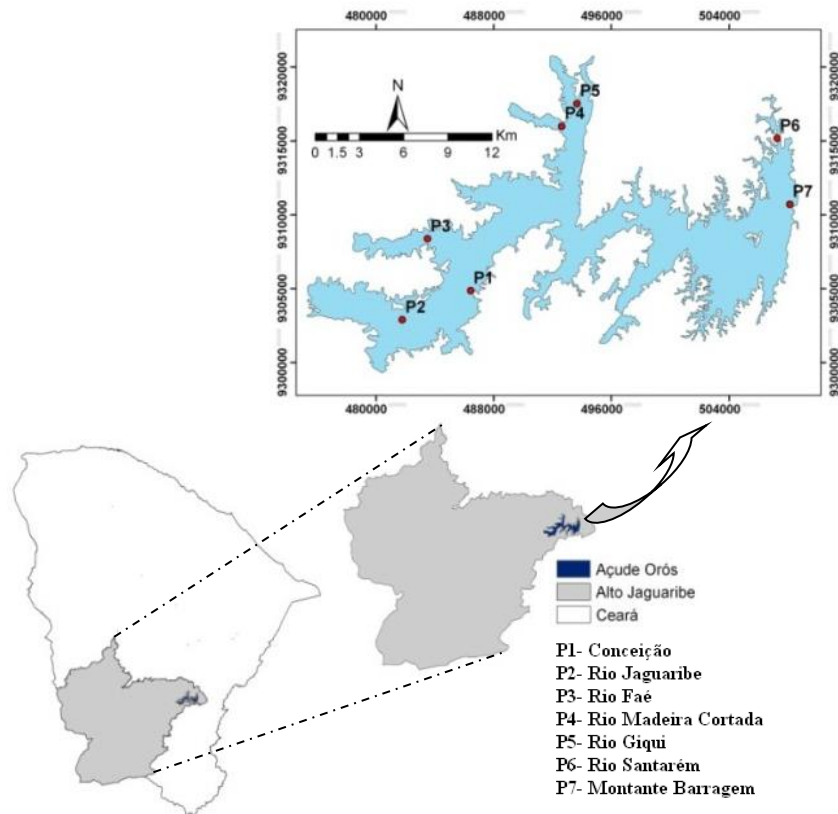


Figura 2.1. Localização da bacia do Alto Jaguaribe e do reservatório Orós e seus pontos de coletas.

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é BSw'h', semiárido muito quente com chuvas máximas de outono e temperatura média mensal sempre superior a 18 °C. O regime pluviométrico se caracteriza por uma alta variabilidade espacial e temporal, sendo a principal limitação com relação à pluviometria na região a irregularidade do regime e não a altura pluviométrica anual (Figura 2.2).

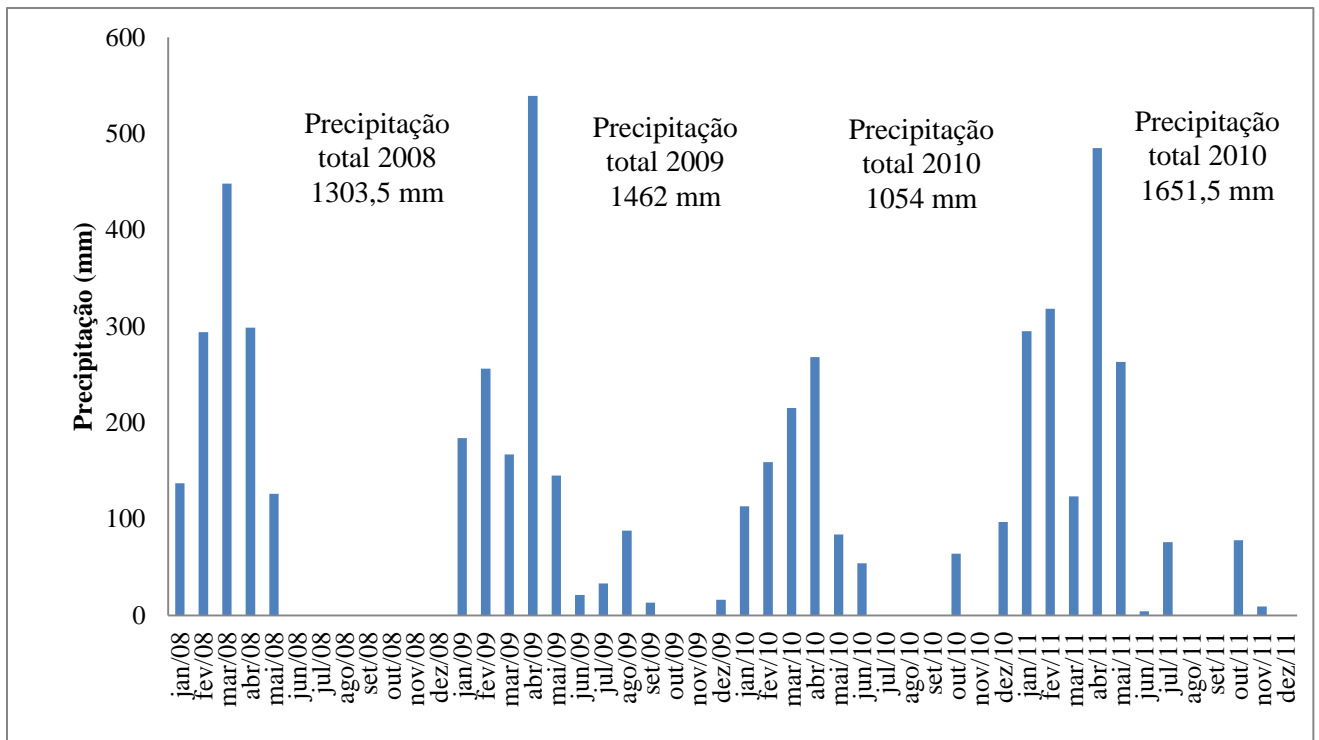


FIGURA 2.2. Precipitação média mensal entre os meses fevereiro de 2008 a novembro de 2011 no posto pluviométrico do município de Iguatu.

Diversas são as atividades desenvolvidas na área do entorno do açude Orós. A principal é a exploração agropecuária. De acordo com ARRAES (2010), as áreas classificadas como antropizadas no entorno do reservatório compreendem aglomerados urbanos e área de expansão urbana, áreas de culturas abandonadas ou desestruturadas, bem como aquelas para uso da pecuária e solo exposto. Destaca-se que grande parte dessa área é utilizada para a pecuária, principalmente a criação de bovinos, havendo uma concentração expressiva destas classes na porção que compreende o município de Quixelô, bem como o cultivo de arroz em vazantes em grande parte da terço superior do entorno do reservatório (Iguatu e Quixelô). Já no interior do reservatório, verifica-se um crescente aumento na atividade de criação de peixes em tanques-redes.

Na figura 2.3 tem-se os pontos de coletas de água no reservatório. O ponto 1, corresponde a proximidade da Comunidade Conceição dos Vicentes, local de despesca; o ponto 2 corresponde ao rio Jaguaribe, rio barrado para o reservatório; o ponto P3, riacho Faé, um tributário da margem esquerda do açude Orós, integra a rede de drenagem da bacia do Alto Jaguaribe. A bacia

deste reservatório tem no arroz irrigado o principal destaque da agricultura. Também a pecuária é atividade importante, na qual se destaca a bacia leiteira, bovinocultura de corte e avicultura (FERREIRA, 2006); o ponto 4 corresponde a afluência do riacho Madeira Cortada. Na bacia do riacho predomina a produção de milho, feijão, arroz, bem como, capim e sorgo, devido à forte presença da pecuária na região; o ponto P5 corresponde a afluência do riacho Jiqui. A bacia deste riacho têm como produção primária o milho, feijão, arroz e, já dentro do reservatório, próximo a comunidade, existe em funcionamento projeto de criação de peixes 2000 tanques-redes instalados, para a criação de tilápias; o ponto 6 corresponde a afluência do riacho Santarém. A bacia deste riacho, tendo na agricultura de subsistência a sua principal fonte de renda; o ponto 7, corresponde ao ponto localizado à montante da parede do açude. Neste ponto chegam as águas provenientes de todos os pontos citados (SILVA, 2011).

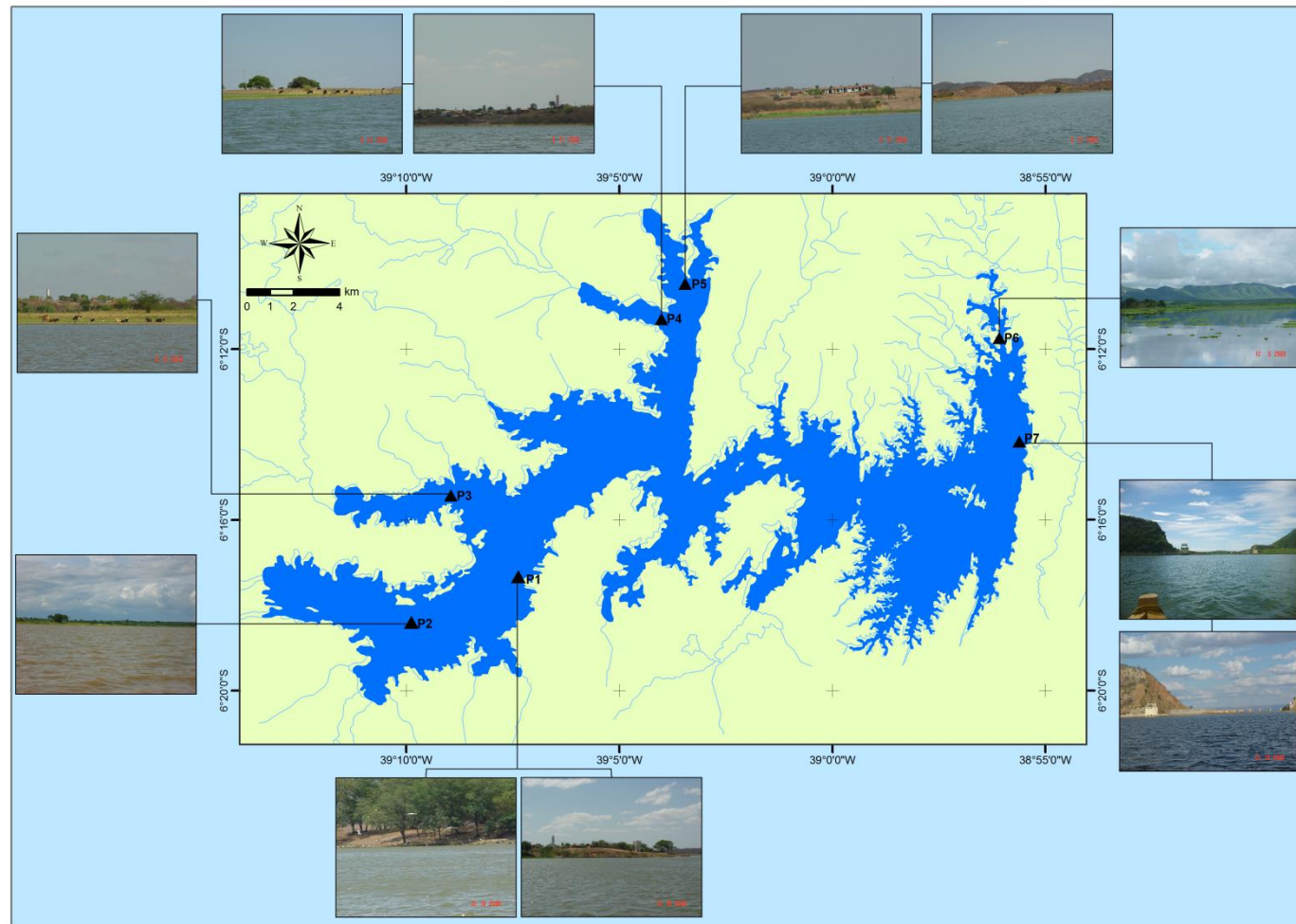


Figura 2.3 Açude Orós, pontos de coleta com detalhe das características predomeintante em cada ponto no período de 2008 a 2011

2.2 Coletas, Amostragens e Análises

Para se ter conhecimento do aporte de nutrientes ao reservatório, escolheu-se pontos de amostragem da água próximos a entrada de seis tributários, os quais foram denominados P1, P2, P3 (localizados no terço superior do açude), P4, P5 (localizados no terço médio do açude), e P6, P7 (localizado no terço inferior), sendo que o ponto P7 localiza-se próximo a barragem. As coletas foram realizadas bimestralmente, de abril de 2008 a novembro de 2011, em sete pontos (Figura 2.1). As amostras para análise foram coletadas diretamente na água a 30 cm de profundidade, em frascos previamente lavados e descontaminados (polietileno e vidro âmbar) e mantidas resfriadas em caixas térmicas com gelo, até o local de análises.

As medidas de transparência da água, pH e temperatura da água foram realizadas em campo por meio do disco de Secchi, pHmetro e termômetro portáteis, respectivamente..

As análises dos atributos estudados foram realizadas conforme a metodologia da American Public Health Association (1998). O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico após a digestão das amostras em persulfato de potássio, e nitrogênio por Espectrofotometria – RODIER (1975).. A clorofila *a* foi determinada por meio de espectrofotômetro - Extração a quente com metanol. Estas análises foram realizadas no Laboratório Integrado de Águas de Mananciais e Residuárias do Instituto Federal do Ceará-Campus Fortaleza e no Laboratório de Química Analítica, da Universidade Federal do Ceará (UFC). Para avaliação da qualidade das águas para consumo humano, os limites utilizados para os parâmetros fósforo total, nitrato e clorofila *a* e pH foram definidos segundo a resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº357/2005 para água doce, Classe II.

Tabela 2.1. Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para os parâmetros avaliados:

Parâmetros	Limites
pH	6,0 – 9,0
Clorofila a	até 30 µg/L
Fósforo total (ambiente lântico)	até 0,030 mg/L
Nitrato	10 mg/L N

O comportamento da concentração das amostras dos parâmetros estudados (clorofila *a*, fósforo total, nitrato, pH e temperatura da água) e a ocorrência de dados discrepantes foram avaliadas utilizando gráficos do tipo boxplot utilizando o software SPSS 16.0.

2.3 Resultados e discussão

2.3.1. Clorofila a

A distribuição dos valores da clorofila *a* para os anos estudados podem ser observados na Figura 2.4. Os resultados obtidos mostram um crescimento gradual da clorofila *a*, bem como, uma maior variabilidade dos dados com o tempo. As retas pontilhadas presentes na figura indicam os limites estabelecido para as classes dos corpos d'água doce pela Resolução CONAMA 357/05.

Observa-se que no ano de 2008 a concentração de clorofila *a* apresentou menor variação em relação aos outros anos, mostrando um comportamento mais homogêneo do reservatório. Nota-se que os valores da mediana dos dados estão dentro dos limites aceitáveis para a água doce classe II. Em 2009, apesar de se observar uma ligeira redução do valor da mediana em relação ao ano anterior e estando ainda a mediana dentro dos padrões da classe II, verifica-se uma maior variação dos dados de valores mais elevados. Em 2010, essa variação dos dados continua aumentando, mas permanecendo cerca de 75% dos dados dentro do limite aceitável para águas

de classe II. E em 2011, verifica-se que os valores de clorofila a são bem mais elevados que os demais anos, apresentando o valor do primeiro quartil superior aos valores da mediana dos anos anteriores. Neste ano ocorreram as maiores variações e amplitudes dos dados, chegando a apresentar valor máximo acima dos limites recomendados para classe III.

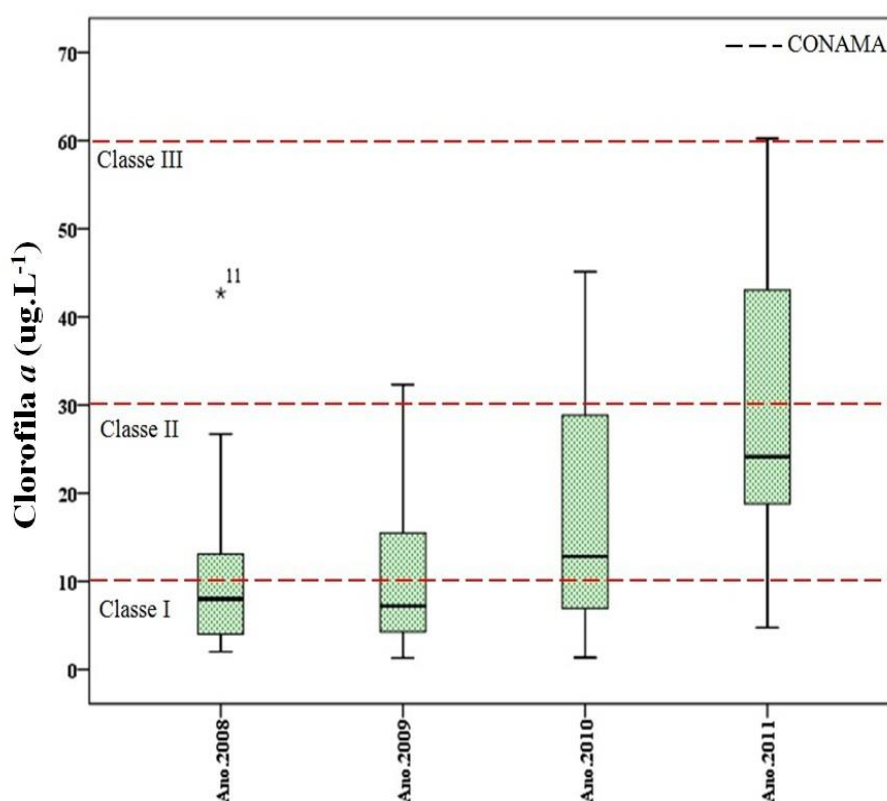


Figura 2.4. Valores médios e máximos das concentrações de clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) durante os quatro anos de pesquisa.

Esse aumento nos valores de clorofila a indica um aumento dos indivíduos que fazem parte da comunidade fitoplanctônica. Acredita-se que esta tendência caracteriza um maior aporte de nutriente ao corpo hídrico pelo escoamento superficial, uma vez que em 2011 foi o ano com maior altura pluviométrica e que as chuvas ocorreram por um maior período de tempo (Figura 2.4).

O escoamento superficial é apontado como um dos causadores de impacto significativo nos corpos d'água e no ambiente aquático (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). O aporte de sedimento rico em nutrientes, oriundo de atividades agropecuárias, ao interior das águas disponibilizam os mesmos

para os organismos que ali se encontram. Outra fonte em potencial de nutrientes são as atividades de piscicultura, em que se tornam mais fáceis a disponibilidade de fosfatos orgânicos e nitrogênio (MONTEAGUDO *et al.*, 2012; STATHAM, 2012; MATSUZAKI *et al.*, 2004).

O uso e ocupação do espaço em torno do Orós se caracteriza por agricultura, pecuária e núcleos urbanos (Figura 2.4), o que contribuem para a adição de nutrientes ao corpo hídrico (GU *et al.*, 2011). Outra atividade difundida nas águas do reservatório Orós que pode contribuir para a adição de nutrientes é a criação de peixe em tanques-rede (VIEIRA *et al.*, 2009), que também pode ser observada na Figura 2.4. Em 2004 foram implantados os primeiros tanques-rede na parte baixa da bacia hidráulica do açude, 20 tanques, passando para 3200 tanques em 2009 (DAMASCENO; THAIN, 2010). Em 2008 foram implantados projetos de criação de peixes em tanque-rede na parte alta (P5), sendo atualmente 2000 tanques-rede instalados e em funcionamento.

A contribuição de nutrientes como fósforo e nitrogênio para a eutrofização dos corpos hídricos pela ação agropecuária já foram identificadas em outras partes do globo (CHALAR *et al.*, 2013; FERRAREZE, 2012; JORDAN *et al.*, 2012). Já pesquisadores como Abdel-Raouf *et al.*, (2012) e Ternus *et al.*, (2011) identificaram em suas pesquisas que a eutrofização também pode ser decorrente de efluentes secundários domésticos e da indústria liberados para os corpos hídricos.

Na Tabela 2.2 é possível observar os valores médios, mínimos e máximos de clorofila *a* nos sete pontos de coletas e nos quatro anos de estudo. Observa-se que as maiores médias ocorreram no ano de 2011 nos sete pontos de coletas. Verifica-se que em 2008, com exceção do ponto P7, os valores da concentração de clorofila-*a* foram mais elevados no período chuvoso, sendo o ponto P4 o que apresentou maior média (25,35 ug/L). Observa-se ainda uma grande amplitude dos valores entre as coletas no mesmo período. Os valores médios nos pontos P2, P3, P4 e P5 ficaram fora dos padrões do CONAMA para águas da classe do II. Em 2009 o comportamento se inverte. Os valores médios nos pontos são mais elevados no período seco. Os pontos P4, P5 e P6 foram identificados com valores médios acima do padrão recomendado para classe II. No ponto P7 a concentração média é maior no período chuvoso, com

maior amplitude dos dados no período seco. Contudo os valores máximos observados são próximos (em torno de 13 ug/L). Em 2010 as coletas só ocorreram no período chuvoso. Os maiores valores médios observados ocorreram nos pontos P4, P5, P6 e P7, mostrando grandes diferenças entre valor máximo e mínimo. Neste ano, o ponto P7 apresentou maior concentração média, contudo o ponto P4 apresentou maior amplitude e P5 o maior valor máximo. Nota-se que os pontos P5, P6 e P7 estão fora dos padrões permitidos para águas da classe II. Em 2011, apenas o ponto P1 apresentou maior concentração média para o período seco. Todos os pontos apresentaram valores médios fora dos padrões da resolução CONAMA para águas da classe do tipo II, tendo o ponto P4 mostrado no período chuvoso valor máximo de concentrações de $60,24 \mu\text{g.L}^{-1}$, estando acima dos padrões de águas para classe do tipo III.

Tabela 2.2. Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a clorofila a ($\mu\text{g. L}^{-1}$), encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.

Local	Chla($\mu\text{g.ml}^{-1}$)	2008		2009		2010		2011	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	Média	7,7	3,59	3,47	11,09	4,63		23,37	29,29
	Min - Max	2,00 - 13,40	2,10 - 5,60	2,40 - 4,54	6,68 - 15,49	1,34 - 7,21		6,99 - 43,04	18,74 - 39,84
P2	Média	15,5	3,47	2,92	4,27	6,1		24,1	18
	Min - Max	7,00 - 24,00	1,90 - 6,10	1,34 - 4,50	4,27 - 4,27	1,34 - 9,88		4,74 - 45,87	16,55 - 19,44
P3	Média	15,35	6,55	2,25	15,88	8,1		22,55	21,28
	Min - Max	4,00 - 26,70	1,90 - 12,00	1,30 - 3,20	5,34 - 26,43	4,81 - 10,15		16,93 - 30,97	14,31 - 28,21
P4	Média	25,35	17,37	5,74	20,83	19,94		42,77	33,16
	Min - Max	8,00 - 42,70	2,40 - 34,20	4,27 - 7,20	14,95 - 26,70	4,54 - 37,11		27,77 - 60,24	20,05 - 41,28
P5	Média	8,35	29,04	10,94	22,69	26,52		35,51	31,64
	Min - Max	6,00 - 10,70	13,10 - 37,51	5,87 - 16,00	13,08 - 32,31	12,82 - 45,12		24,14 - 46,62	16,29 - 46,99
P6	Média	5,5	3,63	11,21	17,09	27,42		29,46	12,95
	Min - Max	3,00 - 8,00	2,80 - 5,10	7,21 - 15,20	10,60 - 23,50	20,05 - 33,91		17,84 - 46,60	7,10 - 17,80
P7	Média	5	5,53	12,53	10,41	33,29		30,42	20,48
	Min - Max	2,00 - 8,00	3,00 - 13,60	11,70 - 13,35	7,74 - 13,08	28,84 - 40,58		15,27 - 57,19	14,78 - 23,38

Estes resultados mostram a influência da sazonalidade climática (Figura 2.2) e das atividades antrópicas (Figura 2.3) na contribuição dos nutrientes às águas do reservatório. O ano de 2008 foi bastante chuvoso (1.303,5 mm), em relação ao ano de 2007 (899,6 mm), tendo o reservatório sangrado. As maiores concentrações observadas para clorofila-a, ocorrem exatamente no período chuvoso.

Em 2009, novamente o reservatório apresenta sangria, contudo o período mais seco é o que apresenta concentrações maiores de colofila na água. Além da contribuição de escoamento superficial ao reservatório, ocorre neste ano uma expansão da criação de peixes em tanques-rede, o que também pode contribuir para o aumento da concentração de clorofila nas águas do açude Orós, conforme mostra Damasceno e Thain (2010).

Em 2010, a precipitação foi de 941,0 mm, não sendo suficiente para promover a sangria do reservatório. Verifica-se neste ano que as concentrações nos pontos P5, P6 e P7 continuam aumentando no período chuvoso, em relação ao período seco de 2009. Já em 2011 ocorreu a maior altura pluviométrica do período na região (1.651,5 mm). Observa-se que os períodos chuvoso e seco apresentaram valores mais elevados com relação aos anos anteriores, com os pontos P4 e P7 apresentando no período chuvoso valores máximos de 60,24 e 57,19 ug/L, respectivamente.

Atividades como a pecuária (P3, P4), agricultura (P2, P3, P4, P5, P6), piscicultura (P1, P5) e a apropriação inadequada das terras no entorno dos reservatórios como Orós (Figura 2.4), para construção de domicílios (com descargas de efluentes e disposição inadequada do lixo) auxiliam na disponibilidade de determinados nutrientes que fazem parte na divisão celular dos organismos. Os altos níveis de clorofila *a* no ambiente são atribuído ao aumento da disponibilidade de nutrientes (MONTEAGUDO *et al.* 2012; TERNUS *et al.*, 2011; NYENJE *et al.*, 2010).

O aumento da clorofila *a* em ambientes aquáticos indica o estado de eutrofização daquele ecossistema. A clorofila expressa a biomassa fitoplanctônica, com isso o aumento de clorofila *a* é um indício do aumento da biomassa de microalgas. A consequência do aumento deste atributo em corpos hídricos está na diminuição da riqueza de espécies, não apenas planctônica, mas de organismos maiores como peixes e crustáceos devido a redução da

disponibilidade de oxigênio (DOMINGOS *et al.*, 2012; ESTEVES, 2011; NYENJE *et al.*, 2010).

Segundo Sodergaard *et al.* (2011), a clorofila *a* é usada como um dos principais parâmetros utilizados por gestores de água para medir o grau de trofia do corpo hídrico. Os limites impostos por estes gestores para as quantidades de clorofila *a* é fundamental para identificar quando devem ser tomadas medidas de diminuição nas cargas de nutrientes adicionados às águas.

2.3.2. Transparência

Embora se possa observar uma redução da variabilidade da transparência entre os anos (expressa pela menor diferença entre o primeiro e terceiro quartil), identifica-se que os valores anuais das medianas estão próximos, mostrando que não se verifica um decréscimo da mediana com o tempo (FIGURA 2.5). O fato das medianas da transparência não apresentarem a tendência inversa das apresentadas pelas medianas da clorofila *a* (FIGURA 2.5) pode estar relacionada ao aporte de sedimentos ao reservatório, uma vez que os pontos de coleta então próximos às entradas dos tributários do reservatório.

Verifica-se uma maior dispersão dos dados em 2008, ano de precipitação acima da média (1303,5 mm) e de sangria do reservatório e, uma menor dispersão dos dados de transparência em 2010, ano que não houve sangria. Em 2011, mais de 75% dos dados apresentaram valores de transparência inferiores a 1,0 m.

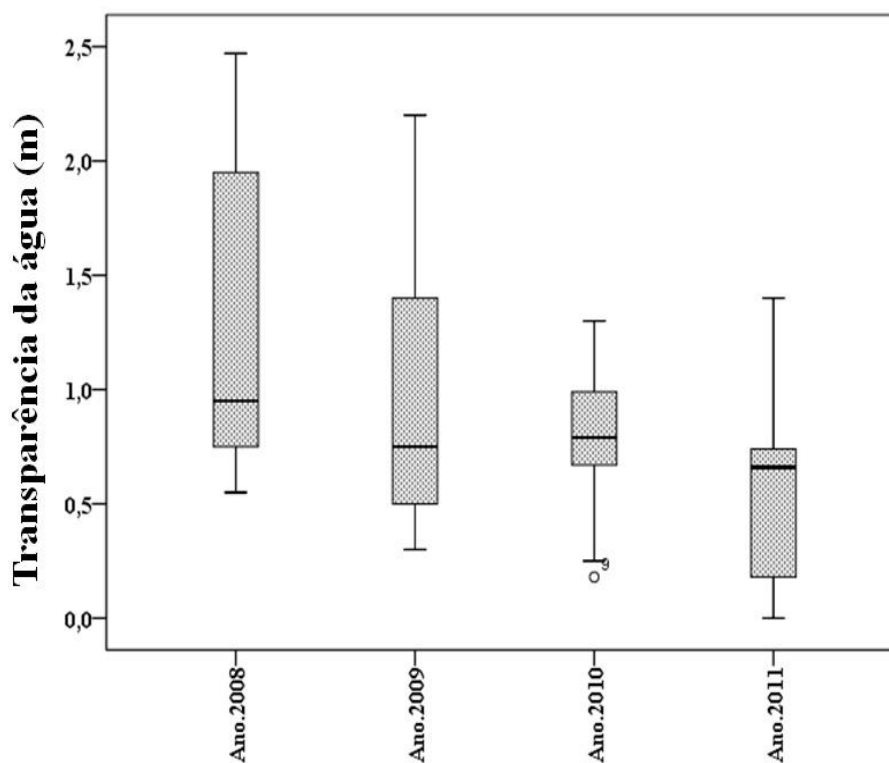


Figura 2.5. Valores de transparência (m) das águas do açude Orós durante os quatros anos de estudos.

A Tabela 2.3 tem-se os valores médios, máximos e mínimos encontrados durante os anos de pesquisa. Os resultados observados mostram que os valores médios pontuais da transparência foram maiores no período chuvoso, exceção do ano de 2011. Em 2008 a menor valor médio da transparência ocorreu no ponto P2 (0,56 m), no período seco, e o maior valor para transparência foi observada no P6, com 2,34 m. Em 2009 os valores médios nos pontos P1, P2, P3 e P7 não sofreram grandes variações, contudo os P4, P5 e P6 apresentaram valores médios e amplitudes mais elevadas.

Tabela 2.3. Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a transparência (DS, em m), encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.

Local	DS (m)	2008		2009		2010		2011	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	Média	0,88	0,75	0,63	0,67	0,79		0,46	0,75
	Min - Max	0,75 - 1,00	0,70 - 0,84	0,50 - 0,75	0,65 - 0,69	0,60 - 1,08		0,15 - 0,64	0,66 - 0,84
P2	Média	0,63	0,56	0,38	0,37	0,29		0,43	0,5
	Min - Max	0,55 - 0,70	0,53 - 0,60	0,30 - 0,45	0,35 - 0,39	0,18 - 0,45		0,12 - 0,67	0,39 - 0,60
P3	Média	0,88	0,67	0,5	0,48	0,68		0,51	0,67
	Min - Max	0,85 - 0,90	0,60 - 0,78	0,39 - 0,60	0,45 - 0,50	0,50 - 0,82		0,17 - 0,69	0,64 - 0,67
P4	Média	1,2	0,78	1,35	0,79	1		0,55	0,57
	Min - Max	1,10 - 1,30	0,71 - 0,88	0,49 - 2,20	0,73 - 0,85	0,70 - 1,31		0,17 - 0,74	0,55 - 0,59
P5	Média	1,07	0,73	1,5	0,69	0,87		0,51	0,63
	Min - Max	0,95 - 1,19	0,67 - 0,76	1,00 - 2,00	0,50 - 0,88	0,67 - 0,99		0,18 - 0,71	0,62 - 0,64
P6	Média	2,34	1,63	1,51	1,29	0,77		0,95	1,36
	Min - Max	2,20 - 2,40	0,98 - 2,45	1,40 - 1,62	0,84 - 1,74	0,67 - 0,84		0,79 - 1,05	1,32 - 1,40
P7	Média	2,13	1,33	1,7	1,76	1,02		1,16	1,24
	Min - Max	1,95 - 2,30	0,79 - 2,25	1,70 - 1,70	1,32 - 2,20	0,85 - 1,20		0,85 - 1,40	1,02 - 1,46

A diminuição da transparência em relação ao aumento da clorofila, ao longo dos anos de estudo, é nítida (Figura 2.6) (CAO *et al.*, 2011; DEGEFU *et al.*, 2011). Esta diminuição dos valores médios da transparência com tempo é decorrente do aumento dos valores médios da concentração de clorofila (KARADZIC *et al.*, 2011). Estudos como os de CUNHA, CALIJURI (2011), FRAGOSO JR. *et al.*(2011) e LIU YING *et al.*(2012) mostram que a diminuição da transparência é decorrente do aumento das concentrações de clorofila na água, visto que o aumento deste atributo indica que há um aumento na biomassa de fitoplâncton nesses ecossistemas e que este aumento provoca mudanças na coloração da água.

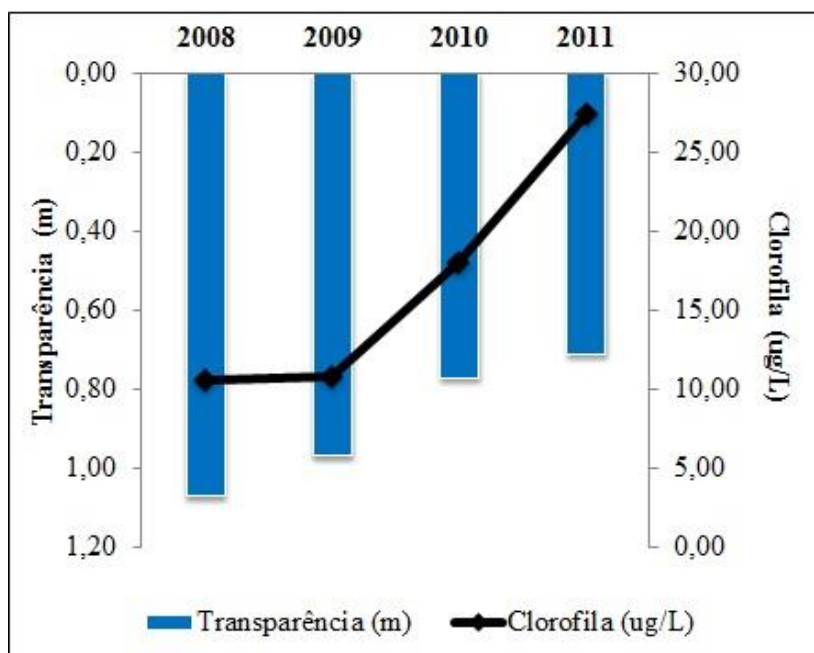


Figura 2.6. Médias de transparência (m) encontrada durante os quatro anos de pesquisa referente aos valores médios encontrados de clorofila a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Pela Figura 2.7, verifica-se que as águas do açude Orós apresentavam colorações que variavam desde cores amarronzadas a verdes. Este tipo de coloração são características de sólidos suspensos e clorofila a, respectivamente, causando variações na transparência das águas.

Os estudos mencionados corroboram com os resultados desta pesquisa, na qual se verificou uma correlação entre os níveis de transparência e clorofila a. O aumento da biomassa de fitoplâncton proporcionou a diminuição dos níveis de transparência das águas do reservatório Orós (Figura 2.7). Essa

diminuição dos valores médios anuais mostra que a qualidade da água decresceu com o tempo.

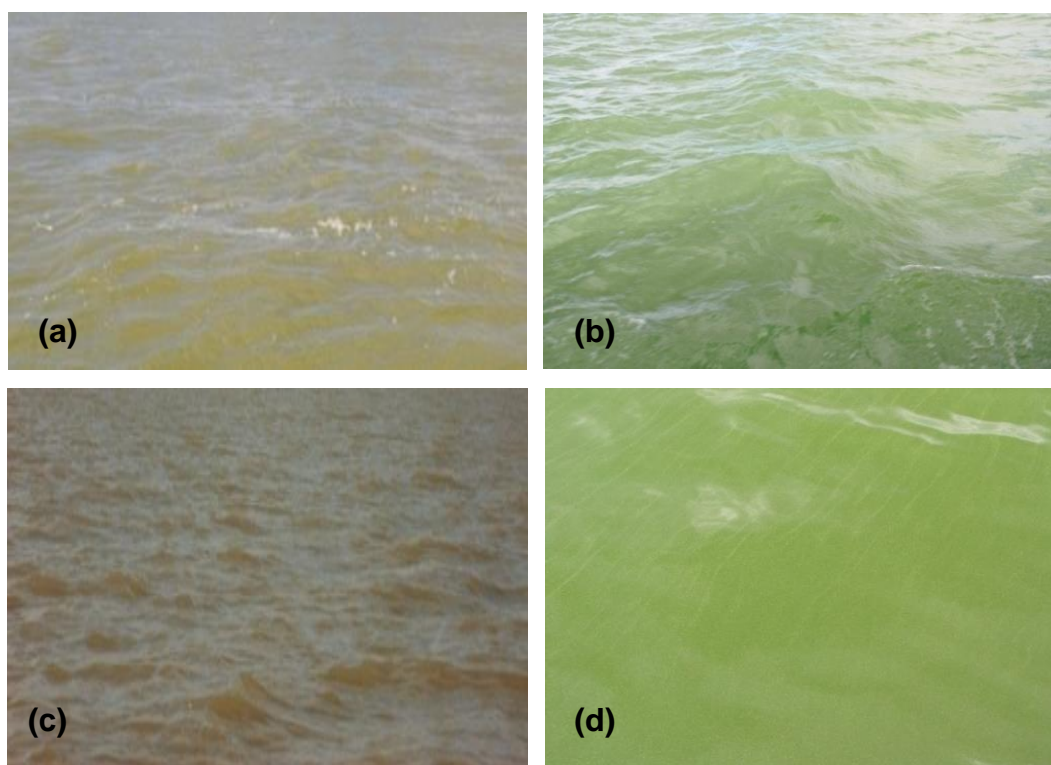


Figura 2.7. Colorações das águas do açude Orós encontradas ao longo do percurso de coletas: a) Faé; b) P5; c) P2; d) P6.

2.3.3. Nutrientes

2.3.3.1. Fósforo total

A importância deste nutriente se deve ao fato do fósforo não estar disponível no ambiente em formas assimiláveis pelos organismos (WETZEL, 2001), quando comparando com outros compostos como o carbono. Devido a esta escassez, o fósforo em determinados ambientes se torna um dos nutrientes limitantes para os organismos que ali se encontram. Esteves (2011) menciona que o fósforo é um dos nutrientes importantes para sistemas biológicos, devido estar presente no armazenamento de (ATP) e nos componentes dos ácidos nucleicos (DNA e RNA).

O comportamento do fósforo nas águas do reservatório Orós, para o período de estudo, pode ser observado na Figura 2.8. Observa-se que a

diferença do primeiro para o terceiro quartil diminui entre os três primeiros anos de coletas e que há uma dispersão maior dos valores de fósforo total para o ano de 2011. Ressalta-se ainda que, a menor mediana, o maior número de valores próximo do valor médio e os maiores valores discrepantes foram encontrados para o ano de 2010, ano em que foram registradas as menores alturas pluviométricas mensais (Figura 2.2) do período estudado. Por outro lado, a maior mediana e o menor número de observações discrepantes foram observados nas coletas de 2011, ano em que ocorreu a maior altura pluviométrica, com prolongamento da estação chuvosa (Figura 2.2). Tal fato indica que o escoamento superficial é uma das principais fontes no aporte do fósforo nas águas do açude Orós.

Estudos como o de Araújo *et al.* (2009) corroboram com resultados desta pesquisa, visto que o escoamento superficial contribuiu com as principais fontes de fósforo total no interior das águas do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, localizado no estado do Rio Grande do Norte. Pesquisa realizada por Soares Filho (2010) também mostra a contribuição do escoamento superficial com entradas de fósforo total no interior das águas.

Os valores máximos de todos os pontos estudados confirmam uma alta concentração de fósforo total nas águas do Orós entre os anos de 2008 à 2011, estando todos fora dos padrões permitidos pela resolução mencionada anteriormente. Os valores mínimos encontrados nos pontos em questão, também mostram valores acima do permitido durante os quatro anos de pesquisa.

Porém, o mais agravante identificado nesta pesquisa é o fato de que mais de 75% dos valores registrados para as concentrações do fósforo são superiores aos limites padrões do CONAMA n°357/2005 que estipula o máximo de 0,02 e 0,03 mg.L⁻¹ em ambientes lênticos, para água doce classe I e II, respectivamente.

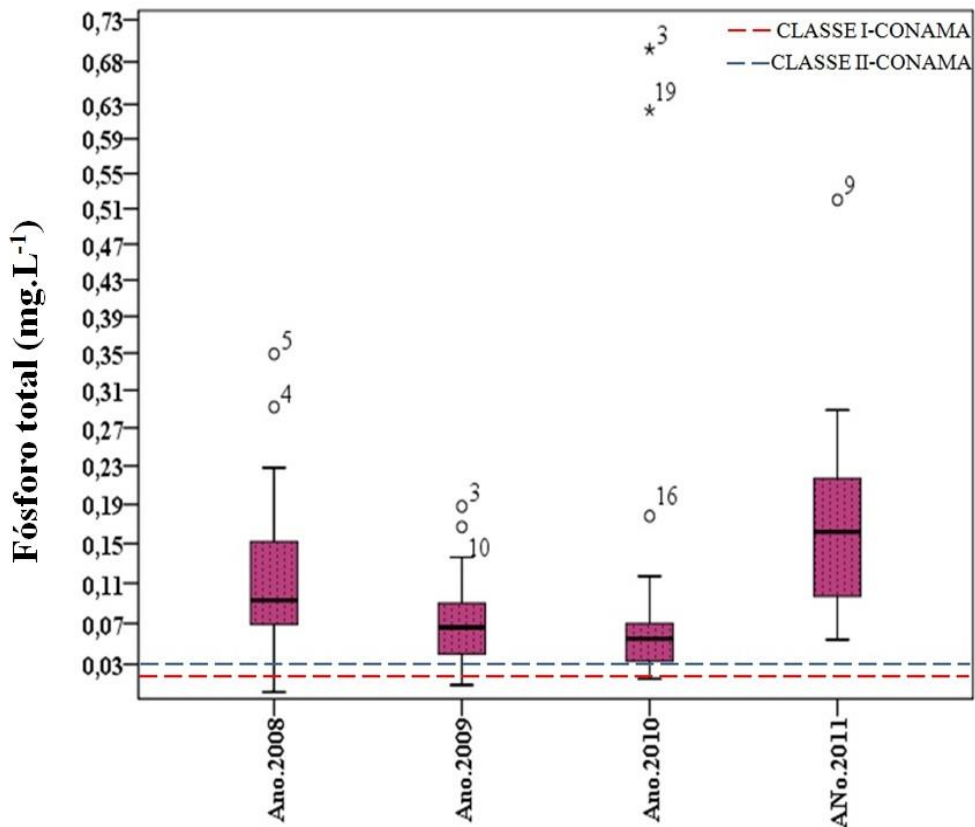


Figura 2.8. Valores encontrados para fósforo total (mg.L⁻¹) nas águas do reservatório Orós para os quatro anos de estudos.

Através dos valores médios, máximos e mínimos (Tabela 2.5) pode ser observado que as médias dos pontos dos quatro anos estudados estão fora dos padrões do CONAMA para águas da classe do tipo I e II. No período chuvoso prevalecem os maiores concentrações de fósforo em todos os pontos no decorrer dos anos estudados. Nota-se que em 2008, as maiores concentrações observadas no período chuvoso ocorreram nos pontos P4, P5, P6, e P7 e em 2009, os pontos P1, P2 e P3 apresentaram as maiores concentrações médias. Neste ano, as maiores diferenças entres as médias dos períodos (chuvoso e seco) ocorreram nos pontos P1 e P3, sendo de 0,11 e 0,06 mg/L e de 0,18 e 0,06 mg/L, respectivamente. Em 2010, verifica-se que o P3 continua apresentando valores médios mais elevados (0,26 mg/L), juntamente com os pontos P2 (0,12 mg/L) e P5 (0,23 mg/L), quando comparados ao período seco de 2009.

Tabela 2.4. Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a fósforo total (mg. L⁻¹), encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.

Local	Fósforo total (mg/L)	2008		2009		2010		2011	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	Média	0,09	0,1	0,11	0,06	0,06		0,20	0,12
	Min - Max	0,069 - 0,110	0,038 - 0,158	0,087 - 0,136	0,058 - 0,066	0,043 - 0,069		0,139 - 0,252	0,048 - 0,198
P2	Média	0,05	0,11	0,09	0,08	0,12		0,33	0,14
	Min - Max	0,029 - 0,069	0,079 - 0,145	0,90 - 0,093	0,061 - 0,089	0,073 - 0,178		0,180 - 0,520	0,078 - 0,137
P3	Média	0,08	0,07	0,18	0,04	0,26		0,20	0,12
	Min - Max	0,065 - 0,093	0,022 - 0,106	0,167 - 0,188	0,020 - 0,062	0,044 - 0,695		0,156 - 0,285	0,03 - 0,204
P4	Média	0,18	0,07	0,06	0,04	0,03		0,16	0,15
	Min - Max	0,069 - 0,232	0,047 - 0,081	0,013 - 0,101	0,04 - 0,42	0,016 - 0,061		0,097 - 0,229	0,065 - 0,236
P5	Média	0,30	0,10	0,06	0,03	0,23		0,13	0,15
	Min - Max	0,069 - 0,349	0,056 - 0,152	0,04 - 0,088	0,01 - 0,042	0,0332 - 0,623		0,054 - 0,193	0,051 - 0,240
P6	Média	0,14	0,18	0,06	0,05	0,04		0,11	0,12
	Min - Max	0,045 - 0,228	0,012 - 0,450	0,036 - 0,083	0,037 - 0,064	0,030 - 0,063		0,054 - 0,175	0,034 - 0,211
P7	Média	0,13	0,06	0,06	0,04	0,04		0,10	0,09
	Min - Max	0,093 - 0,156	0,003 - 0,135	0,046 - 0,075	0,038 - 0,042	0,0173 - 0,070		0,054 - 0,164	0,022 - 0,167

Identifica-se que no ano de 2011 os valores médios de concentração do fósforo chegam a $0,33 \text{ mg.L}^{-1}$, bastante superiores aos limites estabelecidos pela resolução nº 357/2005 CONAMA para água doce, classe II. O aumento deste nutriente em ambientes aquáticos se deve ao aumento das atividades antrópicas, podendo ser despejados diretamente nas águas ou chegar através do escoamento superficial.

Pesquisas como de Ekholm e Lehtoranta (2012) mostram que atividades agrícolas auxiliam no processo de eutrofização das águas superficiais, visto que estas atividades aumentam tanto as concentrações como a disponibilidade de fósforo total nos corpos hídricos. O solo erodido transportado pelo fluxo de água levam os sedimentos ricos deste nutriente que chegam ao interior das águas, resultando em uma maior disponibilidade deste nutriente, o qual é importante no processo de desenvolvimento de indivíduos fitoplanctônicos.

Estudo realizado por Rocha *et al.* (2009) mostram que além das atividades agrícolas o crescimento desordenado de zonas urbanas fazem com que haja um aumento nos resíduos, sendo que não há tratamento apropriado ou mesmo há algum tipo de tratamento. Isso faz que estes resíduos sejam despejados no interior das águas disponibilizando os nutrientes que ali existem.

O enriquecimento por fósforo pode também receber contribuição devido ao aumento da criação de peixes em tanques-rede no interior do Orós, uma vez que as rações disponibilizadas para o aumento na produção de peixes são ricas deste nutriente. O controle sistematizado da qualidade da água e o desenvolvimento de rações que melhorem a retenção do fósforo pelos peixes, diminuindo a emissão desse nutriente para o ambiente (MALLASEN e BARROS, 2008).

Estudos de Paerl *et al.* (2011) realizado no lago Taihu, na China mostram que a disponibilidade dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) auxiliam no crescimento de indivíduos de cianobactérias, tornando o lago em um ambiente eutrofizado devido ao aumento descontrolado dos indivíduos deste grupo de fitoplâncton. A disponibilidade de fósforo facilita o aumento de indivíduos fitoplanctônicos, ocorrendo um avanço nos níveis de clorofila *a* nas águas interiores (HAO *et al.*, 2012; LV *et al.*, 2011).

2.3.3.2 Nitrato

O nitrogênio juntamente com o fósforo são os principais nutrientes limitantes nos ecossistemas aquáticos. Referindo-se ao nitrogênio, este é essencial no metabolismo de organismos tanto procarióticos, no caso de indivíduos de cianobactérias, quanto eucarióticos, tendo como exemplos plantas aquáticas, zooplâncton, animais invertebrados e vertebrados (ESTEVES, 2011). Estes organismos necessitam de nitrogênio para realizar a síntese de proteínas, bem como de aminoácidos. Dentre as formas de nitrogênio mais assimiláveis nos ambientes aquáticos encontram-se amônio, nitrito, nitrato, compostos orgânicos nitrogenados. Dentre estes, a forma estudada nesta pesquisa foi o nitrato (HORNES *et al.*, 2010; TUNDISI 2008).

Pela Figura 2.9 observa-se que o primeiro quartil dos três primeiros anos foram menores que o primeiro quartil de 2011. O menor valor da mediana para o nitrato verifica-se no ano de 2010, ano em que ocorreu um menor índice pluviométrico. Além disso, em 2011 houve uma assimetria na distribuição dos dados da concentração de nitrato. A maior mediana foi referente ao ano de 2011, ano com maior altura pluviométrica comparada aos três anos anteriores (Figura 2.2). Observa-se que todos os valores de nitrato estão de acordo com os padrões estabelecidos pelo CONAMA, o qual estipula o limite máximo de $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato para águas das classes do tipo I e II, destinadas ao consumo humano.

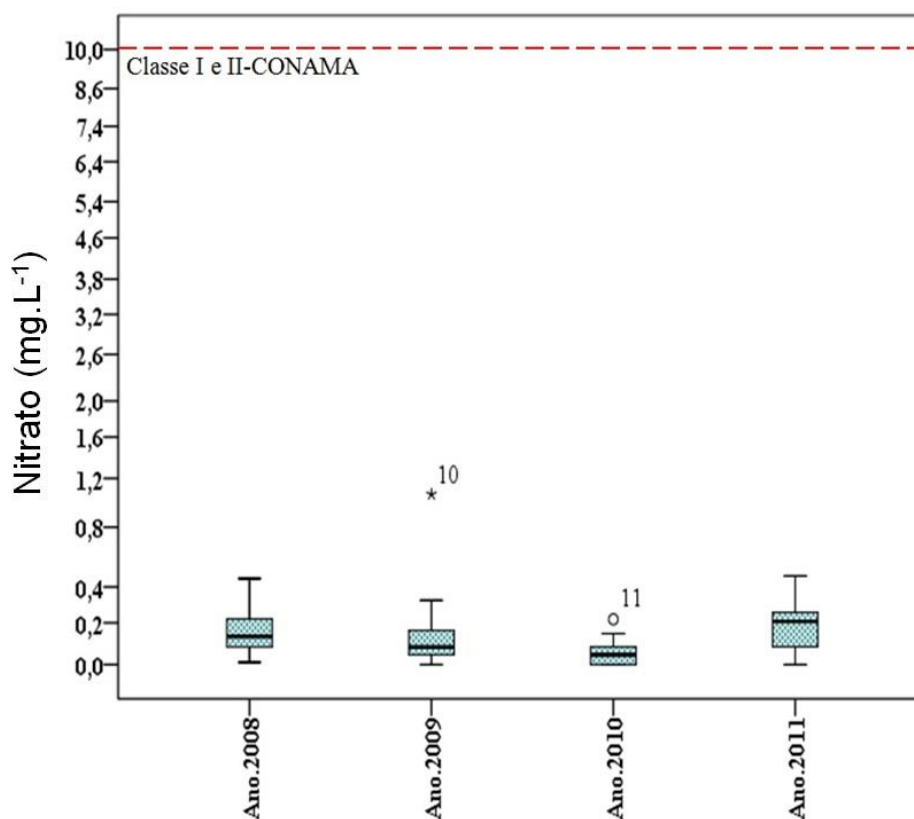


Figura 2.9. Valores encontrados de nitrato (mg.L^{-1}) durante os quatro anos de pesquisa para as águas do reservatório Orós.

Acredita-se que, o aumento nos valores da concentração do nitrato no ano de maior precipitação (2011) deve-se aos efeitos do escoamento superficial, que promove uma lavagem da matéria orgânica presente nos solos. Corroborando com este estudo pode-se citar as pesquisas de Von Sperling (1996), em que observou uma maior concentração de nutrientes no período chuvoso, devido ao escoamento superficial. O mesmo ocorreu com os valores de clorofila, que foram encontrados as máximas deste atributo nos meses chuvosos.

A lavagem do solo, contendo cargas adicionais de nutrientes, devido a atividade agrícola, como arroz nas vazantes da parte alta do reservatório Orós, nos municípios de Iguatu e Quixelô (P3, P4 e P5), ao chegar no interior das águas disponibilizavam esses nutrientes, aumentando assim a comunidade fitoplanctônica do ambiente em questão (KLEIN; AGNE, 2012).

Seguindo a mesma dinâmica dos fatores já estudados, os valores pontuais médios, máximos e mínimos de nitrato estão representados na Tabela 2.6. Observa-se que tanto os valores médios estão dentro dos padrões do

permitido pela resolução CONAMA para nitrato em águas doce, classe II (10,0 mg.L⁻¹). O mesmo foi observado para os valores máximos encontrados de todos os pontos em questão, durante os quatro anos de pesquisa. O menor valor (0,06 mg.L⁻¹) foi registrado no ano de 2010, os quais são inferior ao limite para consumo humano (10 mg.L⁻¹). O maior valor médio da concentração de fosforo foi observado no ponto P3, entrada do riacho Faé. Em geral, os menores valores médios foram registrados em 2010, e os maiores em 2011 (Tabela 2.6), podendo estes estarem associados ao regime pluviométrico, uma vez que as menores e maiores alturas pluviométricas precipitadas também ocorreram nos anos de 2010 e 2011, respectivamente. Tal comportamento indica que o escoamento superficial é um dos fatores que está contribuindo no transporte de nutrientes, como já argumentado por diferentes pesquisadores (ALEXANDER; SMITH, 2006; CODD, 2000).

O enriquecimento por nitrato nos pontos avaliados também pode sofrer alguma interferência do aumento da criação de peixes em tanques-rede no interior do Orós, A partir de 2004 teve início a instalação dos primeiros projetos de criação de peixe em tanques-rede na parte baixa da bacia hidráulica do açude Orós, e ao longo do tempo vem aumentando o número desses tanques. Próximo ao ponto P5 foram instalados em 2008 os primeiros tanques, já sendo de 2.000 o número de tanques instalados em 2013.

No ambiente de criação, o material orgânico proveniente da adição de fertilizantes, a excreção dos peixes e os restos de ração não consumidos geram compostos orgânicos, metabólitos e minerais, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), que se depositam no fundo dos reservatórios ou ficam diluídos no meio. O nitrogênio adicionado ao meio é devido ao fornecimento de alimentos, em cujo processo a amônia é transferida para a água via decomposição dos alimentos não usados, fezes e metabólitos excretados pelas espécies cultivadas. (BOYD 2001; HUSSAR et al., 2005; CHAVES e SILVA, 2006).

Tabela 2.5. Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a nitrato (mg.L^{-1}) encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.

Local	Nitrato (mg/L)	2008		2009		2010		2011	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	Média	0,17	0,15	0,12	0,08	0,07		0,19	0,11
	Min - Max	0,118 - 0,220	0,002 - 0,354	0,031 - 0,199	0,080 - 0,083	0,020 - 0,128		0,128 - 0,255	0,0 - 0,227
P2	Média	0,08	0,10	0,06	0,10	0,09		0,19	0,12
	Min - Max	0,030 - 0,131	0,004 - 0,190	0,042 - 0,080	0,101 - 0,106	0,001 - 0,145		0,129 - 0,302	0,009 - 0,233
P3	Média	0,06	0,05	0,55	0,06	0,03		0,10	0,12
	Min - Max	0,010 - 0,110	0,050 - 0,181	0,046 - 1,062	0,044 - 0,073	0,0 - 0,081		0,081 - 0,216	0,0 - 0,225
P4	Média	0,26	0,05	0,08	0,06	0,10		0,18	0,12
	Min - Max	0,076 - 0,45	0,690 - 0,259	0 - 0,161	0,048 - 0,077	0,081 - 0,218		0,081 - 0,248	0 - 0,225
P5	Média	0,16	0,04	0,17	0,09	0,02		0,24	0,12
	Min - Max	0,030 - 0,302	0,030 - 0,191	0,096 - 0,242	0,084 - 0,090	0,024 - 0,044		0,217 - 0,467	0 - 0,231
P6	Média	0,12	0,05	0,04	0,26	0,07		0,18	0,12
	Min - Max	0,080 - 0,154	0 - 0,077	0 - 0,077	0,190 - 0,322	0,006 - 0,137		0,055 - 0,269	0 - 0,233
P7	Média	0,16	0,05	0,05	0,15	0,03		0,25	0,12
	Min - Max	0,080 - 0,244	0 - 0,105	0,007 - 0,098	0,080 - 0,233	0 - 0,050		0,168 - 0,327	0 - 0,238

2.3.4 Temperatura da água

As temperaturas altas existentes no semiárido nordestino, influenciam a temperatura da água que, em conjunto com a disponibilidade de nutrientes podem influenciar no crescimento da biomassa de fitoplâncton (CHELAPPA *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2009). A dispersão dos valores da temperatura, bem como a presença de dados discrepantes pode ser visto na figura 2.10.

Verifica-se que os menores valores das medianas foram registradas nos dois primeiros anos, porém 50% dos valores nestes dois anos sempre se mantiveram superior a 28 °C, caracterizando o corpo hídrico como de temperaturas elevadas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

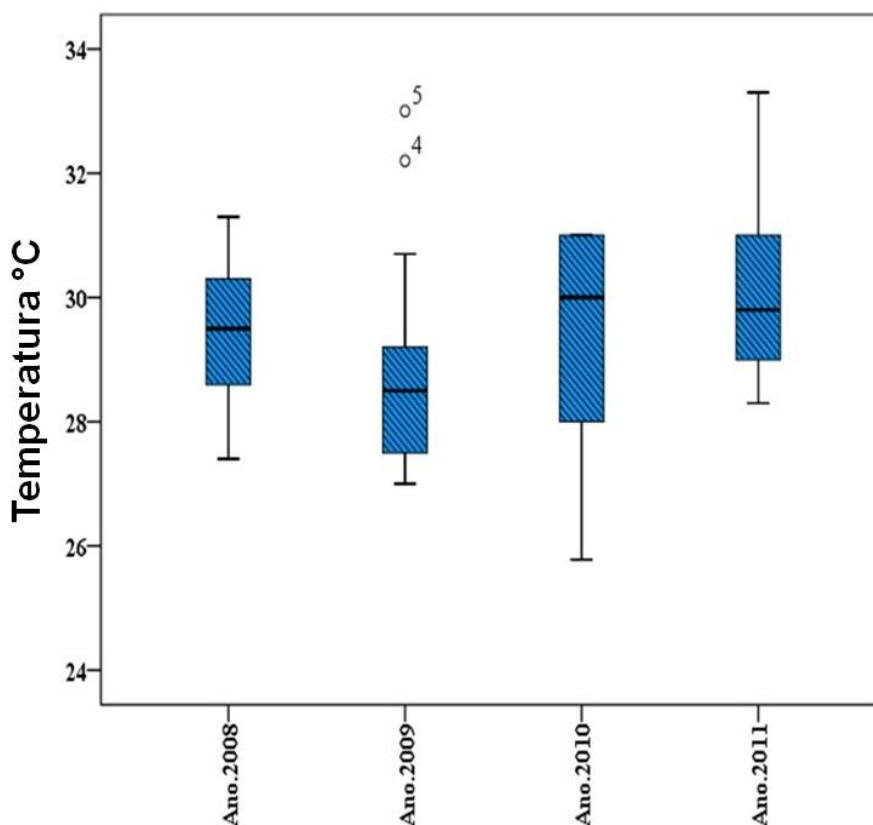


Figura 2.10. Diagrama em caixas múltiplas dos valores de temperatura (°C) da água durante os quatro anos de pesquisa.

As médias, os valores máximos e mínimos das temperaturas pontuais para os quatro anos de estudos estão presentes na Tabela 2.7. A amplitude térmica dos valores médios entre pontos e entre anos foi um pouco superior a 1 °C ($30\text{ °C} - 28,7\text{ °C} = 1,3\text{ °C}$). Com valores sempre superiores a 25 °C, as águas do açude Orós são tidas como de temperaturas elevadas, variando entre 28°C a 30°C. Lagos em regiões tropicais a sazonalidade é reduzida, o que dificulta a definição de padrões térmicos e a previsão de fluxo de calor em termos anuais (Barbosa, 2006).

Verifica-se na tabela 2.7 que a temperatura da água no açude Orós foi sempre um pouco mais elevada no período chuvoso. Mesmo em 2011, ano de maior precipitação pluviométrica, observa-se as maiores temperaturas do período estudado, destacando-se os maiores valores de temperatura da água no período chuvoso, com o P3 e P4 apresentando temperatura média de 31,33°C e 30,47°C, respectivamente. Trabalhos como de Barbosa (2006) e Carvalho (2010), em reservatório do semiárido, mostram valores da temperatura da água mais elevada no período chuvoso e menor do período seco.

O aumento da matéria orgânica coloidal ou dissolvida e a maior presença de plâncton, torna o ambiente turbido e proporciona, conseqüentemente, a elevação da temperatura, uma vez que ocorre maior absorção de calor pelo material particulado (Sipaúba-Tavares, 1994; Esteves, 1998; Amâncio et al., 2004)

Temperatura elevada é um dos fatores limitantes na produção de fitoplâncton (PADISÁK, 1997). Estudos realizados por Costa *et al.* (2009), no estado do Rio Grande Norte, mostram que as altas temperaturas desse ambiente proporcionaram o aumento das concentrações da biomassa fitoplanctônica, principalmente de indivíduos do grupo de cianobactérias, que são altamente competidoras em várias faixas de luminosidade. A importância da temperatura no desenvolvimento dos organismos fitoplanctônicos, que necessitam da realização de fotossíntese para o seu desenvolvimento vem sendo demonstrados em estudos como de Domigues *et al.* (2012) e Peng *et al.* (2012).

Tabela 2.6. Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a temperatura (°C) encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011.

Local	Temperatura (°C)	2008		2009		2010		2011	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	Média	28,65	28	28,85	27,2	28,96		29,47	29,4
	Min - Max	28,20 - 29,10	27,40 - 28,30	28,5 - 29,20	27,00 - 27,40	25,89 - 31,00		28,3 - 31,0	28,2 - 30,6
P2	Média	28,95	28,27	28,75	28,2	28,93		30,03	30,1
	Min - Max	28,3 - 29,6	28,00 - 28,50	28,5 - 29,00	28,00 - 28,40	25,78 - 31,00		28,7 - 32,0	28,9 - 31,3
P3	Média	29,4	29,1	28,9	28,4	29,06		31,33	31,1
	Min - Max	28,6 - 30,20	27,3 - 30,50	28,3 - 29,50	27, 0 - 29,80	26,17 - 31,00		29,8 - 33,3	30,3 - 31,90
P4	Média	30,5	29,07	29,57	31,45	29,05		30,47	30,45
	Min - Max	30,5 - 30,5	28,2 - 30,0	26,72 - 31,00	30,7 - 32,2	27,0 - 31,1		29,0 - 32,3	29,1 - 31,8
P5	Média	30,4	28,67	31,45	28,5	29,3		30,27	29,2
	Min - Max	29,5 - 31,3	28,3 - 29,0	29,9 - 33,0	27,5 - 29,5	26,89 - 31,0		28,9 - 31,6	28,00 - 30,4
P6	Média	29,9	29,87	28,65	27,35	29,33		29,9	29,4
	Min - Max	28,6 - 31,20	29,0 -30,6	28,5 - 28,8	27,0- 27,7	28,0 - 30,0		29,1 - 31,3	28,9 - 29,9
P7	Média	29,15	29,3	27,95	27,15	29,17		29,43	28,8
	Min - Max	28,0 - 30,3	28,6 - 29,7	27,9 - 28,0	27,0 - 27,30	28,0 - 30,5		28,7 - 30,6	30,6-27

2.3.5. pH

O potencial de hidrogênio (pH) é uma medida importante para as análises limnológicas. A variação do pH em ambientes aquáticos pode modificar a composição dos organismos que ali estão presentes. Para tanto, gerou-se o gráfico do tipo boxplot (FIGURA 2.11) para conhecer a dispersão dos valores de pH, bem como suas medianas.

Os anos de 2008 e 2011 apresentam comportamento semelhante com relação à simetria e dispersão dos dados.. Em 2010, verifica-se a predominância dos valores mais elevados, maior mediana, maior número de valores próximos do valor médio, e a presença de valores discrepantes, tanto superiores como inferiores. O menor valor observado neste ano ocorreu no ponto P2, corresponde a 7,8, e os valores máximos ocorrendo nos pontos P4, P5 e P6, com pH de 9,1, 9,2 e 9,1, respectivamente.

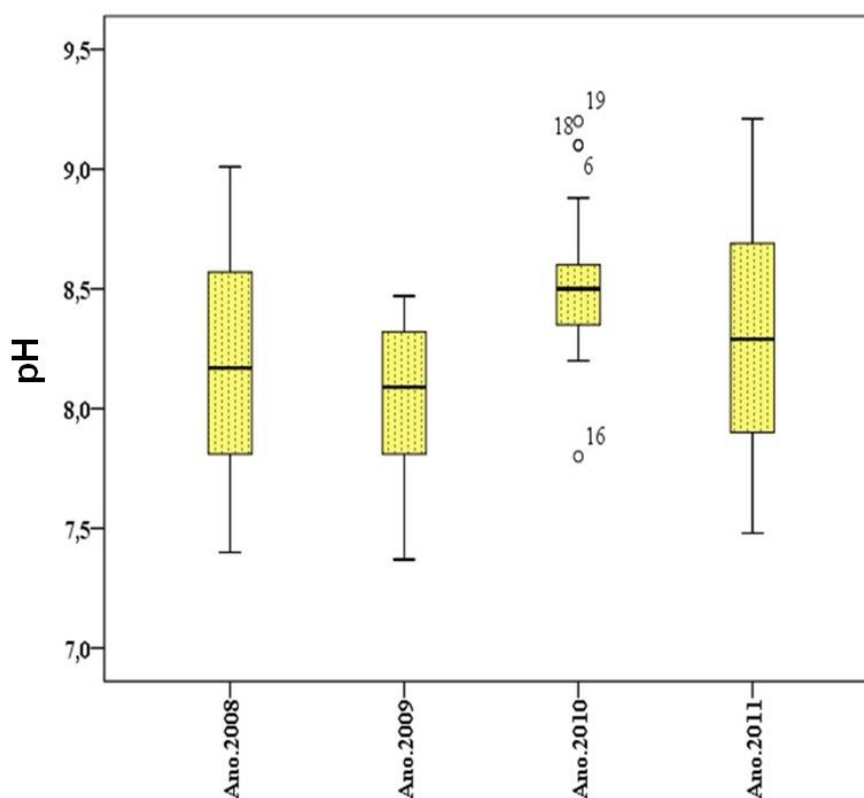


Figura 2.11. Valores encontrados para o pH das águas do reservatório Orós durante os quatro anos de pesquisa.

Os valores médios, máximos e mínimos que expressam a dinâmica espacial e temporal do pH estão presentes na Tabela 2.8. Os valores encontrados durante os quatro anos de pesquisa para os sete pontos estudos mostram que os valores de pH se mantiveram dentro de valores alcalinos.

Nota-se que tanto as médias pontuais quanto as anuais são superiores a 8, indicando que o Orós possui águas alcalinas. Ecossistemas aquáticos localizados em regiões áridas e semiáridas, onde predomina um balanço hídrico negativo, usualmente apresentam valores alcalinos de pH (Esteves, 1998).

O pH das águas pode ser influenciado pela situação geológica do local (BARBOSA *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012), bem como indicar as atividades de organismos fitoplanctônicos. Quanto maior o pH, maior será as atividades de fotossíntese realizada por esses organismos (SOUSA *et al.*, 2009). Porém, no presente estudo, os valores de pH das águas do açude Orós são influenciadas pela composição do solo e não pela atividades exercidas pela comunidade fitoplanctônica. Leprun, (1983 *apud* BARBOSA *et al.*, 2006) estudou mais de 304 açudes da região semiárida e constatou que o pH alcalino das águas dos reservatórios estudados estava associado à predominância de compostos de íon de bicarbonato presentes nos solos, que são embasamentos cristalinos.

Tabela 2.7. Valores médios, mínimos e máximos pontuais para a pH, encontrados nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), dos anos de 2008 a 2011

Local	pH	2008		2009		2010		2011	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	Média	7,94	8,03	8,32	8,13	8,00		8,00	7,61
	Min - Max	7,70 - 8,17	8,16 - 8,44	7,58 - 8,47	7,88 - 8,37	8,20 - 8,40		7,56 - 8,28	7,60 - 7,61
P2	Média	7,93	8,4	7,77	8,2	8,2		8,09	7,73
	Min - Max	7,70 - 8,16	8,22 - 8,57	7,44 - 8,10	8,09 - 8,30	7,80 - 8,60		7,82 - 8,29	7,65 - 7,8
P3	Média	7,98	8,43	7,91	8,26	8,44		8,36	7,69
	Min - Max	7,50 - 8,46	8,26 - 8,76	7,37 - 8,45	8,17 - 8,35	8,30 - 8,52		7,90 - 8,90	7,57 - 7,80
P4	Média	8,11	9,17	7,84	8,51	8,67		8,67	7,76
	Min - Max	7,90 - 8,32	8,92 - 9,40	7,70 - 7,98	8,37 - 8,65	8,40 - 9,10		8,01 - 9,03	7,62 - 7,90
P5	Média	8,08	8,99	8,09	8,49	8,77		8,67	7,74
	Min - Max	7,70 - 8,45	8,80 - 9,17	7,76 - 8,42	8,32 - 8,66	8,50 - 9,20		7,71 - 9,21	7,48 - 8,00
P6	Média	8,26	7,92	8,01	8,14	8,76		8,19	7,76
	Min - Max	7,92 - 8,60	7,40 - 8,28	7,81 - 8,20	8,13 - 8,14	8,30 - 9,10		7,48 - 8,69	7,52 - 8,00
P7	Média	8,21	8,41	8,17	8,00	8,59		8,19	7,57
	Min - Max	7,81 - 8,60	8,03 - 9,03	7,89 - 8,45	7,98 - 8,02	8,48 - 8,70		7,55 - 8,58	7,50 - 7,63

2.4 Considerações finais

Os resultados encontrados mostraram aumento nas concentrações de clorofila *a*, redução da transparência, bem como, aumento na concentração de fósforo total durante o período de estudos, indicando que as águas do reservatório Orós estão sofrendo alterações com o tempo que podem levar ao processo de eutrofização, e ao comprometimento da qualidade de água para consumo humano.

Esta pesquisa deixa subsídios para que haja estudos sobre as atividades antrópicas desenvolvidas no entorno e dentro do reservatório, pois estão influenciando no maior aporte de nutrientes para as águas do reservatório.

2.5 Referencias bibliográficas

ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIAN, A.A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saud Journal of Biological Sciences**, v. 19, p. 257-275. 2012.

ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A. Trends in the nutrient enrichment of U.S. rivers during the late 20th century and their relation to changes in probable stream trophic conditions. **Limnological and Oceanographic**, v. 51, n. 1, part. 2, p. 639-654. 2006.

ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; SOUSA, I. H.; LEÃO, R. A. O; GUERREIRO, M. J. Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer(Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. **Environmental Research**, v. 106, p. 170-177. 2008.

ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. M.; PALÁCIO, H. A. P. O semi-árido cearense e suas águas, Imprensa universitária. *In:* . **Semiárido e o manejo de recursos naturais, uma proposta do uso adequado do capital natural**. 2010. p. 57-408. (Fortaleza)

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**. 2009. 47 f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) - Departamento de biologia e zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20ed. Washington: American public Association, p 1220.1998.

BARBOSA, J. E. L.; ANDRADE, R. S.; LINS, R. P.; DINIZ, C. R. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v.1, p.81-89, 2006. Suplemento Especial.

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**, v. 24, n. 1, p. 103-118. 2012.

BRASIL, **CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA)**. Resolução nº375, de 17 de março de 2005.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-80. 1977.

CHALAR, G.; DELBENE, L.; GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; AROCENA, R. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). **Ecological Indicators**, v. 24, p. 582-588. 2013.

CHELAPPA, N.T.; BORBA, J. L. M.; OLIVEIRA, R. K.; LIMA, A. K. A. Diversidade, co-existência e dominância de na comunidade fitoplanctônica na Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 2, p. 126-128. 2007.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Proposta de Índices de Qualidade de Água para o Estado de São Paulo**. Coletânea de Textos da Cetesb, 2002.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 51-60, 2000.

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

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 822-831. 2011.

DAMACENO, M. N.; TAHIM, E. F. **A participação das mulheres na pesca: o caso das Produtoras de buchada de peixe no açúde Orós, Estado do**

Ceará. VIII Congresso Latinoamericano de Sociologia Rural, Porto de Galinhas, 2010.

DOMINGOS, F.; GÔMARA, G. A.; SAMPAIO, G. F.; SOARES, M. F.; SOARES, F. F. L. Eventos de mortandade de peixes associados a florações fitoplanctônicas na lagoa Rodrigo de Freitas: Programa de 10 anos de monitoramento. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 3, p. 441-466. 2012.

EKHOLM, P.; LEHTORANTA, J. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? **Journal of Environmental Management**, v. 93, p. 140-146. 2012.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Interciência. Rio de Janeiro. 3ed. 2011. 574p.

FERRAREZE, M. The effect of the land use on phytoplankton assemblages of a Cerrado stream (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 43-51. 2012.

FERREIRA, A. B.; FILHO, W. P.; ROSA, R. Análise comparativa de variáveis limnológicas em três sub-bacias hidrográficas na região central do Rio Grande do Sul-Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 13, n. 41, p. 15-28. 2012.

FIGUEREDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária de Ambiente**, v. 12, n. 4, p. 399-409. 2007.

FRAGOSO JR. C. R.; MOTTA MARQUES, D. M. L.; FERREIRA, T. F.; JANSE, J.; van NIES, E. H. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, p. 1337-1348. 2011.

GU, B.; DONG, X.; CAI, W.; WU, P.; LIU, Y.; WANG, G. The long-term impact of urbanization on nitrogen patterns and dynamics in Shanghai, China. **Environmental Pollution**, v. 171, p. 30-37. 2012.

HAO, Z.; LI, Y.; CAI, W.; WU, P.; LIU, Y.; WANG, G. Possible nutrient limiting factor in long term operation of closed aquatic ecosystem. **Advances in Space Research**, v. 49, p. 841-849. 2011.

HORNES, M.; SILVA, A. G.; MITTERER, M. L.; QUEIROZ, M. I. Influência dos compostos nitrogenados na concentração de proteína da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 30, n. 2, p. 364-371. 2010.

JORDAN, P. MELLAND, A. R.; MELLANDER, P. E.; SHORTLHE, G.; WALL, D. The seasonality of phosphorus transfers from land to water: Implications for trophic impacts and policy evaluation. **Science of the Total Environment**, v. 434, p. 101-109p. 2012.

KLEIN, C.; AGNE, A. A. Fósforo: de nutriente à poluente!. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2012.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207 f. Tese (Doutorado em Ciências, na área de Ecossistemas terrestre e aquático) - Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEPRUN, P. Primeira avaliação das águas superficiais do nordeste. **Relatório final de convênio**. SUDENE. 141p. 1983.

LIUYING; MAJIAO; LIYONG. Analysis of Eutrophication of Yangtze River Yibin Section. **Energy Procedia**, v. 16, p. 203-210. 2012.

LV, J.; WU, H.; CHEN, M. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. **Limnologia**, v. 41, p. 48-56. 2011.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e recomendações. **Boletim Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, 2010.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista Saúde Pública**. v. 38, n. 5, p. 679-686, 2004.

MONTEAGUDO, L.; MORENO, J. L.; PICAZO, F. River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. **Water Research**, v. 46, p. 2759-2771. 2012.

NIENJE, P. M.; FOPPEN, J. W.; UHLENBROOK, S.; KULABAKO, R.; MUWANGA, A. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa-A review. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 447-455. 2010.

O'NEIL, J. M.; DAVIS, T. W.; BURFORD, M. A.; GOBLER, C. J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v. 14, p. 313-334. 2011.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciboskii* (Wolozynska) Seenayya et Suba Raju an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiology**, v. 4, p. 563-593. 1997.

PAERL, H. W.; XU, H.; McCARTHY, M. J.; ZHU, H.; QIN, B.; LI, Y.; GARDENER, W. S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. **Water Research**, v. 45, p. 1973-1983. 2011.

PENG, S.; QIN, X.; SHI, H.; ZHOU, R.; DAI, M.; DING, D. Distribution and controlling factors of phytoplankton assemblages in a semi-enclosed bay during spring and summer. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 941-9498. 2012.

ROCHA, S. A.; LOUGON, M. S.; GARCIA, G. O. Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**. v. 4, n. 4, p. 1-6, 2009.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará – Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 3, p. 413-422. 2012.

SODERGAARD, M. ; LARSEN, S. E.; JORGENSEN, T. B. ;JEPPESEN, E. Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. **Ecological Indicators**. v11. n5 p. 1403-1412, 2012.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. **Science of the Total Environment**. v. 434, p. 213-227, 2012.

TERNUS, R. Z.; SOUZA-FRANCO, G. M.; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; MAGRO, J. D. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 189-199. 2011.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632p.

VIEIRA, B. H.; PEREIRA, R. H. G.; DERBÓCIO, A. M. Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica de um ecossistema aquático utilizado para o cultivo de peixes em tanque-rede, Pantanal de Miranda, MS. **Boletim Instituto de Pesca**. v. 35, n. 4, p. 567-576, 2009.

VON SPERLING, E. Mechanisms of eutrophication in tropical lakes. **Environmental Pollution**. v. 3, p. 434-439, 1996.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3ed. London: Academic Press, Elsevier. 2001.

CAPÍTULO 3:
COMPOSIÇÃO FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO NO
SEMIÁRIDO NORDESTINO

RESUMO- O aumento de organismos fitoplanctônicos em ambientes aquáticos continentais pode afetar a qualidade destes ecossistemas, tendo em vista que o aumento da disponibilidade de nutrientes bem como o clima proporciona torna o ambiente propício para ocorrência de florações. Tomando por base este postulado objetivou-se com este estudo conhecer a composição fitoplanctônica, bem como quantificar e qualificar os indivíduos de cianobactérias. O estudo foi desenvolvido no reservatório Orós localizado na região central do estado do Ceará no período de 2008 a 2011. Foram realizadas 17 campanhas em 7 pontos distribuídos no reservatório, totalizando 119 coletas. As análises de identificação e quantificação do fitoplâncton foram realizadas no Instituto Federal do Ceará- Campus Fortaleza (LIAMAR) e no laboratório de planctologia, da Universidade Federal do Ceará (UFC). A análise de agrupamento mostrou que a composição do fitoplâncton alternou de chlorophyceae para cyanophyceae durante o período estudado, sendo observado uma tendência de aumento significativo da cyanophyceae nesses dois anos frente aos outros grupos de fitoplâncton. Para o ano de 2010 e 2011 a cyanophyceae foi a mais frequente independente dos períodos (seco e chuvoso), atingindo percentuais entre 50% e 60% de frequência das amostras coletadas. A análise de quantificação do fitoplâncton ocorreu apenas para indivíduos do grupo de cianobactérias, em que as frequências dos quatros anos de estudos mostraram o predomínio de indivíduos destas espécies. A contagem de células de cianobactérias se mostrou elevada, além do permitido para o consumo humano, que segundo a resolução CONAMA nº357/2005 é permitido até 50.000 cél/mL para águas da classe do tipo II. A contagem com maior número de células ocorreu em outubro de 2009, sendo que o valor máximo foi mais de 1.000.000 de cél./mL. A composição do fitoplâncton, bem como a frequência dos mesmos, ocorreu independente dos períodos seco e chuvoso. A elevada frequência de indivíduos de cianobactérias, bem como seus altos níveis de células e a diminuição de indivíduos de outros grupos de fitoplânctons, caracteriza que as águas eutrofizadas estão sendo adicionadas ao reservatório Orós.

Palavras-chave: Qualidade de água, eutrofização, abundância, cianotoxinas

ABSTRACT- The increase of phytoplankton organisms in aquatic environments can affect the quality of these ecosystems, considering that the increased availability of nutrients and the climate provides a favorable environment for the occurrence of blooms. Based on this postulate objective of this study was to know the composition of phytoplankton, as well as quantify and qualify individuals cyanobacteria. The study was developed in the Oros reservoir located in the central region of the state of Ceará in the period 2008-2011. 17 campaigns were conducted in seven sites distributed in the reservoir, totaling 714 samples. Analyses identification and quantification of phytoplankton were conducted at Instituto Federal do Ceará, Fortaleza Campus (LIAMAR) and laboratory planctologia, Federal University of Ceará (UFC). The composition of phytoplankton was alternating between chlorophyceae and cyanophyceae between the years 2008 and 2009, and observed an increase in subtle cyanophyceae these two years compared to the other groups of phytoplankton. For the year 2010 and 2011 was the most frequent cyanophyceae independent periods (dry and wet), at times reaching between 50% and 60% frequency in the samples. The analysis and quantification of phytoplankton observed only for individuals in the group of cyanobacteria, in which the frequencies of four years of studies have shown the prevalence of individuals of this species. The cyanobacterial cell counts showed elevated beyond permitted for human consumption, which according to CONAMA Resolution N°. 357/2005 is allowed up to 50,000 cel/mL for waters class of type II. Count with the highest number of cells occurred in October 2009, and the maximum value was over 1,000,000 cel/mL. The phytoplankton composition and the frequency thereof, occurred independently of the dry and rainy seasons. The temperature helps both in the photosynthetic process as the availability of nutrients in the water column, thus being one of the main factors contributing to the increase of individuals of cyanobacteria. The high frequency of individuals of cyanobacteria, as well as its high levels of cells and the reduction of individuals from other groups of phytoplankton, featuring the Oros reservoir waters are eutrophic.

Keywords: water quality, eutrophication, abundance, cyanotoxins

3.1 Introdução

Fitoplâncton são organismos microscópicos que fazem parte da produção primária de um ambiente aquático, sendo ele continental, marinho ou estuarino (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013; MORO *et al.*, 2003). São os produtores primários que sustentam a cadeia trófica de seus ecossistemas, ou seja, é a base da cadeia alimentar. Também são os responsáveis pela maior parte do oxigênio gasoso produzido e liberado para a atmosfera (BORGES, 2005).

A expansão desordenada de zonas urbanas no entorno de corpos hídricos, bem como a implementação de atividades agrícolas, pecuária e da piscicultura sem um manejo adequado contribuem para o aumento da biomassa de fitoplâncton, devido a grandes disponibilidades de nutrientes provindos das atividades mencionadas (ROCHA *et al.*, 2009; PRIMAVESI *et al.*, 2000).

Estudos utilizando espécies ou assembleias de organismos fitoplanctônicos tem se revelado importante ferramenta para a caracterização da qualidade da água e a ecológica do ambiente em geral, constituindo frequentemente numa indicação mais restritiva desta qualidade, se comparada à indicação física e química tradicional. Isto ocorre porque as variações na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton constituem-se em uma rápida resposta às modificações das condições ambientais (DUBELAAR *et al.*, 2004; ARAÚJO *et al.*, 2000, HINO; TUNDISI, 1977).

O aumento de indivíduos de determinadas espécies, sejam eles planctônicas, vegetais ou animais, em corpos hídricos expressa a eutrofização do ambiente, uma vez que os mesmos são bioindicadores de contaminação. Um dos táxons mais preocupantes é a classe cyanophyceae ou cianobactéria, por possuir indivíduos potencialmente tóxicos (FERRÃO FILHO, 2009; PANOSSO *et al.*, 2007).

Outra consequência da dominância destes indivíduos é a hipóxina, baixos níveis de oxigênio no interior das águas, ocasionando a morte de vários organismos, diminuindo assim a diversidade local (CARMICHAEL, 1996). De acordo com Poniedzialek *et al.* (2012), a bioacumulação das toxinas na cadeia

trófica é outra forma de contaminação. Os indivíduos que ingerem animais contaminados podem sofrer os mesmos sintomas que indivíduos que ingerem diretamente estas toxinas, que podem também levá-lo a óbito.

Estudos como o de Mesquita (2009) mostram que reservatórios de ambientes semiáridos são mais susceptíveis a eutrofização comparado a reservatórios de climas temperados. O elevado tempo de residência das águas é um dos fatores que facilita na concentração de nutrientes, bem como a sua disponibilidade, assim promovendo o desenvolvimento e divisão celular dos organismos fitoplanctônicos.

A ecologia e a dinâmica do fitoplâncton nos últimos anos se tornaram focos de estudos (ABONIY *et al.*, 2012; SALMASO *et al.*, 2012; CAO *et al.*, 2011), devido estarem relacionados à qualidade de água dos corpos hídricos superficiais. Com o intuito de conhecer o estado trófico do corpo hídrico em questão, objetivou-se investigar a composição fitoplanctônica do reservatório Orós, localizado em uma região semiárida do Brasil, precisamente no estado Ceará, bem como quantificar e qualificar as espécies de cianobactérias e conhecer a abundância relativa das espécies desse grupo.

3.2 Material e métodos

3.2.1. Localização da área

O Açude Orós barra o rio Jaguaribe na região central do estado do Ceará com capacidade para armazenar 2 bilhões de m³, sendo responsável pela perenização de 360 km do rio Jaguaribe, abastecendo as cidades que se encontram a sua jusante para os diferentes usos da água (FIGURA 3.1).

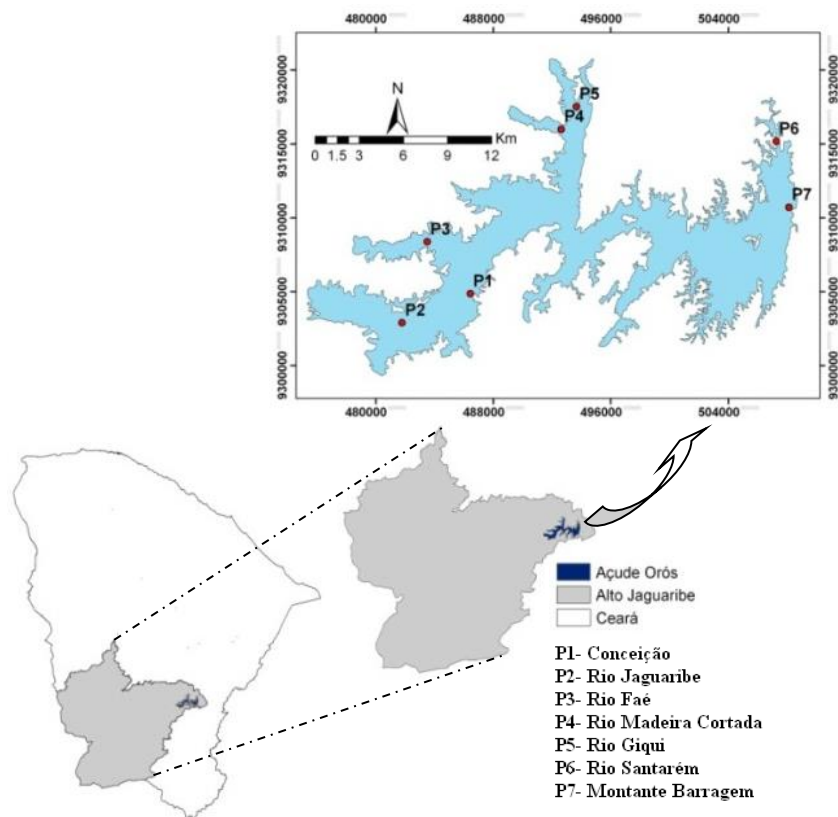


Figura 3.1. Localização da bacia do Alto Jaguaribe e do reservatório Orós e seus pontos de coletas

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é BSw'h', semiárido quente com chuvas máximas de outono e temperatura média mensal sempre superior a 18 °C. Por se tratar de uma região semiárida tropical, o clima apresenta duas estações: chuvosa (janeiro-junho) e seca (julho-dezembro). O regime pluviométrico apresenta uma distribuição unimodal com uma alta variabilidade espacial e temporal; portanto, a principal limitação com relação à pluviometria na região é a irregularidade do regime e não da altura pluviométrica anual (FIGURA 3.2). Diversas são as atividades desenvolvidas na área do entorno do açude. A principal é a exploração agropecuária, com o uso de fertilizantes e criação de animais às margens do reservatório. Observa-se, também, a presença de núcleos urbanos que contribuem com despejos de esgotos domésticos sem tratamentos e ainda, diversos projetos de criação de peixes em tanques-redes no interior do reservatório (FIGURA 3.3).

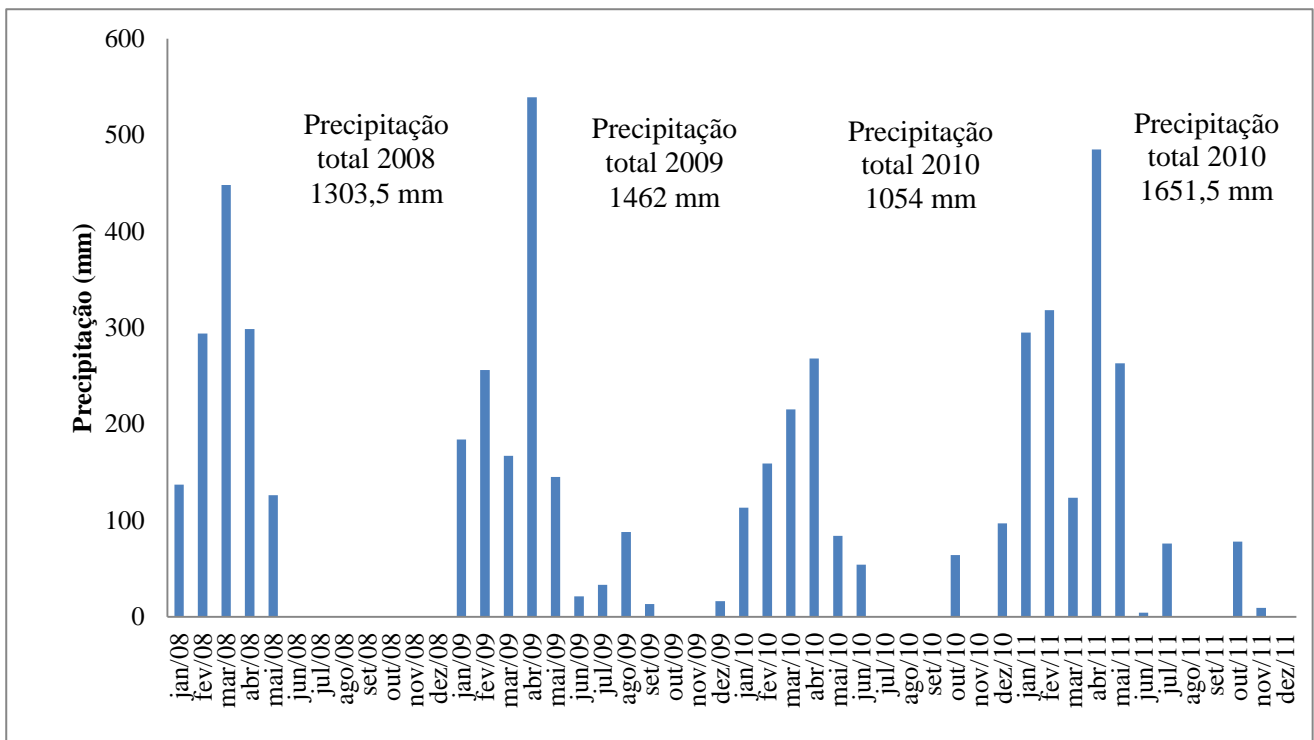


Figura 3.2. Precipitação total entre os meses fevereiro de 2008 à novembro de 2011 nos postos pluviométricos das cidades no entorno do açude Orós, Ceará.



Figura 3.3. Área urbana no entorno do açude Orós e atividades antrópicas realizada no referido açude dando destaque a piscicultura.

3.2.2. Análise fitoplanctônica

Para se ter conhecimento do aporte de nutrientes ao reservatório pelas águas dos tributários escolheu-se sete pontos de amostragem, os quais foram denominados como: P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7. Estando os três

primeiros localizados no terço superior, os dois subsequentes no terço médio e os dois últimos na terço inferior do corpo hídrico.

Foram realizadas coletas bimestrais, entre os anos de 2008 e 2011, totalizando 119 coletas. Para a avaliação fitoplanctônica foram coletados 500 mL de amostra com o auxílio de uma rede de plâncton de 30 a 50 cm de diâmetro e porosidade de 20 µm. As amostras foram acondicionadas em frascos escuros, para que não houvesse a passagem de luz irradiante, contendo 20 mL de formalina tamponada e conduzidas ao Laboratório Integrado de Águas de Mananciais e Residuárias do Instituto Federal do Ceará (LIAMAR/IFCE) e ao Laboratório de Planctologia da Universidade Federal do Ceará (UFC) para realização das análises fitoplanctônicas.

As identificações foram realizadas em microscópio óptico binocular equipado com sistema fotográfico, avaliando-se pelo menos três lâminas por amostra. As técnicas de coleta foram realizadas segundo American Public Health Association (2005) e Bicudo (2006). As de identificação dos grupos de microalgas e cianobactérias seguiram as seguintes chaves de identificações: Bicudo, Menezes (2006), Cybis *et al.* (2006), Sant'ana *et al.* (2006), Komárek, Anagnostidis (1999), Streble, Krauter (1987), Komárek (1983) e Bourrelly (1972).

Para identificar se as alterações de frequência dos grupos de fitoplâncton identificados ao longo do tempo eram estatisticamente significativas, bem como a similaridade das mesmas aplicou-se a análise multivariada, análise de agrupamento. O ponto de corte foi definido pelo primeiro grande “salto” de similaridade da distancia reescalada.

Para a análise quantitativa do fitoplâncton, na qual se utilizou apenas o grupo de cianobactéria, devido o seu potencial de toxicidade, para a referida contagem, foi utilizado à técnica da câmara de Sedgewick-Rafter. Primeiramente a água coletada foi inserida na câmara. Após a sedimentação do material, onde se encontra o fitoplâncton a ser contado, o mesmo foi levado ao microscópio invertido para efetuar a contagem dos tricomas ou das colônias de cianobactérias. Após a contagem aplicou-se a equação (1) para se conhecer as quantidades de células, as quais são empregadas na definição dos padrões da qualidade das águas segundo a resolução do Conselho

Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Por esta resolução é permitido até 50.000 cél/mL de cianobactérias.

$$N^{\circ}ml^{-1} = C \times 1000m^3 / A \times D \times F \quad (1)$$

C = número de organismos contados

A = área do campo em mm²

D = Profundidade do campo (1 mm)

F = número de campos contados

Realizou-se também a análise de abundância relativa das espécies em cada ano de coleta, para identificar a espécie predominante e posteriormente através deste resultado pode-se conhecer qual a espécie dominante neste ecossistema. O cálculo de abundância foi realizado pela seguinte equação.

$$\%Spi = (n \cdot 100 / N) \dots \dots \dots (2)$$

%Spi = porcentagem da espécie

n = número de organismos da espécie

N = número total de organismos na amostra

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Composição do fitoplâncton

Embora no início do período de estudo, junho de 2008, tenha sido identificado 9 grupos de fitoplâncton: cyanophyceae, chlorophyceae, bacillariophyceae, chlamydomophyceae, crysophyceae, dinophyceae, euglenophyceae, xantophyceae e zygnemaphyceae; as cyanophyceae, chlorophyceae e bacillariophyceae, as quais juntas sempre apresentaram frequências superiores a 80% ao longo dos quatro anos de investigação (FIGURA 3.4). Dentre os três grupos mencionados, o mais frequente foi cyanophyceae com 38,7% para abril, em junho chlorophyceae foi a mais

frequente com 36%. Entre os outros grupos de fitoplânctons, nenhum apresentou frequência superior a 5%. De acordo com Salmaso *et al.* (2012) e Rodrigues *et al.* (2007) chlorophyceae são referidas como um grupo que necessita de temperaturas altas e radiação solar intensa para predominarem no ambiente, o que ocorre em ambientes semiáridos.

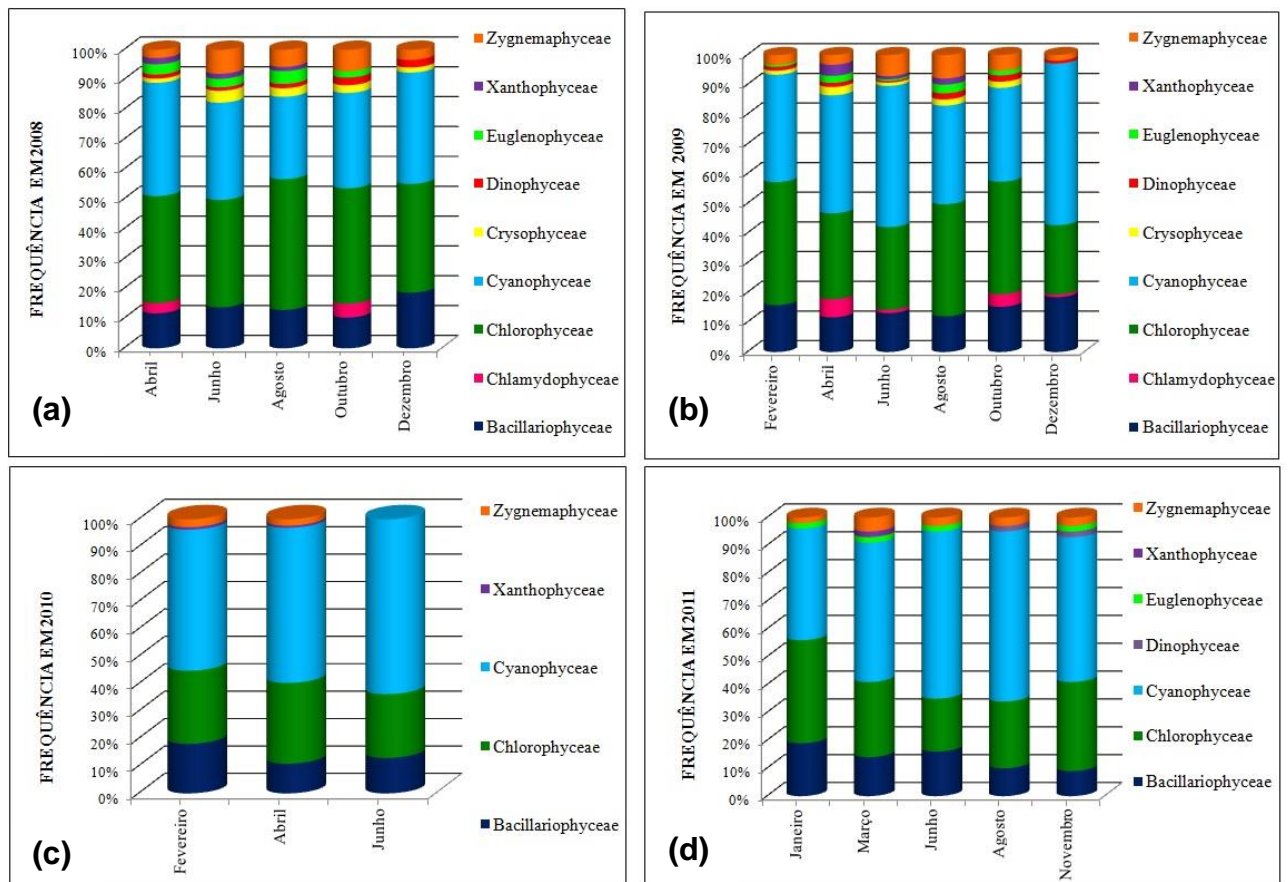


Figura 3.4. Frequência dos grupos de fitoplâncton identificados nas águas do reservatório Orós durante os quatro anos de pesquisa.

A Figura 3.4, também mostra que com o passar do período estudado ocorre um decréscimo do número de grupos presentes nos pontos de entrada de água no reservatório Orós, com o acréscimo na frequência das cyanophyceae. O aumento da frequência de indivíduos de cianobactérias e a diminuição da diversidade do fitoplâncton são características de ambientes eutrofizados (FERRÃO-FILHO, 2009), o que pode estar ocorrendo nos pontos de entrada das águas do Orós. Isto pode ter ocorrido devido ao uso e ocupação inadequada no entorno do açude Orós. Estudos desenvolvidos por

Ekholm, Lehtoranta (2012); Salmaso *et al.* (2012), Soares *et al.* (2012) e Nienje *et al.* (2010); apontam as atividades antrópicas, como agricultura e pecuária como sendo as que mais influenciam no desenvolvimento do fitoplâncton em corpos hídricos.

Acredita-se que o aporte de nutrientes que permitam o desenvolvimento do fitoplâncton nos pontos estudados estejam relacionados com o uso e ocupação do solo no entorno do Orós (Figura 3.5), uma vez que não existe relação entre as variações nas frequências do fitoplâncton e a distribuição das chuvas ao longo do período estudado. Segundo Esteves (1998) nas regiões tropicais a periodicidade do fitoplâncton não é uniforme e poucas são as evidências de que suas flutuações estão ligadas a sazonalidade climática (estação seca e chuvosa).



Figura 3.5. Atividades de uso do solo encontradas no entorno do reservatório Orós.

A frequência do grupo Bacillariophyceae variou entre 18% e 9%, sem mostrar relação com a estação seca ou chuvosa. Somente para as quatro últimas coletas este grupo começa a expressar uma tendência de decréscimo na sua frequência. Já a frequência dos grupos de fitoplâncton Chlorophyceae e Cyanophyceae alternaram-se entre a maior e a segunda maior frequência nos dois primeiros anos de estudo (FIGURA 3.6).

A alternância na frequência de grupos de fitoplâncton indica que os grupos competem entre si, tanto por nutrientes quanto por luminosidade (DELAZARI-BARROSO *et al.*, 2011) no perfil da coluna d'água. Após out/09 o grupo das Cyanophyceae passou a ser dominante independente da

sazonalidade do regime pluviométrico. Tal comportamento expressa a existência de outras fontes contaminadoras das águas aportadas ao reservatório Orós.

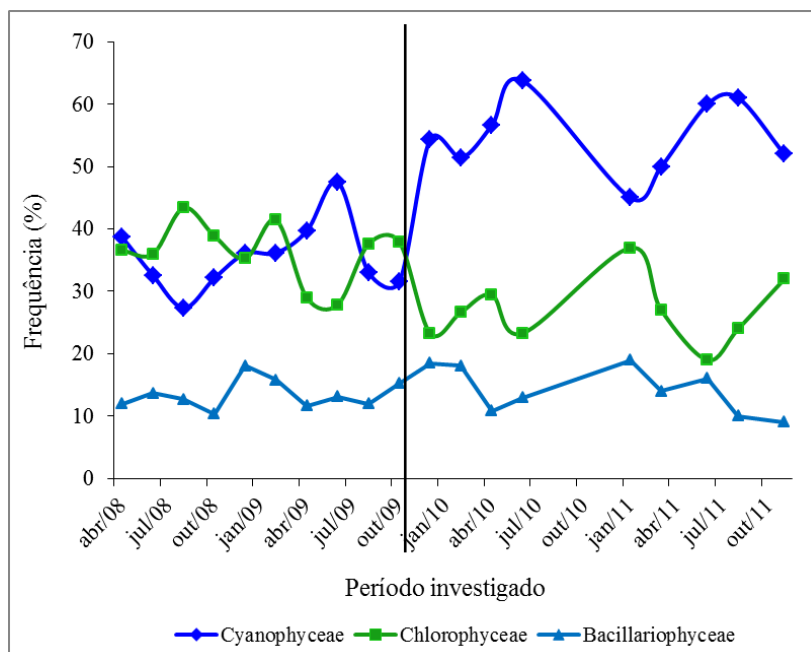


Figura 3.6. Distribuição temporal da frequência dos três grupos de fitoplacton predominantes nas entradas de água do açude Orós.

A predominância dos grupos de fitoplânctons, no caso do reservatório Orós, pode ter sido definida pelas atividades antrópicas realizadas no entorno do açude (FIGURA 3.5). As atividades humanas influenciam na composição e dominância dos organismos que estão presentes nos ecossistemas aquáticos (GONZÁLEZ; QUIRÓZ 2011; SANTOS *et al.*, 2011; FERNANDES *et al.*, 2009).

Trabalho realizado na Espanha por Monteagudo *et al.* (2012) mostra que as atividades agrícolas elevam as quantidades de nutrientes nos solos, sendo que os mesmos quando erodidos e transportados acarretam a entrada de nutrientes ao interior das águas. Mas para que os nutrientes que chegam ao interior destas águas sejam disponibilizados necessita-se de altas temperaturas, as quais são encontradas no açude Orós. Os estudos de Cao *et al.* (2011), corroboram com os resultados desta pesquisa, visto que as temperaturas do açude estudado, o Três Gargantas, possui uma correlação positiva com o aumento do fitoplâncton.

Na identificação da similaridade de frequência das três classes de fitoplankton (Chlorophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae) de maior presença nas águas aportadas ao açude Orós aplicou-se a análise de agrupamento. Pela referida análise foi identificado três grupos de frequência que diferem significativamente entre si ao nível de 5 e 1%. O primeiro grupo foi composto por todas as frequências apresentadas pelas Bacillariophyceae e a frequência da Chlorophyceae para junho de 2011 (FIGURA 3.7). As frequências apresentadas pelas Bacillariophyceae sempre foram inferiores a 18%, sendo a classe menos presente ao ambiente estudado. Tal fato expressa a não ocorrência de mudanças na frequência dessa classe de fitoplankton durante os quatro anos de investigação.

O grupo II foi composto por todas as frequências da classe Cyanophyceae das duas últimas leituras do ano de 2009 e as demais de 2010 e 2011 (FIGURA 3.7). Este grupo detem as mais elevadas frequências, com uma mínima de 43% e uma máxima de 64%. As máximas frequências ocorreram nos anos de 2010 e 2011, expressando uma tendência ao domínio da classe das Cyanophyceae sobre as demais classes. Tal fato demonstra que águas de qualidade inferiores estão sendo adicionadas ao açude Orós.

Estudos realizados por Castro, Moser (2012) mostraram que o aumento das quantidades de indivíduos de cianobactérias (cyanophyceae) estão relacionados com a degradação da qualidade da água. Corroborando com este estudo e o mencionado anteriormente, Piccini *et al* (2012) mostraram que espécies de cianobactérias são indicadores de eutrofização das águas.

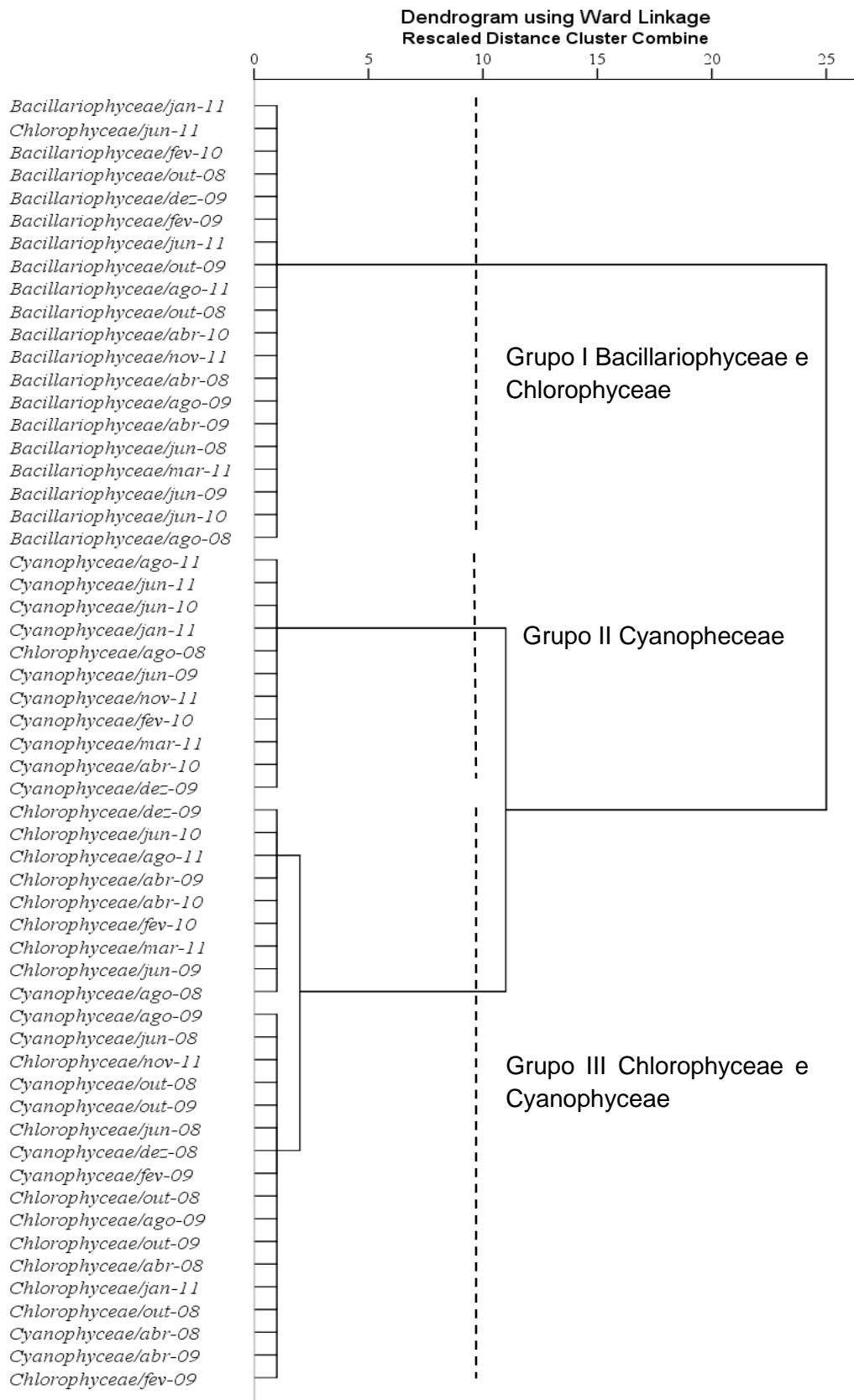


Figura 3.7. Dendrograma da frequência das classes de fitoplancton presentes nas águas de entrada do açude Orós (2008-2011).

O grupo III foi composto pelas frequências intermediárias entre o grupo I e o grupo II, com valores máximos de 41% e mínimo de 23% (Tabela 3.1). Diferentemente dos grupos I e II, este grupo foi composto por frequências das classes de Cyanophyceae registradas nos anos de 2008 e 2009, juntamente com as frequências de Chlorophyceae dos quatro anos, expressando a similaridade entre elas nestas datas. Pelos resultados apresentados, no início da pesquisa estas duas classes não apresentavam diferenças significativas entre si, porém com o passar do tempo a classe das Cyanophyceae passou a apresentar frequências superiores e estatisticamente diferente da frequência apresentada pela classe das Chlorophyceae, apontando para a degradação das águas aportadas ao açude Orós.

A dominância das espécies de cianobactérias requer uma atenção maior em relação a qualidade de água. Espécies destes grupos são fortes competidores tanto por nutrientes, quanto por luminosidade, apesar de possuir espécies adaptadas a ambientes sombrios. A dominância deste grupo nas águas do Orós, além de indicar a degradação da água (CAO *et al.*, 2011; GONZÁLEZ; QUIRÓZ, 2011) é um indício da diminuição da diversidade, uma vez que é observada a diminuição da frequência dos outros grupos de fitoplâncton identificados.

Pesquisas realizadas por Prowe *et al* (2012) corroboram com este estudo, quando estudaram o controle da diversidade em ecossistemas aquáticos, a dominância de espécies do grupo de cianobactérias prejudicam o desenvolvimento de outros organismos, não apenas fitoplanctônicos, mas de outros indivíduos, como crustáceos e peixes (OEHRLE *et al.*, 2012; NOGUEIRA *et al.*, 2008).

Tabela 3.1. Estatísticas descritivas dos grupos de frequência definidos pela análise de agrupamento.

Grupo	Mínimo	Máximo	Média	SD	CV (%)	Sig.
I	9	18	14,10 *, **	3,18	22,15	0,000
II	43	64	53,19 *, **	6,65	12,50	0,000
III	23	41	32,71 *, **	5,38	16,22	0,000

* diferem entre si ao nível de 5% de significância; ** diferem entre si ao nível de 1% de significância.

Na Tabela 3.2 é possível observar as espécies de cianobactérias identificadas ao longo dos quatro anos de estudos, em um total de 109 espécies de fitoplâncton identificadas. Em 2008, para o período seco, foram identificadas 16 espécies de cianobactérias e dentre estas oito são consideradas pela literatura com potencial tóxico. No período chuvoso, para o mesmo ano, foram identificadas 12 espécies de cianobactérias e dentre estas nove espécies são consideradas tóxicas (FERNANDES *et al.*, 2009; MOLICA *et al.*, 2005; PANOSSO *et al.*, 2007).

Para o ano de 2009, no período seco, identificou-se um total de 16 espécies de cianobactérias, sendo que 11 espécies são consideradas pela literatura com potencial de toxicidade. Já no período chuvoso do mesmo ano identificou-se 15 espécies de cianobactérias, sendo dez consideradas com potencial tóxico (ARAÓZ *et al.*, 2010; OH *et al.*, 2000; HILBORN *et al.*, 2005).

Em 2010 foram identificadas 15 espécies, em que pode ser visualizada na Tabela 3.2. Este ano, as coletas foram realizadas apenas para o chuvoso, sendo que dentre as espécies de cianobactérias identificadas, nove são consideradas potencialmente tóxicas dentro dos estudos realizados por Ferrão-Filho (2009) e Panosso *et al.* (2007) .

No ano de 2011, o último ano desta pesquisa, tanto para o período seco quanto para o chuvoso foram identificadas 12 espécies, sendo nove com potencial de toxicidade para ambos os períodos mencionados segundo os estudos de Palus *et al.* (2007), Tucci e Sant'anna (2003) (TABELA 3.2).

Durante a investigação notou-se que as espécies com potencial tóxico aparecem nos dois períodos. A questão sobre o aparecimento de espécies potencialmente tóxicas preocupa pelo fato de terem apresentado grandes quantidades de células, estando fora dos padrões recomendados pela resolução CONAMA nº357/2005. As águas deste reservatório abastecem a região Jaguaribana, bem como a região metropolitana de Fortaleza, estando assim disponível para uma grande quantidade de pessoas.

O risco de intoxicação é iminente, visto que os tratamentos de água utilizada não conseguem retirar as toxinas que ali se fazem presentes. As toxinas são metabólitos secundários produzidos por estes organismos como

uma forma de defesa contra a predação por parte do zooplâncton e de outros organismos que se alimentam destas algas (CASTRO; MOSER 2012). Elas podem afetar os consumidores desses recursos de duas maneiras: diretamente e indiretamente.

Tabela 3.2. Espécies de fitoplâncton identificadas nas coletas realizadas durante quatro anos de estudos para o açude Orós.

Táxons	Período seco				Período chuvoso			
	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011
Cyanophyceae							X	
<i>*Aphanizomenon sp</i>		X				X	X	
<i>Aphanocapsa sp</i>	X	X		X	X	X	X	X
<i>*Anabaena circinalis</i>					X		X	
<i>*Anabaena sp</i>	X	X		X	X	X		X
<i>*Choroococcus sp</i>		X		X				
<i>Coelomorum sp</i>	X	X				X		
<i>Coelosphaerium sp</i>				X				X
<i>*Cylindrospermopsis racisborkii</i>	X	X		X	X	X	X	X
<i>*Cylindrospermopsis sp</i>	X	X			X	X	X	
<i>Geitlerinema sp</i>	X				X		X	
<i>Gloeothece sp</i>	X	X			X	X		
<i>Merismopedia sp</i>							X	
<i>*Microcystis aeruginosa</i>		X		X		X		X
<i>*Microcystis sp</i>	X	X			X	X	X	
<i>Nostoc sp</i>		X		X				X
<i>Phormidium sp</i>		X				X	X	
<i>Planktolyngbia sp</i>	X				X			
<i>*Planktothrix agardhii</i>	X	X		X	X	X	X	X
<i>*Pseudanabaena sp</i>	X	X		X	X	X	X	X
<i>*Raphidiopsis sp</i>				X				X
<i>Snowella sp</i>	X			X	X			X
<i>Spirulina sp</i>								
<i>Spirulina sp</i>	X		X			X	X	X
<i>Synechococcus sp</i>	X		X			X	X	

Continuação **Tabela 3.2.** Espécies de fitoplâncton identificadas nas coletas realizadas durante quatro anos de estudos para o açude Orós.

Táxons	Período seco				Período chuvoso			
	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011
<i>Synechocystis sp</i>	x	x		x	x	x	x	x
Chlorophyceae								
<i>Actinastrum gracillimum</i>	x	x			x		x	x
<i>Actinastrum sp</i>		x		κ		x	x	x
<i>Ankistrodesmus sp</i>	x	x		κ	x	x	x	
<i>Ankyra ancora</i>	x	x		κ	x		x	x
<i>Ankyra sp</i>	x					x		
<i>Chlorella sp</i>	x			κ	x	x	x	
<i>Closteriopsis sp</i>				κ	x	x		x
<i>Closterium sp</i>		x		κ	x			x
<i>Coelastrum sp</i>	x			κ	x			x
<i>Crucigenia sp</i>	x			x			x	
<i>Crucigenia fenestrata</i>		x			x	x		x
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	x			x	x		x	x
<i>Crucigeniella apiculata</i>		x				x		
<i>Crucigeniella crucifera</i>								
<i>Crucigeniella sp</i>	x				x			
<i>Dicloster sp</i>	x			x		x	x	x
<i>Dictyosphaerium sp</i>		x				x		x
<i>Eudorina spp</i>	x			x	x		x	x
<i>Golenkinia sp</i>	x	x		x				x
<i>Golenkiniopsis sp</i>		x			x		x	
<i>Kirchineriella lunaris</i>	x	x			x	x		
<i>Kirchineriella obesa</i>	x	x				x		x
<i>Kirchineriella sp</i>	x	x		x		x	x	x
<i>Micractinium sp</i>		x				x		
<i>Monoraphidium contortum</i>	x	x		x	x	x	x	x
<i>Monoraphidium irregulare</i>	x	x		x	x	x	x	x
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x			x		x		x
<i>Oocystis sp</i>	x							
<i>Paradoxia multisetata</i>								
<i>Pediastrum duplex</i>		x				x		
<i>Pediastrum simplex</i>	x	x			x	x		
<i>Pediastrum tetras</i>	x						x	x
<i>Quadrigula spp</i>								
<i>Scenedesmus sp</i>	x	x		x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x			x				x
<i>Scenedesmus bernadii</i>		x			x			x
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	x						x	x

Continuação **Tabela 3.2.** Espécies de fitoplâncton identificadas nas coletas realizadas durante quatro anos de estudos para o açude Orós.

Táxons	Período seco				Período chuvoso			
	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011
<i>Scenedesmus disciformis</i>		x			x			x
<i>Scenedesmus smithii</i>	x					x		x
<i>Schroederia sp</i>	x	x			x	x	x	
<i>Selenastrum gracile</i>		x					x	x
<i>Selenastrum sp</i>					x			
<i>Tetraedron caudatum</i>	x				x			
<i>Tetraedron minimum</i>		x			x	x		
<i>Tetraedron muticum</i>	x	x			x	x		
<i>Tetrastrum sp</i>	x					x	x	x
<i>Melosira granulata</i>	x			x			x	
<i>Melosira sp</i>		x			x			x
<i>Navicula sp</i>	x	x			x	x	x	
<i>Nitzschia sp</i>		x			x	x		
<i>Rhopalodia gibba</i>	x					x		x
Chlamydomphyceae								
<i>Chlamydomonas sp</i>	x				x			
<i>Eudorina sp</i>	x					x		x
<i>Volvox sp</i>		x						x
<i>Volvox globator</i>	x				x	x		
Crysohyceae								
<i>Chrysococcus sp</i>	x				x			
<i>Crysohyceae sp</i>		x						
<i>Eudorina sp</i>		x			x			
Dinophyceae								
<i>Peridinium sp</i>	x	x			x	x		
Euglenophyceae								
<i>Euglena sp</i>	x				x			
<i>Euglena acus</i>		x				x		
<i>Phacus sp</i>	x	x			x			
<i>Strombomonas sp</i>	x			x			x	x
<i>Trachelomonas sp</i>	x					x		x
Xanthophyceae								
<i>Isthmochloron sp</i>	x				x		x	
<i>Isthmochloron lobulatum</i>				x		x		x
<i>Tetraplektron sp</i>	x	x			x	x		

Conclusão **Tabela 3.2.** Espécies de fitoplâncton identificadas nas coletas realizadas durante quatro anos de estudos para o açude Orós.

Táxons	Período seco				Período chuvoso			
	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011
Zignemaphyceae								
<i>Closterium sp</i>	x				x			
<i>Cosmarium sp</i>	x				x			
<i>Euastrum denticulatum</i>								
<i>Euastrum sp</i>		x					x	x
<i>Staurastrum gracile</i>				x		x		x
<i>Staurastrum sp</i>	x				x			
<i>Xanthidium sp</i>		x					x	x

*Espécies de cianobactérias com potencial tóxico

As cianotoxinas podem afetar desde o sistema hepático ao sistema nervoso central do organismo, e a forma de contaminação direta se faz pelo consumo de água não tratada ou de água com tratamentos insuficientes. As hepatotoxinas, uma das formas encontradas destes metabólitos em águas continentais age de forma lenta e afetam diretamente o fígado do indivíduo, podendo provocar câncer hepático e lesões em outros órgãos vitais (MARIE *et al.*, 2012, NEILAN *et al.*, 2012, PONIEDZIALEK *et al.*, 2012). Este tipo de cianotoxina foi a causa de morte de pacientes que realizavam hemodiálise em um hospital de Caruarú, no estado de Pernambuco localizado no semiárido brasileiro (AZEVEDO *et al.*, 2002; CARMICHAEL *et al.*, 2001).

As neurotoxinas, como o nome já menciona, afeta os neurônios dos organismos que consomem água com a presença destes compostos. De acordo com estudos de Zagotto *et al.* (2012) um dos efeitos do consumo deste metabólito é a parada cardiorrespiratória do indivíduo, sendo que o consumo de ambas as toxinas podem levar o indivíduo ao óbito.

Outra forma de contaminação é a bioacumulação destas toxinas nos seres vivos que consomem estas águas. Estes metabólitos podem acumular-se ao longo do tempo em órgão ou tecidos do indivíduo, levando um tempo maior para a manifestação dos sintomas (GUTIÉRREZ-PRAENA *et al.*, 2013; PONIEDZIALEK *et al.*, 2012 e ZHANG *et al.*, 2012). Porém, a ingestão destes organismos que possuem estas toxinas acumuladas em seu organismo, é outro fator de contaminação e pode afetar a saúde do consumidor. Ambas as formas

de consumo podem ser letais. Esta forma de contaminação tem sido estudada em trabalhos como de Ibelings *et al.* (2008) e Ferrão-Filho *et al.* (2002).

Em vista de que houve uma inversão na frequência dos grupos de fitoplâncton encontrados nas amostras das coletas, sendo o mais frequente o grupo das cyanophyceae ou cianobactérias, realizou-se a contagem de células desse grupo que está descrita no tópico a seguir.

3.3.2. Quantidades de células de cianobactérias

Como pode ser visto nos resultados da composição fitoplanctônica, as cyanophyceae passaram a ter uma frequência maior no ambiente apresentando diferença significativa dos demais grupos ao nível de 5 e 1% de significância. No início dos estudos o grupo mais frequente era a chlorophyceae, sempre seguidas das cyanophyceae, porém, nota-se que a partir de 2010 as águas do reservatório estavam totalmente dominadas por espécies de cianobactérias.

A inversão desses grupos causa uma preocupação, visto que algumas espécies de cianobactérias são potencialmente tóxicas. A quantificação de células de cianobactérias nas águas do Orós de 2008 a 2011 foi comparada a resolução CONAMA n°357/2005, que estipula o máximo de 50.000 cél/mL (BRASIL, 2005).

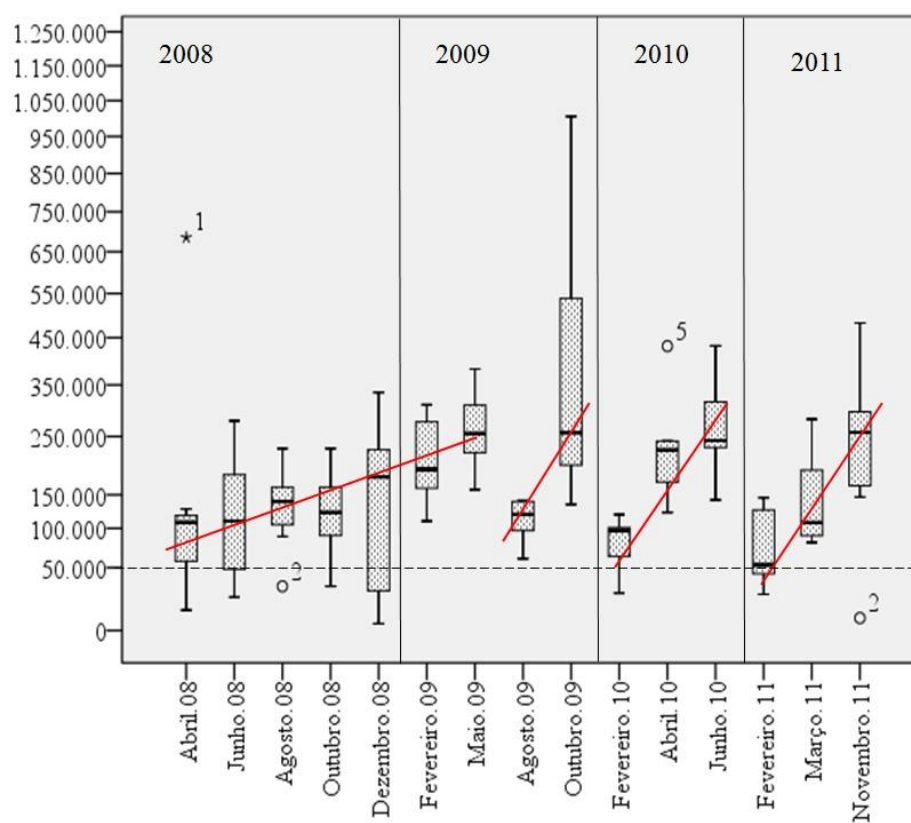
Foram feitos gráficos do tipo boxplot para identificar as medianas e se há presença de dados discrepantes. Esses gráficos foram realizados para todos os anos de pesquisa, sendo efetuada apenas análise temporal. O primeiro ano em 2008 é visível as grandes quantidades de células contadas por mL (FIGURA 3.8). Nota-se que as medianas das células encontradas aumentam quando se passa do período chuvoso para o período seco. O mês de dezembro, considerado um mês seco, registrou a maior mediana de células encontrada para o ano em referência.

As medianas para 2009 se mantiveram nos mesmos níveis de 2008, exceto para o mês de agosto, em que a mediana ficou inferior comparada tanto aos meses anteriores. Em outubro de 2009 a mediana voltou a aumentar, sendo superior a mediana de agosto. Observa-se uma maior dispersão entre as células contadas nos dois primeiros anos de coletas que nos dois últimos.

Ao longo de todo o estudo as células contadas sempre apresentaram valores superiores aos dos níveis permitidos.

Para o ano de 2010 constatou-se que as medianas tendem a aumentar quando se aproximam mais do período seco (FIGURA 3.8), observar-se um número expressivo de quantidades de células em todos os meses de coletas.

Em 2011 as medianas continuam altas, sendo que em novembro o máximo foi superior a 400.000 cél/mL. Observa-se que o aumento das medianas para o referido ano foi do período chuvoso para o período seco, em que há maior incidência de energia solar e temperaturas relativamente mais altas.



Conama - - - - **Crescimento das células** - - - -

Figura 3.8. Quantidade de células de cianobactérias contadas para as águas do Orós no ano de 2008 a 2011.

Sabe-se que a temperatura é uma das principais causas de florescimento de cianobactérias. O grupo em questão possui taxas de

crescimento superiores a 25 °C, caso do semiárido em especial a localização do reservatório estudado, em que possui médias entre 28 °C e 30 °C, tanto para períodos seco e chuvoso. A afinidade com temperaturas altas resulta no elevado aumento da concentração de cianobactérias facilitando as florações (ESTEVES 2011; FERNANDES *et al.*, 2009; PADISÁK 1997).

Estudos apontam que a temperatura possui uma relação direta com o desenvolvimento das cianobactérias. Tendo como exemplo, os estudos de Domingos *et al.* (2012) em que observaram uma correlação direta entre a temperatura e cianobactérias ($r= 0,23$, $p<0,05$), sendo uma correlação significativa. Outra forma da temperatura influenciar no aumento da biomassa de fitoplâncton, especialmente de indivíduos de cianobactérias, é que altas temperaturas influenciam na disponibilidade de nutrientes (fósforo e nitrogênio) (ESTEVES, 2011). No caso do Orós o nutriente que contribuiu com o aumento substancial das células de indivíduos de cianobactérias foi o fósforo,. Estudos realizados por Figueredo e Giani (2009) mostram que o fósforo é o nutriente limitante da maioria das espécies de cianobactérias, principalmente por espécies que apresentarem células fixadoras de nitrogênio atmosférico (PADISÁK, 1997).

Devido às espécies encontradas ao longo dos anos se mostrarem tóxicas segundo a literatura, se fez necessário identificar qual espécie foi mais abundante durante os anos de estudos. A Figura 3.9 representa os valores de abundância relativa das espécies de cianobactérias para os quatro anos de estudos.

Em 2008, observa-se a espécie *Aphanocapsa sp.*, com maior abundância relativa, seguida de *Anabaena sp.* Estudos realizados por Chorus e Bartram (1999) mostram que o gênero de *Aphanocapsa* são capazes de produzir hepatotoxinas que afetam as funções hepáticas do indivíduo. Um mesmo potencial tóxico foi encontrado para o gênero de *Anabaena* em estudos realizados por Hautala *et al.* (2013) e Gerárd *et al.* (2009). Pesquisa realizada por Molica *et al.* (2005) encontrou em águas do semiárido brasileiro, Pernambuco, espécie de *Anabaena*, que além de produzirem hepatotoxinas, também são produtoras de neurotoxina.

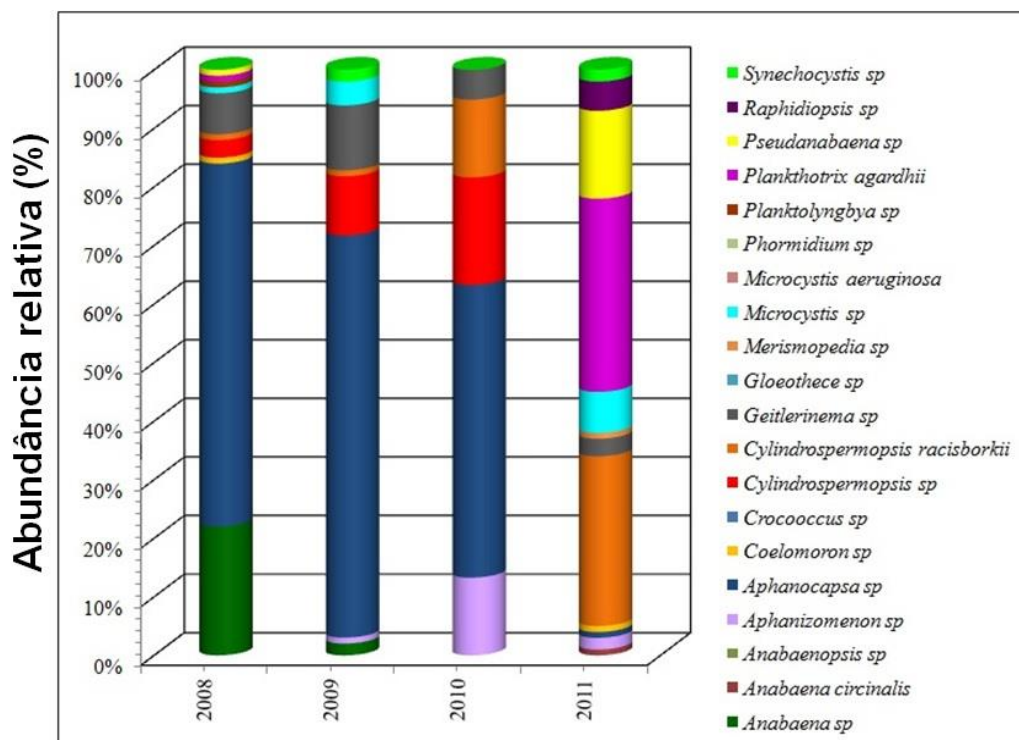


Figura 3.9. Abundância relativa de espécies de cianobactérias durante os quatro anos de pesquisas.

Para o ano de 2009 a espécie com maior abundância relativa foi *Aphanocapsa sp.* seguida de *Microcystis sp.* Espécies do gênero *Microcystis* em estudos realizados por Freitas *et al.* (2012) e Fonseca *et al.* (2010) mostram um potencial de produção de microcistinas, as quais são toxinas que causam danos hepáticos e que já foi identificada em águas de ambientes semiárido por Carmichael *et al.* (2001). Em 2010, *Aphanocapsa sp.* foi novamente a espécie de maior abundância relativa para o ambiente seguida por *Cylindrospermopsis sp.* Espécies do gênero de *Cylindrospermopsis* são conhecidas por produzirem hepatotoxinas (cilindrospermopsina) e neurotoxinas (FERRÃO-FILHO, 2009; PANOSSO *et al.*, 2007). Já para o ano de 2011, a espécie de maior abundância relativa foi a *Planktotrix agardhii*, seguida de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Pesquisas realizadas por Marie *et al.* (2012) e Figueredo, Giani (2009) mostram que indivíduos da espécie *Planktotrix agardhii* são capazes de produzirem toxinas como as microcistinas conhecidas por afetarem o sistema hepático e causar câncer de fígado, podendo levar indivíduo a óbito. Já a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* é potencialmente tóxica com produção

de neurotoxinas e hepatotoxinas comprovadas por estudos de Zagatto *et al.* (2012) e Chonudomokul *et al.* (2004), Lagos *et al.* (1999).

Ao longo do período de estudo observou-se que a abundância de *Aphanocapsa sp.* diminuiu em detrimento de *Planktotrix agardhii*, ambas espécies com potencial tóxico, sendo que a dominância sempre ocorreu de espécies potencialmente tóxicas com registros comprovados por publicações (HAUTALA *et al.*, 2013; BELLÉM *et al.*, 2012; DEBLOIS *et al.*, 2012; ORIHEL *et al.*, 2012).

3.5 Referencias bibliograficas

ABONYI, A.; LEITÃO, M.; LANÇON, A. M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, p. 1-17. 2012

APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (**Standard Methods For Examination Of Water & Wasterwater**). 2005. 21th ed. USA. Baltimore. Maryland.

ARAÓZ, R.; MOLGÓ, J.; MARSAC, N. T. Neurotoxic cyanobacterial toxins. **Toxicon**, v. 56, p. 813-828. 2010.

ARAÚJO, M. F. F.; COSTA, I. A. S.; CHELLAPPA, N. T. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na lagoa de Extremoz, Natal-RN, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 127-140. 2000.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**. v. 181-182, p. 441-446. 2002.

BELLÉM, F.; NUNES, S.; MORAIS, M.; FONSECA, R. Cianobactérias e toxicidade: impacte na saúde pública em Portugal e no Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, p.379-13889. 2012.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**: chave para identificação e descrições. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006. 498 p.

BORGES, L. V. **Caracterização do potencial de absorção do dióxido de carbono atmosférico por microalgas utilizadas na aquicultura para a geração de um mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. 2005. 57 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, 2005.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce**: initiation à la systematique. Paris: N. Boubée, v. 1. 1972. 572 p.

BRASIL, CONAMA (**CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE**). 2005. Resolução nº375, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF.

CAO, C.; ZHENG, B.; CHEN, Z.; HUANG, M.; ZHANG, J. Eutrophication and algal blooms in channel type reservoirs: A novel enclosure experiment by changing light intensity. **Journal of Environmental Sciences**. v. 23, n. 10, p. 1660-1670, 2011.

CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S. M.; AN, J. S.; 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**, v. 109, n. 7, p. 663-668. 2001.

CARMICHAEL, W. W. Toxic mycrocistis and the environment. *In*: WATANABE, M. F. K. *et al.* **Toxic mycrocistis**. New York: CRC Press, 1996. p. 1-12.

CASTRO, N. O.; MOSER, G. A. O. Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 2, p. 235-264. 2012.

CHONUDOMKUL, D.; YONGMANITCHAI, W.; THEERAGOOL, G.; KAWACHI, M.; KASAI, F.; WATANABE, M. M. Morphology, genetic diversity, temperature tolerance and toxicity of *Cylindrospermopsis raciboskii* (Nostocales, cyanobacteria) strains from Thailand and Japan. **Microbiology Ecology**, v. 48, p. 345-355. 2004.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water**: a guide to public health significance, monitoring and management. E & FN Spon, London, p. 416, 1999.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. 2013.

CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; FUENTES, E. V.; ARAGÃO, N. K. V.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Dinâmica fitoplanctônica relacionada às condições ambientais em reservatório de abastecimento público do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 4, p. 592-599. 2010.

CYBIS, L. F.; BENATI, M. M.; MAIOZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R.; DOMINGUES, C. D. **Manual para estudos de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público**: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba. Porto Alegre: PROSAB. 2006. 64 p.

DEBLOIS, C. P.; GIANI, A.; BIRD, D. F. Experimental model of microcystin accumulation in the liver of *Oreochromis niloticus* exposed subchronically to a toxic bloom of *Microcystis* sp. **Aquatic Toxicology**, v. 103, p. 63-70. 2011.

DELIZARI-BARROSO, A.; GIAVARINI, K.; MIRANDA, T. O.; STERZA, J. M. Phytoplankton-zooplankton interactions at Duas Bocas Reservoir, Espírito Santo State, Brazil: Growth responses in the absence of grazing. **Neotropical Biology and Conservation**. v. 6, n. 1, p. 27-34, 2011.

DOMINGOS, P.; GÔMORA, G. A.; SAMPAIO, G. F.; SOARES, M. F.; SOARES, F. F. L. Eventos de mortandade de peixes associados a florações fitoplanctônicas na lagoa Rodrigo de Freitas: Programa de 10 anos de monitoramento. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 3, p. 441-466. 2012.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 574 p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 226 p.

EKHOLM, P.; LEHTORANTA, J. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?. **Journal of Environmental Management**, v. 93, p.140-146. 2012.

FARQUAHR, J.; BAO, H.; THIEMENS, M. Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle. **Science**, v. 289, p. 756-758. 2000.

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

FERRÃO-FILHO, A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensi**, v. 13, n. 2, p. 271-312. 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S.; SARNELLE, O.; TILLMANS, A.R. Influences of a *Mycrocistis aeruginosa* Kutzling bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá lagoon (Rio de Janeiro). **Limnologica**, v. 32, p. 295-308, 2002.

FERRÃO-FILHO, A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. **Marine Drugs**, v. 9, p. 2729-2772. 2011.

FERREIRA, A. B.; FILHO, W. P.; ROSA, R. Análise comparativa de variáveis limnológicas em três sub-bacias hidrográficas na região central do Rio Grande do Sul-Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 13, n. 41, p. 15-28. 2012.

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

FONSECA, F. S. *et al.* Influence of climatic factors on the occurrence of microcystin. **Revista Instituto Adolfo Lutz**. v. 69, n. 4, p. 461-466, 2010.

FREITAS, T. C.; ESKIZANI SANTA'NNA, E. M.; GUEDES, C, D.; FERREIRA, T. C. R.; GUARDA, V. L. M.; JARDIM, F. A.. Análise Qualitativa e Toxicológica de uma Floração de Cianobactérias na Lagoa do Gambá em Ouro Preto, MG, e uma Síntese da Ocorrência de Florações de Cianobactérias no Brasil. **Revista Brasileira de Recurso Hídricos**. v17, n3, p. 17-28, 2012.

GÉRARD, C.; POUILLAIN, V.; LANCE, E.; ACOU, A.; BRIENT, L.; CARPENTIER, A. Influence of toxic cyanobacteria on community structure and microcystin accumulation of freshwater molluscs. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 609-617. 2009.

GONZÁLEZ, E. J.; QUIRÓS, R. Eutrophication of reservoirs in Venezuela: relationships between nitrogen, phosphorus and phytoplankton biomass. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 458-475. 2011.

GUTIÉRREZ-PRAENA, D.; JOS, A.; PICHARDO, S.; MORENO, I. M.; CAMEÁN, A. M. Presence and bioaccumulation of microcystins and cylindrospermopsin in food and the effectiveness of some cooking techniques at decreasing their concentrations: a review. **Food and Chemical Toxicology**, v. 53, p. 139-152. 2013.

HAUTALA, H.; LAMMINMAKI, U.; SPOOF, L.; NYBOM, S.; MERILUOTO, J.; VEHNIAINEN, M. Quantitative PCR detection and improved sample preparation of microcystin-producing anabaena, microcystis and planktothrix. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 87, p. 49-56. 2013.

HILBORN, E. D. *et al.* A simple colorimetric method to detect biological evidence of human exposure to microcystins. **Toxicon**, v. 46, p. 218-221, 2005.

HINO, R.; TUNDISI, J.G. **Atlas de algas da represa da Broa**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1977. 143 p. 2 v.

IBELINGS, B. W.; HAVENS, K. E. Cyanobacterial toxins: a qualitative meta-analysis of concentrations, dosage and effects in freshwater, estuarine and marine biota. **Advances in experimental medicine and biology**. v. 619, p. 675-705, 2008.

KOMÁREK, J. *Das phytoplankton des Sii wassers. 7. Teil. Chlorococcales*. Tomo I. Sturttigard. 1983.

KOMÁREK, J. *Das phytoplankton des Sii wassers. 7. Teil. Chlorococcales*. Tomo II. Sturttigard. 1983.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. *Cyanoprokaryota. 1. Teil. Chroococcales*. Gustav Fisher. 1999.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P. A.; ADRINOLO, D.; AZEVEDO, S. M. F. Q.; OSHUMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**. v.37, p. 1359-1373, 1999.

MARIE, B.; HUET, H.; MARIE, A.; DJEDIAT, C.; PUISEUX-DAO, S.; CATHERINE, A.; TRINCHET, I.; EDERY, M. Effects of a toxic cyanobacterial bloom (*Planktothrix agardhii*) on fish: Insights from histopathological and quantitative proteomic assessments following the oral exposure of medaka fish (*Oryzias latipes*). **Aquatic Toxicology**. v. 114-115, p. 39-48, 2012.

MESQUITA, T. P. N. **Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios da bacia do rio seridó, região semi-árida do estado do RN**. 2009. 62 f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Departamento de Biologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

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**. v. 4, p. 743-756, 2005.

MONTEAGUDO, L.; MORENO, J. L.; PICAZO, F. River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. **Water Research**, v. 46, p. 2759-2771. 2012.

MORO, R. S.; FERRARI, F.; SANTOS, M. A.; BARROS, M. F.; SCHMITT, J. Heterogeneidade espacial do fitoplâncton na represa Alagados (Ponta Gossa, Paraná). **Publicações da UEPG Ciência, Biologia e Saúde**, v. 9, n. 1, p. 21-30. 2003.

NEILAN, B. A.; PEARSON, L. A.; MUENCHOFF, J.; MOFFIT, M. C.; DITTMAN, E. Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. **Environmental Microbiology**, p. 1-15. 2012.

NIENJE, P. M.; FOPPEN, J. W.; UHLENBROOK, S.; KULABAKO, R.; MUWANGA, A. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa-A review. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 447-455. 2010.

OH, H. M.; LEE, S. J.; JANG, M. H.; YOON, B. D. Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* in phosphorus-limited chemostat. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 1, p. 176-179, 2000.

ORIHIL, D. M.; BIRD, D. F.; BRYLINSKY, M.; CHEN, H.; DONALD, D. B.; HUANG, D. Y.; GIANI, A.; KINNIBURGH, D.; KLING, H.; KOTAK, B. G.; LEAVITT, P. R.; NIELSEN, C. C.; REEDYK, S.; ROONEY, R. C.; WATSON, S. B.; ZURAWELL, R. W.; VINEBROOKE, R. High microcystin concentrations occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 69, p. 1457-1462, 2012.

PALUS, J.; DZIUBALTOWSKA, E.; STANCZYK, M.; LEWINSKA, D.; MANKIEWICZ-BOCZEK, J.; IZYDORCZYK, K.; BONISLAWSKA, A.; JURCZAK, T.; ZALEWSKI, M.; WASOWICZ, W. Blooms in polish water reservoir and the cytotoxicity and genotoxicity of selected cyanobacterial extracts. **International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health**, v. 20, n. 1, p. 48-65. 2007.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. R.; OLIVEIRA, H. T.; PRIMAVESI, A. C. P. A. A qualidade da água na microbacia hidrográfica de Ribeirão Cochim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. **Acta Limnologia Brasilensia**, v. 12, p. 95-111. 2000.

ROCHA, S. A.; LOUGON, M. S.; GARCIA, G. O. Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 4, n. 4, p. 1-6. 2009.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciboskii* (Wolozynska) Seenayya et Suba Raju an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiology**, 4:563-593. 1997.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, R. S. R.; 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 Brasiliensi**, v. 11, n. 3, p. 433-449. 2007.

PONIEDZIALEK, B.; RZYMSKI, P.; KOKOCINSKI, M. Cylindrospermopsin: water-linked potential threat to human health in Europe. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 34, p. 651-660. 2012.

RODRIGUES, S. C.; TORGAN, L.; SCHWARZBOLD, A. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 707-721. 2007.

SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Impairing the largest and most productive forest on our planet: how do human activities impact phytoplankton?. **Hydrobiologia**. 2012. 10 p.

SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Preface: phytoplankton responses to human impacts at different scales. **Hydrobiologia**. 2012. 3 p.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R. **Manual Ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência LTDA, 2006. 58p.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; R., I. BIANCHINI. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (*campus* da UFSCAR). **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 682-696. 2011.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (campus da UFSCAR). **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 682-696. 2006.

SMITH, D. Response to Judith Stacey and Barrie Thorne's Essay. **Perspectives**, v. 18-3, p. 433-436. 1996.

SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, S. M. O. F.; BRANCO, C. W. C.; HUSZAR, V. L. M. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologica**, v. 42, p. 197-203. 2012.

SOARES FILHO, A. A. **Comunidade fitoplanctônica e qualidade da água, em ecossistemas aquáticos do estado do Ceará**, Brasil. 2010. 212 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Pesca) – Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2010.

STREBLE, H.; KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua Dulce**: La vida em uma gota de agua. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1987. 364p.

TERNUS, R. Z.; SOUZA-FRANCO, G. M.; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; MAGRO, J. D. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensial**, v. 23, n. 2, p. 189-199. 2011.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 1, p. 97-112. 2003.

WITTON, B. A.; POTTS, M. **The ecology of cyanocateria**: Their diversity in time and the space. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, p. 669.

ZAGATTO, P. A.; BURATINI, S. V.; ARAGÃO, M. A.; FERRÃO-FILHO, A. S. Neurotoxicity of two *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) strains to mice, Daphnia, and fish. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 4, p. 857-862. 2012.

ZANGH, J.; WANG, Z.; SONG, Z.; XIE, Z.; LI, L.; SONG, L. Bioaccumulation of microcystins in two freshwater gastropods from a cyanobacteria-bloom plateau lake, Lake Dianchi. **Environmental Pollution**, v. 164, p. 227-234. 2012.