



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE**

**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO**

**PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE/PRODEMA**



**BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA E  
PERCEPÇÃO AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA  
APODI-MOSSORÓ, RN.**

**ANA PAULA CARDOSO SILVA**

2013

Natal – RN

Brasil

**Ana Paula Cardoso Silva**

**BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA E PERCEPÇÃO  
AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA APODI-MOSSORÓ, RN.**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

Orientadora: **Prof (a). Dr (a). Ivaneide Alves Soares da Costa**

2013

Natal – RN

Brasil

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Setorial do Centro de  
Biociências

Silva, Ana Paula Cardoso.

Biomonitoramento da qualidade de água e percepção ambiental na bacia  
hidrográfica Apodi-Mossoró, RN / Ana Paula Cardoso Silva. – Natal, RN, 2013.

101 f.;il.

Orientadora: Prof. Dra. Ivaneide Alves Soares da Costa.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte.  
Centro de Biociências. Programa Regional de Pós-Graduação em  
Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA.

1. Fitoplâncton – Dissertação. 2. Cianobactérias – Dissertação. 3. Grupos  
funcionais do fitoplâncton – Dissertação. 4. Índice de Assembléia – Dissertação.  
5. Cianotoxinas – Dissertação. 6. Rio Grande do Norte – Dissertação. I. Costa,  
Ivaneide Alves Soares da. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III.  
Título.

RN/UF/BSE-CB

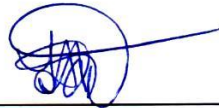
CDU 504

**ANA PAULA CARDOSO SILVA**

Dissertação submetida ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

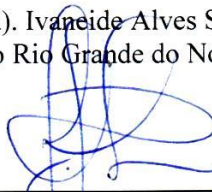
Aprovada em: 08/03/2013

BANCA EXAMINADORA:




---

Prof (a). Dr (a). Ivaneide Alves Soares da Costa  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN)



---

Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa  
Universidade Estadual da Paraíba (PRODEMA/UEPB)



---

Prof (a). Dr (a). Magnólia Fernandes Florêncio de Araújo  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN)

## AGRADECIMENTO

Aos professores: Magdi Ahmed Ibrahim Aloufa, Magnólia Fernandes Florêncio de Araújo, Silvia Regina Batistuzzo de Medeiros, Eliane Marinho Soriano, Ronaldo Angelini e à aluna Aline Amorim pelas críticas e sugestões apresentadas durante os Seminários Integradores I, II e III do PRODEMA.

À professora Ivaneide Alves Soares da Costa por aceitar o desafio de orientar e conduzir o presente trabalho.

Aos alunos do Laboratório de Microbiologia Aquática (LAMAQ): Suellen, Duane, Leide, Fabrício, Pryscila, Wellington, Rízia, Luiz e Suerda pela ajuda prestada nas análises e preparação de material para as coletas.

Ao Edmilson Eugênio, bibliotecário, responsável pela normalização desta dissertação.

Ao Edson, técnico de laboratório, que se deslocava mensalmente para ajudar na realização das coletas.

À aluna Marcolina pela ajuda nas análises estatísticas do artigo II.

Aos professores: Magnólia Fernandes Florêncio de Araújo e José Etham de Lucena Barbosa por aceitarem participar da banca de defesa da presente dissertação bem como a Luiz Sodré Neto e Viviane Souza do Amaral (suplentes).

À CAPES, à UFRN, ao PRODEMA e ao projeto CT-Saúde pelo auxílio financeiro para a realização das coletas e participação em eventos.

## RESUMO

### **BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA E AÇÕES EM EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM DOIS AÇUDES DA BACIA HIDROGRÁFICA APODI-MOSSORÓ, RN.**

A escassez de água é uma realidade para os habitantes da região semiárida brasileira. O problema, em termos quantitativos, é ocasionado em virtude das condições climáticas locais refletindo, principalmente, em um déficit hídrico. Em termos qualitativos, decorre dos múltiplos usos e consequente contaminação pelas atividades humanas. A eutrofização apresenta-se como uma ameaça para o uso sustentável dos recursos hídricos, tendo em vista favorecer a predominância de densas populações de cianobactérias, as quais podem ser potencialmente prejudiciais à saúde humana. O objetivo deste estudo é compreender a dinâmica das populações de cianobactérias e do fitoplâncton para avaliar a qualidade de água dos reservatórios Santa Cruz do Apodi e Pau dos Ferros pertencentes à bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró. Amostras de água foram coletadas mensalmente entre outubro de 2011 e maio de 2012 nos reservatório Santa Cruz e Pau dos Ferros, neste último, em jan/12 foi realizado um perfil nictemeral. As variáveis abióticas obtidas em campo e no laboratório foram: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, transparência, nitrogênio total e fósforo total. As amostras do fitoplâncton foram coletadas com rede de plâncton e garrafa de Van. Foram realizados: identificação, quantificação, cálculo do biovolume, classificação em grupos funcionais e cálculo do índice de assembleia fitoplanctônico (Q), cianotoxinas foram quantificadas pelo método ELISA. Análises estatísticas deram suporte à avaliação da dinâmica entre fatores bióticos e abióticos. Aplicação de questionário foi realizada para analisar as concepções prévias da população, profissionais de ensino e alunos. O reservatório Pau dos Ferros considerado raso, turvo e eutrófico apresentou dominância do grupo funcional SN durante todo o período amostral. A biomassa fitoplanctônica variou entre 20 e 70  $\text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ , os menores valores coincidiram com o aumento da zona de mistura e transparência, que contribuíram para a ocorrência de alteração na composição de espécies da

comunidade fitoplanctônica. A aplicação do índice Q mostrou-se relevante, o reservatório Pau dos Ferros, em função das espécies presentes, foi categorizado, ecologicamente, como ruim durante quase todo o período amostral. O reservatório Santa Cruz apresentou baixa biomassa (0,04 e 4,31 mm<sup>3</sup>. l<sup>-1</sup>) e maior diversidade na composição fitoplanctônica. De acordo com o índice de assembléia (Q), ele apresentou condição moderada, durante a maior parte do período, influenciado por diferentes grupos funcionais típicos de ambientes meso-eutróficos (**K**, **S<sub>0</sub>**, **H1**, **C**, **F**, **J**, **P**, **D** e **N**). Associações de diatomáceas **D** e clorofíceas **X1** sucederam as populações de cianobactérias em períodos marcados por maior instabilidade no sistema, causadas pelo vento ou chuva. Em síntese, a ocorrência de estiagem tem influência direta sobre as condições hidrológicas dos reservatórios, em geral, nesses eventos, a redução do nível do reservatório está diretamente associada à diminuição da qualidade da água e aumento da densidade fitoplanctônica ocorrendo predominância de cianobactérias, o índice Q refletiu bem às mudanças na composição fitoplanctônica, sendo um bom indicador para o biomonitoramento dos reservatórios avaliados neste estudo e o levantamento das concepções prévias mostrou a necessidade de se trabalhar a sensibilização ambiental para a preservação dos recursos hídricos através da realização de oficinas de Educação Ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** Fitoplâncton. Cianobactérias. Grupos funcionais do fitoplâncton. Índice de Assembléia. Cianotoxinas.

## ABSTRACT

### BIOMONITORING OF WATER QUALITY AND SHARES IN ENVIRONMENTAL EDUCATION IN THE BASIN TWO DAMS APODI-MOSSORÓ, RN.

Water scarcity is a reality for the inhabitants of the Brazilian semi-arid region. The problem, in quantitative terms, is caused due to local climatic conditions due mostly to a water deficit. Qualitatively, results of multiple uses and resulting contamination by human activities. Eutrophication is presented as a threat to the sustainable use of water resources, in order to favor the predominance of dense populations of cyanobacteria, which can be potentially harmful to human health. The aim of this study is to understand the population dynamics of phytoplankton and cyanobacteria to assess water quality of reservoirs Santa Cruz do Apodi and Pau dos Ferros belonging to bacia Apodi Mossoró-RN. Water samples were collected monthly between October 2011 and May 2012 in reservoirs Santa Cruz do Apodi and Pau dos Ferros, in this latter, in Jan/12 we performed a diel profile. The abiotic variables obtained in the field and in the laboratory were: water temperature, dissolved oxygen, pH, turbidity, transparency, total nitrogen and total phosphorus. Phytoplankton samples were collected with a plankton net and bottle of Van Dorn. Were performed: identification, quantification, calculation of biovolume, classification into functional groups and index calculation phytoplankton assembly (Q), cyanotoxins were quantified by ELISA. Statistical analyzes supported the evaluation of the dynamics between biotic and abiotic factors. A questionnaire was conducted to examine the conceptions of the population, education professionals and students. The reservoir of Pau dos Ferros, shallow, turbid and eutrophic showed dominance of the functional group SN throughout the sample period. The phytoplankton biomass ranged from 20 to 70 mm<sup>3</sup> . L<sup>-1</sup>, the lowest values coincided with the increase of the mixing zone and transparency, which contributed to the occurrence of a change in species composition phytoplankton. The application of the index Q proved relevant, the reservoir of Pau dos Ferros, depending on the species present, was classified ecologically as bad for almost the entire sample period. The reservoir Santa Cruz do Apodi showed low biomass (0.04 and 4.31 mm<sup>3</sup> . L<sup>-1</sup>) and greater diversity in the phytoplankton composition. According to the index assembly (Q), it showed moderate condition during most of the period influenced by different functional groups of typical meso-eutrophic environment (K S0, H1, C, F, J, E, D and N). Associations of diatoms and green algae D and X1 succeeded populations of cyanobacteria in periods marked by greater instability in the system, caused by wind or rain.



In summary , the occurrence of drought has a direct influence on the hydrological conditions of the reservoirs , in general, these events, reducing the reservoir level is directly related to decreased water quality and increased density of phytoplankton occurring predominance of cyanobacteria , the index Q reflected well to changes in phytoplankton composition , being a good indicator for biomonitoring of reservoirs in this study and survey of previous conceptions showed the need to work on environmental awareness for the preservation of water resources by conducting workshops for Environmental Education

**KEYWORDS:** Phytoplankton. Cyanobacteria. Functional groups of phytoplankton. Index Assembly. Cyanotoxins.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Localização dos reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros, nordeste do Brasil.....	23
<b>Figura 2:</b> Localização da área de estudo, reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil.....	38
<b>Figura 3:</b> Perfil vertical da temperatura (oC) e oxigênio dissolvido (mg . L -1) no reservatório Pau dos Ferros durante o estudo.....	42
<b>Figura 4:</b> Perfil vertical da temperatura (oC) e oxigênio dissolvido (mg . L -1) no reservatório Santa Cruz durante o estudo.....	43
<b>Figura 5:</b> Variação temporal do Índice de Estado trófico (TSI) proposto por Toledo (1983) nos reservatórios Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B). ( Oligotrófico= $\leq 44$ ; Mesotrófico = $44 < \text{TSI} \leq 54$ ; eutrófico $\text{TSI} > 54$ ).....	45
<b>Figura 6:</b> Variação temporal do Índice de Estado trófico (TSI) proposto por Lamparelli (2004) nos reservatórios Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B).( Ultraoligotrófico= $\text{TSI} \leq 47$ ; Oligotrófico= $47 < \text{TSI} \leq 52$ ; Mesotrófico= $52 < \text{TSI} \leq 59$ ; Eutrófico= $59 < \text{TSI} \leq 63$ ; Supereutrófico= $63 < \text{TSI} \leq 67$ ; Hipereutrófico= $\text{TSI} > 67$ ).....	46
<b>Figura 7:</b> Biomassa relativa dos grupos funcionais do fitoplâncton (Reynolds et al 2002) no período de outubro de 2011 a maio de 2012 nos reservatórios de Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B).....	48
<b>Figura 8:</b> Biovolume total do fitoplancton nos reservatórios Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B) no período de outubro de 2011 a maio de 2012.....	48
<b>Figura 9:</b> Variação do estado ecológico de acordo com a aplicação do índice Q nos reservatórios de Pau dos Ferros e Santa Cruz no período de outubro de 2011 a maio de 2012.....	51
<b>Figura 10:</b> Dados morfométricos (volume em m <sup>3</sup> ) e da precipitação verificada no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral.....	66
<b>Figura 11:</b> Variações mensais nos perfis da temperatura e oxigênio dissolvido no reservatório Pau dos Ferros.....	68
<b>Figura 12:</b> Perfis de oxigênio e temperatura registrados durante amostragem nictemeral.....	68
<b>Figura 13:</b> PCA mostrando variáveis preditoras no reservatório Pau dos Ferros.....	69
<b>Figura 14:</b> CCA relacionando as variáveis preditoras com os principais grupos funcionais e as amostragens mensais.....	70
<b>Figura 15:</b> Variação da abundância dos grupos funcionais descritores em função da profundidade de coletas e das horas.....	71
<b>Figura 16:</b> Biovolume do grupo funcional <b>D</b> , pico em fev/2012.....	71
<b>Figura 17:</b> Toxinas registradas no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral.....	72
<b>Figura 18:</b> Localização do município de Pau dos Ferros/RN.....	84
<b>Figura 19:</b> Respostas dos entrevistados quando indagados se a água recebida em casa após passar pela estação de tratamento é considerada de boa qualidade.....	86
<b>Figura 20:</b> Concepções de alunos, educadores e população a respeito da contaminação da Barragem Pau dos Ferros por lixo e esgoto.....	88
<b>Figura 21:</b> Porcentagem referente ao não conhecimento dos termos eutrofização, cianobactérias, microcistinas e saxitoxinas por educadores, alunos e população.....	89

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Características hidrológicas e morfométricas dos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz, nordeste do Brasil ( $Z_{max}$ =profundidade máxima; $Z_m$ =profundidade média).....	23
<b>Tabela 2:</b> Valores médios ( $\pm$ desvio padrão) das variáveis ambientais e resultado da ANOVA para testar diferenças entre os reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros durante o estudo.....	44
<b>Tabela 3:</b> Grupos funcionais do fitoplâncton, espécies descritoras (Reynolds, 2002), fator (F) utilizado no cálculo do índice Q, frequência de ocorrência segundo Lobo e Leighton 1986, identificados durante o estudo nos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz, no período de outubro de 2011 a maio de 2012.....	49
<b>Tabela 4:</b> Valores médios e desvio padrão das variáveis transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, pH, fósforo e nitrogênio total, clorofila-a e biovolume total do fitoplâncton registrados ao longo da amostragem mensal.....	67
<b>Tabela 5:</b> Valores médios e desvio padrão das variáveis transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, pH, fósforo e nitrogênio total, clorofila-a e biovolume total do fitoplâncton registrados ao longo do perfil nictemeral.....	67
<b>Tabela 6:</b> Distribuição dos profissionais de ensino entrevistados.....	84
<b>Tabela 7:</b> Frequência relativa (%) das características relacionada à água de boa qualidade.....	87

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	14
1.1 A problemática da qualidade de água em região semiárida.....	14
1.2 Comunidade fitoplanctônica como unidade ecológica.....	16
1.3 Cianobactérias, cianotoxinas e saúde pública.....	18
1.4 Educação/Sensibilização ambiental como ferramenta para a sustentabilidade.....	19
<b>2. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	21
<b>3. METODOLOGIA GERAL</b> .....	24
3.1 Amostragem.....	24
3.2 Análises físico-químicas.....	24
3.3 Análises Biológicas.....	25
3.4 Determinação do Estado Trófico dos reservatórios.....	26
3.5 Análises Estatísticas.....	27
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	28
Figura 1.....	23
Tabela 1.....	23
<b>CAPÍTULO 1- Biomonitoramento do estado ecológico de dois reservatórios do semiárido brasileiro utilizando assembleias fitoplanctônicas (índice Q)</b> .....	34
<b>Resumo</b> .....	35
<b>Introdução</b> .....	36
<b>Área de Estudo</b> .....	38
<b>Material e Métodos</b> .....	39
<b>Resultados</b> .....	41
Variáveis abióticas.....	41
Variáveis biológicas.....	46
<b>Índice de Assembleia (Q)</b> .....	51
<b>Discussão</b> .....	51
<b>Referências</b> .....	55
Figura 1.....	38
Figura 2.....	42
Figura 3.....	43
Figura 4.....	45
Figura 5.....	46
Figura 6.....	48
Figura 7.....	48

Figura 8.....	51
Tabela 1.....	44
Tabela 2.....	49
CAPÍTULO 2 - Variação vertical e nictemeral dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um reservatório tropical semiárido durante um período de estiagem atípica.....	60
<b>Abstract</b> .....	61
<b>Resumo</b> .....	61
<b>1. Introdução</b> .....	62
<b>2. Material e Métodos</b> .....	63
2.1 <i>Área de estudo</i> .....	63
2.2 <i>Amostragem e análise dos dados</i> .....	64
<b>3. Resultados</b> .....	66
<b>4. Discussão</b> .....	72
<b>Referências</b> .....	75
Figura 1.....	66
Figura 2.....	68
Figura 3.....	68
Figura 4.....	69
Figura 5.....	70
Figura 6.....	71
Figura 7.....	71
Figura 8.....	72
Tabela 1.....	67
Tabela 2.....	67
CAPÍTULO 3 - A percepção ambiental como etapa primordial para a preservação dos recursos hídricos: estudo de caso com a população de um município do semiárido brasileiro.....	80
<b>RESUMO</b> .....	81
<b>ABSTRACT</b> .....	81
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	82
<b>2. METODOLOGIA</b> .....	83
2.1 <i>Área de Estudo</i> .....	83
2.2 <i>Procedimentos metodológicos</i> .....	84
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	85
3.1 <i>Perfil do público entrevistado</i> .....	85

3.2 Eixo temático 1- Importância da qualidade da água do reservatório.....	85
3.3 Eixo temático 2- Formas de contaminação.....	87
3.4 Eixo temático 3- Relação entre eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas e saúde.....	88
3.5 Análise das questões abertas.....	91
<b>4. PERSPECTIVAS E CONCLUSÕES.....</b>	<b>92</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>93</b>
Figura 1.....	84
Figura 2.....	86
Figura 3.....	88
Figura 4.....	89
Tabela 1.....	84
Tabela 2.....	87
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>95</b>

## **INTRODUÇÃO GERAL**

### **1.1 A problemática da qualidade de água em região semiárida**

A denominação semiárido traz em si a marca da escassez hídrica, que é ocasionada pela baixa pluviosidade e intensa evaporação. A região semiárida brasileira, segundo a nova delimitação do Ministério da Integração Nacional, abrange uma área de 969.589,4 km<sup>2</sup>, que corresponde a 11% do território nacional e enquadra 1.133 municípios localizados em dez estados da federação (PI, CE, RN, PB, PE, AL, SE, BA e MG). No Rio Grande do Norte, estão inseridos 166 municípios, o que corresponde a 88% do território do estado, compreendendo uma população de 1.061.296 habitantes (BRASIL, Ministério da Integração Nacional, 2005).

A ocorrência de chuvas nessa região é caracterizada por sua grande variabilidade espacial e temporal, com precipitação média anual situada entre 400 e 800 mm, concentradas entre os meses de dezembro- fevereiro e março-maio com poucos dias de chuvas torrenciais sendo também registrada a ocorrência de secas periódicas. Nela, estão situados, aproximadamente, 25 milhões de habitantes e a água, embora seja considerada um bem escasso, constitui um recurso fundamental para o desenvolvimento econômico e social bem como para a sadia qualidade de vida das populações locais (SOUZA FILHO, 2011).

Visando a minimizar o problema da escassez hídrica, algumas medidas governamentais têm sido adotadas há séculos. De acordo com Cirilo (2008), elas consistem principalmente na implantação de infraestruturas capazes de garantir água para o abastecimento humano, animal e viabilizar a irrigação. Nesse contexto, algumas políticas tem se destacado, como: a acumulação de água em açudes, a qual tem sido realizada através da construção de reservatórios de pequeno, médio e grande porte, a perfuração de poços e construção de cisternas nas comunidades rurais.

Segundo Garjulli (2003) tais políticas possuem caráter centralizador e fragmentado, além disso, não estão de acordo com o novo modelo de desenvolvimento sustentável proposto para a gestão dos recursos hídricos, o qual se fundamenta nos princípios da gestão descentralizada, integrada e participativa, adotando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão, além disso, defende que a água seja considerada um bem público e econômico.

Os reservatórios superficiais são considerados as principais fontes de água do semiárido, compreendendo mais de 70.000 sistemas com  $\leq 1000$  m<sup>2</sup>. Embora muitos deles sejam usados para obtenção de água potável, a maioria é concebida para múltiplas finalidades, tais como irrigação, recreação, pesca e pecuária (BOUVY et al., 2003, p. 116).

Entretanto, o uso múltiplo da água de forma desordenada tem afetado a qualidade de água disponível. Segundo Tundisi (2005, p. 27) o aumento do uso múltiplo das águas afeta não somente a qualidade e quantidade de água, mas também provoca alterações de habitats, da biodiversidade, da pesca comercial e esportiva.

Entre os principais problemas decorrentes do mau uso da água que afetam os corpos hídricos da região semiárida brasileira, estão: a eutrofização, ocasionada pelo aumento do nitrogênio e fósforo no ambiente aquático, a salinização, decorrente das características hidrogeológicas, climáticas ou manejo inadequado do corpo hídrico e a contaminação por efluentes, agrotóxicos, metais pesados ou outros dejetos (ARAÚJO et al., 2009)

A eutrofização surge como uma das principais consequências adversas seja de processos hidrogeológicos da bacia de drenagem ou em decorrência da contaminação por resíduos oriundos das atividades humanas. Elevados níveis de eutrofização proporcionam a quebra do equilíbrio natural das cadeias tróficas alterando os ciclos biológicos no corpo d'água (CHAPRA, 2008).

Ambientes eutrofizados estão propícios ao surgimento e expansão de florações de microalgas, destacando-se em ambientes de água doce, as cianobactérias. As florações resultam em um desequilíbrio ecológico no qual ocorre o crescimento excessivo do fitoplâncton com predominância de poucos grupos acarretando redução da diversidade biológica fitoplanctônica e origina problemas como a diminuição das concentrações de oxigênio, levando à morte organismos aquáticos, alterações na coloração, sabor e odor das águas (COSTA et al., 2006). Está bem documentado na literatura que as novas condições estabelecidas, na água, pela eutrofização, como elevadas turbidez, temperatura e baixa luminosidade, até mais do que as altas concentrações de nutrientes, favorecem a dominância de cianobactérias em ambientes limnéticos eutróficos. Tais condições proporcionam vantagens competitivas para as cianobactérias, favorecendo a dominância por espécies que formam grandes colônias e filamentos (SCHEFFER et al., 1997; SCHEFFER, 1998).

Nos reservatórios do nordeste semiárido, a eutrofização consiste em uma realidade constante e a ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias é muito freqüente (BOUVY et al., 1999, 2003; MOLICA et al., 2002; COSTA et al., 2006, HUZSAR et al., 2000). Segundo Campos (2009) os reservatórios desta região com volumes de água reduzidos durante as longas estiagens, continuam recebendo efluentes domésticos o que, conseqüentemente, interfere na realidade do abastecimento de água das populações.

Um fator agravante para a ocorrência de florações com dominância de cianobactérias é o fato de estas produzirem toxinas com efeito agudo ou crônico sobre a saúde humana e de



animais (KAEBERNICK; NEILAN, 2001). Há um crescente registro de danos causados por florações de cianobactérias à saúde pública. Pesquisas têm mostrado que 25% a 70% das florações de cianobactérias são tóxicas em todo o mundo (CARMICHAEL, 2001). São diversas as causas que favorecem o desenvolvimento de florações e o seu grau de toxicidade, mas acredita-se que alterações na qualidade da água causadas por atividades antropogênicas são um fator importante para a sua expansão (CODD et al., 2005). O registro mais marcante de intoxicação por cianotoxinas, inclusive com repercussão internacional, ficou também conhecido como a “Tragédia de Caruaru”, tendo em vista ter ocorrido na cidade de Caruaru localizada no interior de Pernambuco. Durante o evento foram registradas mais de 50 mortes humanas por intoxicação de pacientes que realizavam hemodiálise com água contaminada por microcistinas (JOCHIMSEN et al., 1998).

Segundo Costa et al. (2006); (2009); Eskinazi-Sant’anna et al. (2007); Panosso et al. (2007), no semiárido do Rio Grande do Norte, muitos reservatórios utilizados para abastecimento público apresentam condições eutróficas e eventualmente hipereutróficas com constante ocorrência de florações hepatotóxicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis*. Portanto, essa problemática representa uma ameaça para o uso sustentável dos recursos hídricos, em virtude disso estudos sobre o biomonitoramento da qualidade de água, com ênfase na comunidade fitoplanctônica, e o conhecimento das características limnológicas dos corpos hídricos são imprescindíveis.

## **1.2 Comunidade fitoplanctônica como unidade ecológica**

A comunidade fitoplanctônica, representada por microalgas fotossintetizantes de grupos taxonômicos diversos, forma a base das cadeias alimentares dos ecossistemas aquáticos e tem como principais características: o curto tempo de geração e as rápidas respostas às alterações ambientais.

De acordo com Reynolds (1988) as condições ambientais direcionam a dinâmica e composição de espécies do fitoplâncton, merecendo destaque a influência de fatores químicos como a quantidade de nutrientes disponíveis, físicos, em especial o regime de luz, temperatura e a mistura da água bem como interações bióticas ou autogênicas, ou seja, a predação e a competição.

Na região tropical, a interação entre fatores químicos, físicos e biológicos é responsável por alterar as propriedades e comportamentos físico-químicos da água

interferindo, principalmente, nos padrões de sazonalidade (BORMANS; FORD; FABBRO, 2005). Nesses ecossistemas aquáticos, a mudança entre a estratificação e mistura da coluna de água pode ocorrer diariamente, enquanto nas latitudes temperadas está baseada em ciclos mais longos (BARBOSA; PADISÁK, 2002).

As mudanças diárias ou os ciclos periódicos ocorridos no ambiente aquático direcionam a seleção de espécies da comunidade fitoplanctônica. No processo, chamado “sucessão sazonal”, o cenário competitivo está mudando e dezenas de gerações de espécies individuais estão envolvidas (SOMMER et al., 1993). Neste sentido, o conhecimento da distribuição nictemeral e sazonal da comunidade fitoplanctônica pode contribuir para uma melhor compreensão dos fatores que regulam as espécies-chave (BECKER et al., 2009, p. 285).

O estudo da biodiversidade fitoplanctônica tem sido realizado através da utilização de sistemas de classificação taxonômica, os quais requerem a manipulação de longas listas de espécies visando relacionar a composição e biomassa do fitoplâncton com o espectro trófico ou determinar a qualidade de água (PADISÁK et al., 2006). Esta metodologia está caindo em desuso, tendo em vista ter sido desenvolvida a abordagem dos grupos funcionais fitoplanctônicos, os quais correspondem a grupos de espécies de origem taxonômica polifilética que tendem a dominar ou co-dominar o fitoplâncton de lagos e reservatórios quando expostos a condições ambientais semelhantes (REYNOLDS et al., 2002).

A abordagem dos grupos funcionais fitoplanctônicos encontrou inspiração nos estudos desenvolvidos por fitossociologistas terrestres como Tüxen (1955) e Braun-Blanquet (1964), os quais se basearam nos conceitos ecológicos de comunidade e no papel funcional das espécies para desenvolverem um esquema de classificação para a vegetação terrestre. Em seguida, Hutchinson (1967) ganhou destaque ao desenvolver categorias ecológicas para o fitoplâncton e descrever a existência de variações na composição da comunidade fitoplanctônica entre diferentes tipos de lago. Contribuição relevante foi dada por Margalef (1978), o qual defendeu que diferentes formas de vida apresentam adaptações para sobreviver em ambientes instáveis e turbulentos, apresentando a capacidade de migração vertical entre dois compartimentos como uma das estratégias adaptativas mais vantajosas.

Em 1980, Reynolds e colaboradores realizaram a primeira tentativa de elaborar um sistema de classificação para o fitoplâncton sensível às alterações ambientais, como a eutrofização, a estratificação ou ao acesso à quantidade de nutrientes adequados, tal abordagem foi inspirada nos estudos de Braun-Blanquet (1964) para a fitossociologia terrestre e utilizou pela primeira vez os códons alfa-numéricos (símbolos formados por letra maiúscula

isolada, acompanhada de minúscula ou número) para representar os grupos de espécies. Posteriormente, Sommer (1986) trabalhando com lagos da Europa, demonstrou existirem semelhanças no comportamento dos lagos em uma escala de variação anual (floração na primavera, estratificação no verão, aprofundamento da camada de mistura do verão para o outono) e o fato de diferentes grupos de espécies dominarem em cada fase, de acordo com o estado trófico ou limitadas, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes.

Durante a década de 1990, pode-se considerar que existiram avanços importantes para o desenvolvimento da versão final da abordagem dos grupos funcionais, merecem destaque os trabalhos de Olrik (1997), o qual estudando grupos de espécies encontrados nos lagos da Dinamarca descreveu a existência de diferentes padrões de tamanhos para o fitoplâncton, formas menores dominavam em ambientes oligo-mesotróficos e maiores em eu-hipereutróficos. Novamente em 1997, Reynolds e colaboradores desenvolveram a segunda versão da abordagem, a qual continha avanços importantes em relação à primeira, contribuindo pela descoberta de que os grupos de espécies descritos geralmente compartilhavam morfologias semelhantes em relação às características: área de superfície, volume e máxima dimensão linear.

Reynolds et al. (2002) publicaram a última versão da abordagem dos grupos funcionais, a qual reconhecia associações fitoplanctônicas como unidades funcionais de um sistema. Aproximadamente, 31 códons foram descritos, cada um, por exemplo, **A**, se refere a um determinado grupo de espécies que compartilham nichos ecológicos semelhantes e alguns dos seus componentes podem dominar o fitoplâncton simultaneamente em um ambiente tendo em vista serem favorecidos por determinados fatores ambientais. Ainda em 2002, foi publicado o primeiro trabalho de validação estatística para essa abordagem por Kruk e colaboradores.

Um índice ecológico (Q), utilizando o conceito de assembleia, também foi desenvolvido para relacionar as associações presentes em um reservatório com o estado ecológico (PADISÁK, et al., 2006). Este índice utiliza o fitoplâncton como um grupo indicador de qualidade de água e foi desenvolvido com a proposta de ser usado no biomonitoramento de lagos e reservatórios. Os estados ecológicos dos reservatórios estão distribuídos entre as categorias de 0-5, sendo 0-1 (ruim), 1-2 (tolerável), 2-3 (moderado), 3-4 (bom), 4-5 (excelente). Este índice inclui a participação relativa ( $p_i$ , onde  $p_i = n_i / N$ ;  $n_i$  biomassa do grupo funcional;  $N$ : biomassa total) dos grupos funcionais em relação a biomassa total e o número do fator (F) estabelecido para o grupo funcional em cada tipo de lago.

Durante o ano de 2006, Reynolds e colaboradores complementaram a lista de grupos funcionais, a qual foi ampliada pela adição de grupos de espécies do ambiente marinho. Padisák et al. (2009) realizaram uma revisão da versão publicada em 2002, defendendo que esta encontrou ampla aceitação tendo em vista a quantidade de citações obtidas em nível mundial no intervalo de 2002 a 2009, também ocorreu adição de novos códons, os quais passaram a compor aproximadamente 40 grupos funcionais além de ter havido correção de equívocos cometidos por alguns autores no uso da abordagem proposta em 2002.

Os grupos funcionais representados pelas letras A a D são compostos por diatomáceas cujo hábitat varia de oligotrófico (A e B) a eutrófico (C e D). Os grupos E, F, G, N, P e T são formados por clorofíceas filamentosas e algumas diatomáceas, sendo os habitats dos grupos E, F e G oligotróficos e os demais meso a eutróficos. Os grupos S1, S2 e SN tem em sua composição apenas cianobactérias comuns a ambientes túrbidos e enriquecidos. Em ambientes com condições eutróficas, túrbidas e enriquecidas, como os evidenciados no semiárido do Rio Grande do Norte e em outros ambientes brasileiros também é comum ocorrerem as cianobactérias filamentosas do grupo H1, as cocóides (M), as clorófitas (J) e as diatomáceas (C) (HUZSAR et al., 2000). Elas dominam o fitoplâncton em ambientes rasos e eutróficos, porque se adaptam bem à condição de reduzida luminosidade subaquática ou à elevada turbidez da água. (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009).

Segundo Romo et al. (2012, p. 2) a alta irradiação e temperatura combinadas com baixos índices pluviométricos e consequente maior tempo de residência da água podem promover o crescimento de cianobactérias, em especial do grupo funcional S<sub>N</sub>, composto por *Cylindrospermopsis raciborskii* e outras espécies deste gênero, durante o ano inteiro na zona do Mediterrâneo, tratando-se de uma previsão adequada também para o semiárido brasileiro.

No cenário de mudanças climáticas globais, os aumentos das temperaturas médias mundiais e a ocorrência de eutrofização dos corpos hídricos estão favorecendo a dominância e persistência das cianobactérias sobre outros grupos do fitoplâncton em ambientes continentais e marinhos, o que pode ser comprovado pelo aumento no número de relatos de florações cujas distribuições espacial e temporal foram ampliadas (SUKENIK et al., 2012). De acordo com Salinger (2005), *Cylindrospermopsis raciborskii*, por exemplo, que era encontrada tipicamente na região tropical e subtropical do planeta; tem aumentado sua distribuição geográfica durante as duas últimas décadas, provavelmente em função do aquecimento global, o qual pode ter desempenhado um papel fundamental na disseminação desta e de outras espécies de cianobactérias.

Um estudo realizado por Larroudé et al. (2013) mostra que a combinação de alterações locais (disponibilidade de nutrientes, concentração de resíduos agrícolas) e mudanças globais (temperatura e hidrologia respondendo à influência do clima) tem grandes impactos sobre a biomassa, estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica.

### **1.3 Cianobactérias, cianotoxinas e saúde pública**

As cianobactérias compõem um grupo taxonômico morfológicamente diverso e amplamente distribuído, que apresenta características comuns às algas (clorofila-a e pigmentos acessórios) e bactérias (parede celular, organização procariótica) (WHITTON; POTTS, 2002). Esses microrganismos possuem origem histórica remota e constituem organismos pioneiros em relação ao surgimento da vida na Terra (SCHOPF, 1996). Além disso, são componentes naturais do fitoplâncton da maioria dos ambientes aquáticos do mundo, principalmente os lênticos e a sua dominância é marcante em aproximadamente 50% dos reservatórios brasileiros (HUSZAR et al., 2000).

As cianobactérias proliferam formando florações que, significativamente, impactam a qualidade de água, principalmente, pelo fato de algumas espécies produzirem potenciais cianotoxinas que podem ter efeitos adversos sob a saúde de plantas e animais (CARMICHAEL et al., 1988). Na região tropical, as diferenças sazonais entre os fatores ambientais não são grandes o suficiente para induzir a substituição das cianobactérias por outras espécies do fitoplâncton, em virtude disso, as cianobactérias estão presentes em alta biomassa e são dominantes durante a maior parte do ano, estando associadas ao surgimento de problemas estéticos, organolépticos ou recreacionais (CHORUS; BARTHAM, 1999). A ocorrência de uma cianotoxina particular é dependente da composição da comunidade de cianobactérias, porque espécies diferentes podem produzir toxinas diferentes, como também do teor celular da toxina e da taxa da produção, a qual pode ser afetada por parâmetros ambientais, tais como luz, temperatura e nutrientes (DOLMAN et al., 2012).

As cianotoxinas são classificadas de acordo com sua ação farmacológica em hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas (SIVONEM; JONES, 1999). As neurotoxinas são alcalóides fosforados que agem através de diferentes mecanismos fisiológicos, levando à morte por parada respiratória após poucos minutos de exposição (CHARMICHAEAL, 1994). Elas podem ser subdivididas em anatoxina e saxitoxina, sendo sua produção atribuída a várias espécies de cianobactérias filamentosas, incluindo os gêneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Planktothrix*, *Trichodesmium* e *Lyngbya* (PEARSON et al., 2010).

As hepatotoxinas são heptapeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas ou pentapeptídeos designados nodularina e cilindropermopsina (CHARMICHAEAL, 1994), de maneira geral, podem causar a morte por hemorragia hepática em um intervalo de poucas horas/dias a anos, a toxicidade decorre do fato de a toxina atuar, em mamíferos, como inibidora da enzima fosfatase hepática (FALCONER, 1999). Cianobactérias formadoras de floração, incluindo os gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hapalosiphon*, *Snowella*, *Woronichinia* e *Oscillatoria* são os principais responsáveis pela produção de microcistinas, as quais são comumente encontradas nos ecossistemas aquáticos (CODD et al., 2005; FALCONER, 2005).

Há também as dermatotoxinas cujas reações alérgicas são produzidas por lipopolissacarídeos (LPS), que são componentes encontrados na parede celular de toda bactéria gram-negativa, incluindo as cianobactérias. Tais toxinas têm efeito irritante e pirogênico (CALIJURI et al., 2006).

#### **1.4 Percepção ambiental como ferramenta para reflexão socioambiental**

Comparada com outras áreas do conhecimento como a psicologia e a geografia, a inserção da percepção ambiental no campo da Educação ambiental é considerada uma iniciativa recentemente adotada. De maneira geral, ela tem como objetivo trabalhar a relação do ser humano com suas realidades imediatas, principalmente a natureza, onde se inserem a coletividade e o lugar habitado, as formas com que essa relação é influenciada por conhecimentos e discursos construídos socialmente, importando também o entendimento dos processos históricos e culturais dessa construção, nas investigações sobre representação social (MARIN, 2008).

De acordo com Faggionato (2005), a percepção ambiental é definida como a capacidade de o ser humano perceber o ambiente no qual está inserido, tomar consciência sobre os problemas ambientais e buscar soluções visando não só a proteger como também preservar o seu potencial, ou seja, está relacionada com a forma como os indivíduos veem, compreendem e interagem com o ambiente tendo em vista as influências ideológicas indiretas advindas das relações sociais (ROSA; SILVA, 2002).

A percepção ambiental, no presente contexto, é apontada como uma etapa inicial e primordial em estudos de educação ambiental e divulgação científica, os quais constituem os principais instrumentos para a promoção da mudança de hábitos e costumes, junto às escolas ou sociedade, contribuindo para a adoção de consciência crítica quanto à utilização racional

dos recursos hídricos. Ações em educação ambiental e divulgação científica quando desenvolvidas junto à comunidade possuem o objetivo de sensibilizar a população para que compreenda os mecanismos e processos que levam a degradação da qualidade da água e as consequências negativas advindas principalmente com relação a aspectos sociais e econômicos. Neste sentido, Martins (2006) defende a adoção de uma “Educação contextualizada”, levando em conta uma proposta pautada na realidade local, que considere as características e potencialidades socioculturais, econômicas e ambientais.

Assim, este trabalho surge de uma importante pergunta: a comunidade fitoplanctônica seria uma ferramenta adequada para ser utilizada como indicadora de qualidade de água e do estado ecológico de açudes situados em região tropical semiárida? Tendo em vista as hipóteses de que o fitoplâncton é um bom discriminador do estado ecológico dos reservatórios e conseqüentemente pode ser utilizado como índice da qualidade de água para os açudes do semiárido. As florações de cianobactérias ocorrem durante o período de estiagem quando as condições climáticas e hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis e de que alunos, educadores e público não escolar apresentam concepções pautadas no senso comum em relação aos problemas de qualidade de água da barragem Pau dos Ferros, além disso, não se inserem como coadjuvantes na solução dos problemas.

Para testar as hipóteses, o presente estudo tem como objetivo geral compreender os fatores reguladores da dominância de cianobactérias em açudes do semiárido brasileiro utilizando as abordagens dos grupos funcionais fitoplanctônicos e índices ecológicos. Como objetivos específicos, almeja-se: (1) Avaliar a qualidade de água utilizando a abordagem dos grupos funcionais fitoplanctônicos e o estado ecológico por meio de índice de assembleia fitoplanctônica; (2) Conhecer os principais fatores reguladores da composição e biomassa de cianobactérias nos açudes do semiárido; (3) Monitorar a presença de cianotoxinas na água de açude eutrofizado destinado ao abastecimento público; (4) Fazer o levantamento das concepções de alunos, educadores e público não escolar a respeito da problemática da qualidade de água em região semiárida.

Em atendimento aos objetivos e conforme padronização estabelecida pelo Programa, esta Dissertação se encontra composta por esta Introdução geral, uma Caracterização geral da Área de estudo, Metodologia geral empregada para o conjunto da obra e por três capítulos que correspondem a artigos científicos a serem submetidos para publicação. O Capítulo 1, intitulado Biomonitoramento do estado ecológico de dois reservatórios do semiárido brasileiro usando assembleias fitoplanctônicas, foi submetido ao periódico *Hydrobiologia* e, portanto, está formatado conforme este periódico

(<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>); O Capítulo 2, intitulado Variação vertical e nictemeral dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um reservatório tropical semiárido durante um período de estiagem atípica será submetido ao periódico *Acta Limnologica Brasiliensia* e, portanto, está formatado conforme este periódico (<http://www.ablimno.org.br/publiActa.php>). O Capítulo 3, intitulado A percepção ambiental como etapa primordial para a preservação dos recursos hídricos: estudo de caso com a população de um município do semiárido brasileiro será submetido ao periódico *Ambiente e Educação* e, portanto, está formatado conforme este periódico (<http://www.seer.furg.br/ambeduc>). Ao final serão apresentadas as considerações finais.

## **2. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO**

A bacia hidrográfica Apodi-Mossoró (Figura 1) localiza-se na região oeste do estado do Rio Grande do Norte (RN) e está totalmente inserida na região semiárida brasileira. A referida bacia ocupa uma área correspondente 14.276 km<sup>2</sup>, que equivale a 26,8% do estado, trata-se da segunda maior bacia do estado, a primeira genuinamente potiguar e em número de municípios abastecidos, totalizando 52. Possui nascente no município de Luís Gomes e estende-se por 120 km, desaguando entre os municípios de Areia Branca e Grossos no litoral setentrional.

A bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró tem como principal característica sua composição geológica bastante diversa. À sua montante destacam-se os afloramentos geológicos do embasamento cristalino associados ao período pré-cambriano, sendo as formações Seridó, Jucurutu e equador as mais representativas. Na área que abrange o médio e baixos cursos (jusante), constituída por sedimentos, destacam-se as formações Jandaíra e Açú, como as mais expressivas, relacionadas ao período cretáceo (LIMA, 2007, p. 32).

A região apresenta uma grande importância econômica liderada pelas atividades de extração de petróleo, produção de sal marinho, utilização dos solos para agricultura e fruticultura irrigada, pecuária extensiva, mineração de calcário, entre outras atividades socioeconômicas (CARVALHO et al., 2011, p. 144). Apesar de sua importância, a bacia hidrográfica vem sofrendo constantes impactos, provenientes da lixiviação de fertilizantes e pesticidas das diversas atividades agrícolas desenvolvidas no entorno do rio; carreamento de material alóctone; além das constantes descargas de esgotos domésticos e industriais lançados em toda a extensão da bacia (OLIVEIRA et al., 2009, p. 19).



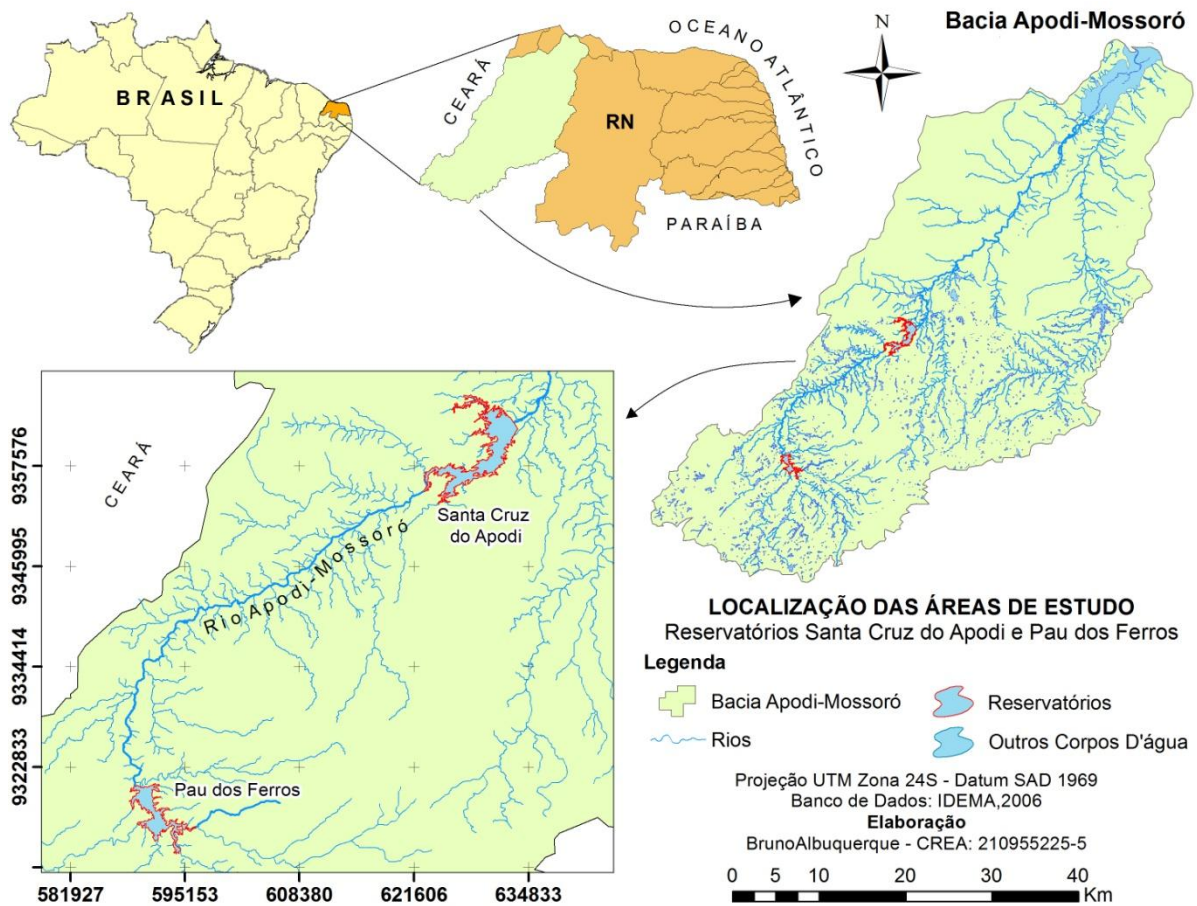
O estudo foi realizado nos reservatórios Santa Cruz do Apodi, situado entre as coordenadas 5° 39' 51" S e 37° 47' 56" W, e Pau dos Ferros, 6° 06' 33" S 38° 12' 16" W localizados nos municípios Apodi e Pau dos Ferros, respectivamente (tabela 1).

Pau dos Ferros e Apodi são municípios que apresentam clima muito quente e semiárido, a precipitação média anual varia entre 500 e 800 mm, com período chuvoso se estendendo normalmente entre os meses de março e maio. As temperaturas podem atingir até 36° C, mas as médias estão compreendidas entre 25 e 29° C.

Em relação à vegetação, ocorre predominância da caatinga hiperxerófila - vegetação de caráter mais seco, com abundância de cactáceas, plantas de porte baixo e espalhadas. Entre outras espécies destacam-se a jurema-preta, mufumbo, faveleiro, marmeleiro, xique-xique e facheiro. Em Apodi, também pode ser encontrado o carnaubal - vegetação natural onde a espécie predominante é a palmeira, a carnaúba. Os carnaubais são espaçados e iluminados.

Na região, predomina o solo podzólico vermelho amarelo equivalente eutrófico cuja fertilidade é média a alta, textura média, bem ou moderadamente drenado, relevo suave e ondulado. Em Apodi, pode ser encontrado também o cambissolo eutrófico de fertilidade alta, textura argilosa, bem a moderadamente drenado, relevo plano e rendzina de fertilidade alta, textura argilosa, moderada a imperfeitamente drenado, relevo plano (IDEMA, 2008).

**Figura 1: Localização dos reservatórios Santa Cruz do Apodi e Pau dos Ferros, nordeste do Brasil.**



Fonte: Arquivo pessoal de Bruno Albuquerque

**Tabela 1: Características hidrológicas e morfométricas dos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz do Apodi, nordeste do Brasil (Zmax=profundidade máxima; Zm=profundidade média).**

<i>Reservatório</i>	<i>Pau dos Ferros</i>	<i>Santa Cruz do Apodi</i>
Volume máximo (x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	54,84	599,71
Volume histórico médio* (x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ) (%)	38,08 (69,44)	512,83 (85,51)
Volume médio** (x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ) (%)	30,53 (55,66)	457,51 (76,28)
Zmax (m)	19,90	57,50
Zm (m)	3,48	16,26
Profundidade (m) do ponto de coleta neste estudo	8	36

\*2007-2012 ; \*\* período do estudo (out/11- mai/12)

Fonte: Dados do autor

### **3. METODOLOGIA GERAL**

#### **3.1 Amostragem**

Coletas mensais foram realizadas entre os meses de outubro de 2011 e maio de 2012 nas Barragens Santa Cruz do Apodi e Pau dos Ferros em um ponto próximo ao talude principal da barragem. Um perfil nictemeral de 24 horas também foi realizado em Pau dos Ferros em janeiro de 2012.

As amostras foram coletadas na zona fótica: sub-superfície (100% de incidência luminosa), profundidade do disco de Secchi (10% de incidência luminosa) e três vezes secchi (1% de incidência luminosa) (COLE, 1994). Na zona afótica, a água foi coletada na região intermediária do reservatório, um metro antes de atingir a profundidade máxima e em um ponto intermediário entre os últimos. A água coletada, nestes pontos, foi posteriormente integrada para compor uma amostra representativa de cada zona.

O perfil vertical de parâmetros limnológicos foi realizado em cada coleta e o perfil nictemeral de 24 horas foi realizado a cada três horas enquadradas nesse intervalo, na superfície, profundidade intermediária e um metro antes da profundidade máxima do reservatório.

#### **3.2 Análises físico-químicas**

A temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez foram obtidos com o auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI 6820 V2, a cada 0,5 m desde a superfície até a profundidade máxima do reservatório ( $Z_{max}$ ). A transparência (m) foi mensurada utilizando-se o disco de Secchi. A zona eufótica foi estimada como sendo equivalente a três vezes a profundidade de extinção do disco de Secchi ( $Z_{eu}$ ) de acordo com (ISHII, 1987).

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações de APHA (2000). O fósforo total foi determinado após digestão da amostra com persulfato de potássio pelo método do ácido ascórbico e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981).

Para a determinação da clorofila-a, as amostras foram filtradas em filtro 934-AH da WHATMAN com 47 mm de diâmetro e a extração realizada com 10 mL etanol a 95% *over*

*night* (LORENZEN, 1967). As concentrações foram determinadas por espectrofotometria (650 nm) de acordo com a metodologia de (JESPERSEN; CHRISTOFFERSEN, 1987).

### 3.3 Análises Biológicas

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada através da coleta de amostras em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20  $\mu\text{m}$ ), as quais foram fixadas com formol 4%. Amostras do fitoplâncton vivo também foram coletadas. Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foi o de Komárek; Anagnostidis (1999) para a Chroococcales, Anagnostidis; Komárek (2005) para as Oscillatoriales e Komárek; Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton, foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

Para análise quantitativa do fitoplâncton, amostras de água foram coletadas com auxílio da garrafa de Van Dorn em diferentes profundidades e posteriormente integradas para compor uma única amostra representativa de cada zona. Em seguida uma alíquota foi preservada com lugol a 1 %. A quantificação do fitoplâncton seguiu o método de Ütermol (1958), usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983) cujo volume variou entre 2 ml para Pau dos Ferros e 10 Barragem Santa Cruz do Apodi, respectivamente. A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) ocorreu em campos aleatórios, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% segundo o critério de Lund et al. (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante para a Barragem Santa Cruz do Apodi e 400 indivíduos para o Açude Público de Pau dos Ferros, tendo em vista a grande quantidade de indivíduos da espécie dominante, neste ambiente (CHORUS; BARTRAN, 1999).

O Biovolume do fitoplâncton foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma de cada espécie, utilizando-se para o cálculo as medidas de 30 indivíduos ou células de cada espécie multiplicadas por sua densidade (HILLEBRAND et al., 1999), além disso, a unidade de peso fresco foi expressa em massa, em que  $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$  de acordo com Wetzel e Likens (2000). As espécies que contribuíram em 5% ou mais para a biomassa total do fitoplâncton foram classificadas em grupos funcionais, utilizando os critérios de Reynolds et al. (2002) e Pádisak et al. (2009).

A abundância relativa foi calculada segundo os critérios estabelecidos por Lobo e Leighon (1986), ou seja, foram consideradas espécies dominantes aquelas cuja ocorrência em densidade ou biovolume mostrou-se superior a 50% da densidade ou biovolume total da amostra; espécies abundantes, aquelas com ocorrência em densidade ou biovolume superiores à densidade ou biovolumes médios de cada amostra e espécies raras, as que ocorreram em uma única amostra de cada período estudado.

Microcistinas e saxitoxinas foram quantificadas segundo a técnica imunológica ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay), a qual é altamente sensível e baseada na especificidade de anticorpos às toxinas com posterior reação colorimétrica anticorpo/antígeno (CHU et al., 1989).

Também foi utilizado o índice de assembleia (Q), desenvolvido por Padisák et al. (2006) para avaliar o estado ecológico de diferentes tipos de lagos, enquadrando-os nos estados situados entre 0-5, sendo 0-1 (ruim), 1-2 (tolerável), 2-3 (moderado), 3-4 (bom), 4-5 (excelente). O índice inclui a participação relativa ( $p_i$ , onde  $p_i = n_i / N$ ;  $n_i$  biomassa do grupo funcional;  $N$ : biomassa total) dos grupos funcionais em relação a biomassa total e o número do fator (F) estabelecido para o grupo funcional em cada tipo de lago, de acordo com a fórmula:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F$$

### 3.4 Determinação do Estado Trófico dos reservatórios

O estado trófico dos reservatórios foi obtido usando o índice de trofia proposto por Lamparelli (2004), para região tropical, que é representado pelo conjunto de equações abaixo descrito, no qual SD corresponde ao disco de Secchi (m), CHL à clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) e PT a fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ), posteriormente, os reservatórios foram enquadrados segundo as seguintes categorias: ultra-oligotrófico:  $IET \leq 47$ ; oligotrófico:  $47 < IET \leq 52$ ; mesotrófico:  $52 < IET \leq 59$ , eutrófico:  $59 < IET \leq 63$ ; supereutrófico:  $63 < IET \leq 67$  e hipereutrófico:  $IET > 67$ .

$$IET (SD) = 10 (6 - ((\ln SD)/\ln 2))$$

$$IET (CHL) = 10 (6 - (0,92 - 0,34 (\ln CHL / \ln 2)))$$

$$IET (PT) = 10 (6 - (1,77 - 0,42 (\ln PT) - \ln 2))$$

O índice de estado trófico de Carlson modificado (TOLEDO Jr. et al., 1983) foi utilizado para estabelecer uma comparação com o índice proposto por Lamparelli (2004).

Segundo esse índice, são considerados os limites: oligotrófico:  $IET < 44$ ; mesotrófico:  $44 < IET < 54$  e eutrófico:  $IET > 54$ .

$$IET (SD) = 10 \left( 6 - \frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right)$$

$$IET (CHL) = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln CHL}{\ln 2} \right)$$

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

### 3.5 Análises Estatísticas

Os dados obtidos foram digitados e armazenados no programa Microsoft Excel. O banco de dados foi exportado para o software R versão 2.13.1, o qual foi utilizado neste trabalho como principal ferramenta para fazer as análises estatísticas. Todos os testes estatísticos, gráficos, cálculos matemáticos e outros, foram implementados no software R, buscando sempre dar uma melhor visualização dos resultados.

A análise descritiva dos dados utilizou os cálculos da média aritmética como medida de tendência central e o desvio padrão (DP) para avaliar o grau de dispersão. O teste t de Student ou somente teste t consistiu em usar os dados da amostra para calcular a estatística t e depois compará-la com a distribuição t de student para identificar a probabilidade de se ter obtido o resultado observado na amostra, nos casos onde a hipótese nula foi verdadeira. A importância deste teste está em que a distribuição t de Student surge naturalmente a partir de variáveis aleatórias que seguem a distribuição normal, quando sua média e variância são desconhecidas (MAGALHÃES, 2005).

A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para estabelecer comparações entre as variáveis limnológicas dos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz e dos reservatórios entre si com os períodos amostrais. A análise de regressão múltipla foi realizada para observar se as variáveis independentes foram significativas, ou seja, se elas descrevem bem a variável dependente, no caso, a biomassa total. A ordenação das unidades amostrais no tempo e no espaço foi feita pela análise de componentes principais (PCA) utilizando matriz de covariância no Programa PC-ORD versão 3.1 para Windows (MCCUNE; MEFFORD, 2011). Os dados foram previamente padronizados pela amplitude de variação utilizando-se transformação “ranging” para variáveis abióticas e “log (x+ 1)” para variáveis biológicas. Análise de Correspondência Canonica foi realizada para ordenar dados do fitoplâncton nos

diferentes períodos com variáveis biológicas e ambientais visando conhecer o padrão de distribuição do fitoplâncton.

## REFERÊNCIAS

- ANAGNOSTIDIS, K; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. **Arch. Hydrobiol.** (suppl. 80: 1-4), Stuttgart, v. 50, n. 53, p. 327-472, 1988.
- APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20. ed. Washington, DC, 2000.
- APELDOORN, M. E. et al. Toxins of Cyanobacteria. **Mol. Nutri. Food Res.**, [s.l.], v. 51, p. 7-60, 2007.
- ARAÚJO, L. E. et al. Bacias Hidrográficas e impactos ambientais. **Qu@litas**, João Pessoa, jul. 2009. Disponível em <<http://revista.uepb.edu.br/index.php/qualitas/article/viewFile/399/366>> . Acesso em 15 jul 2012.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J. The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. **Verh. int. Ver. Limnol.**, [s.l.], v. 28, p. 1–11, 2002.
- BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; HUSZAR, V. L. M. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. **Aquatic Ecology**, [s.l.], v. 43, p. 285–293, 2009. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/n5082t6453272131/fulltext.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2012.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, ed. 30, p. 82-90, 2003.
- BORMANS, M.; FORD, P.W.; FABBRO, L. Spatial and temporal variability in cyanobacterial populations controlled by physical processes. **Journal of Plankton Research**, London, v. 27, n. 1, p. 61-70, 2005.
- BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, in: **Les algues jaunes et brunes**, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées. N. Boubée & Cie Paris, 517 p, 1981.
- BOUVY, M. et al. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. **Aquat. Microb. Ecol.**, [s.l.], v. 20, p. 285–297, 1999.
- BOUVY, M. et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbiology Ecology**, v. 23, p. 13-27, 2000.
- BOUVY, M. et al. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115–130, 2003.



BRAGA, R. O. Educação e convivência com o semi-árido: uma introdução aos fundamentos do trabalho político educativo no semi-árido brasileiro. In: KÜSTER, A.; MATTOS, B. H. O. M. (Org.). **Educação no contexto do semi-árido brasileiro**. Fortaleza-CE: Fundação Konrad Adenauer, 2004. p. 25-44.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas Públicas de Desenvolvimento Regional. **Nova delimitação do semi-árido**. Brasília, 2005. 32 p.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; DOS SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. CNPq, 2006.

CAMPOS, J. N. B. Água, sociedade e natureza- desenvolvimento científico e gestão das águas. In: HOFMEISTER, W. **Água e desenvolvimento sustentável no Semi-árido**. Fortaleza-CE: Fundação Konrad Adenauer, 2000. p. 19-34.

CARMICHAEL, W. W. Toxins of freshwater algae. In: TU, A. T. (ed), **Handbook of Natural Toxins**. Marcel Dekker, New York, 1988. 121 p.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**. v. 270, n. 1, p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W. W. et al. **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins**. **Environmental Health Perspectives**. (in press), 2001.

CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, n. 1, p. 143-159, abr., 2011.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Long Grove: Waveland Press, 2008.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management. **E & FN Spon**, London, 416 p., 1999.

CHU, et al. Production and characterization of antibodies against microcystin. *Appl. Environ. Microbiology*, v. 55, p. 1928-1933, 1989.

CODD, G.A; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicol Appl Pharmacol**, v. 203, p. 264-272, 2005.

COLE, G. A. **Textbook of limnology**. 4. ed. Illinois: Waveland Press, 412 p., 1994.

COSTA, I. A. S. et al. Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potiguares. **Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte**, p. 14-16, 2006.

COSTA, I. A. S. et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, p. 382-401, 2009.

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 541, p. 71–85, 2005.

DOLMAN, A. M. et al. Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. **Plos one**, v.12, n. 6, p. 1-14, 2012.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. et al. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, p. 410-421, 2007.

FALCONER, I. R. Tumor Promotion and Liver Injury Caused by Oral Consumption of Cyanobacteria. **Environmental Toxicology and Water Quality**, v. 6, p. 177-184, 1991.

FALCONER, I.R.. An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. **Environ Toxicol**, v. 14, p. 5- 12, 1999.

FALCONER, I. R. **Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: cylindrospermopsins and microcystins**. Boca Raton: CRC Press, 2005.

GARJULLI, R. Os recursos hídricos no semi-árido. **Cienc. Cult.**, São Paulo, v. 55, n.4, p. 38-39, 2003. ISSN 0009-6725. Disponível em: <  
<http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v55n4/a21v55n4.pdf>>. Acesso em: 11 maio 2012.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal Phycology**, v. 35, p. 403–424, 1999.

HUSZAR V. L. M. et al. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian Waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 67–77, 2000.

IBELINGS, B. W.; CHORUS, I. Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater “seafood” and its consequences for public health: A review. **Environmental pollution**, v.150, p.177-192 , 2007.

ISHII, I. H. **Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias, MG**. 1987. [Dissertação de mestrado] DCB/UFSCAR, São Carlos, 159 p., 1987.

JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of Chlorophyll-a from Phytoplankton Using Ethanol as Extraction Solvent. **Archiv fuer Hydrobiologie** v. 109, n. 3, p. 445 – 454, 1987.

JOCHIMSEN, E.M. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialyses center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, p. 873-878, 1998.

KAEBERNICK, A.; NEILAM, B. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS Microbiology ecology**, v. 35, p. 1-9, 2001.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS; K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4- Nostocales. **Arch. Hydrobiol. Supply**, Stuttgart, v. 82, p. 247-345, 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota, 1: Chroococcales. Pp. 1-548 In: H. Ettl; G. Gärtner; H. Heyning & D. Möllenhauer. (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, v 19, n. 1, 515 p., 1999.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota, 2: Oscillatoriales. p.1-758. In: B. Büdel; L. Krienitz; G. Gärtner & M. Schagerl, (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, v. 19, n. 2, 758 p., 2005.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. [Tese de Doutorado] - Universidade de São Paulo São Paulo, 2004.

LARROUDÉ, S. et al. Dramatic changes in a phytoplankton community in response to local and global pressures: a 24-year survey of the river Loire (France). **Global Change Biology**, p. 1-12, 2013.

LIMA, K. S. D. Alterações **dos parâmetros climáticos no município de Apodi-RN, antes e após a construção da barragem Santa Cruz do Apodi, e formação do lago.** 2007. 32f. (Dissertação) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. 1986. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas e desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, Valparaíso, v.22, p. 1-29.

LORENZEN, C. J. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.

LOUREIRO, C. F. B. Educação ambiental transformadora in: LAYRARGUES, P. P. (org.) **Identidade da Educação Ambiental Brasileira**, Brasília, 2004. p. 65-84.

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

MACKERETH, F. J. H. et al. Water analysis: some revised methods for limnologists. Scientific Publication 36. **Freshwater Biological Association**, Cumbria. 1978.

MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. P. **Noções de probabilidade e estatística.** 6. ed. São Paulo: Editora USP, 2005.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Editorial Ômega, Barcelona, 1983. 1009 p.

MARIN, A. A. Pesquisa em educação ambiental e percepção ambiental. **Pesquisa em educação ambiental e percepção ambiental**, v. 2, n. 1, p. 203-222, 2008.

MARTINS, J. Anotações em torno do conceito de educação para a convivência com o semiárido. In: RESAB. **Educação para a convivência com o semiárido**: reflexões teórico-práticas. Juazeiro: Selo editorial RESAB, p. 37-66, 2006.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A, 2011.

MOLICA, R. J. R et al. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. **Phycologia**, v. 41, p. 606-611, 2002.

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

MOLICA, R. J. R. et al. Occurrence of saxitoxins and anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v. 4, n. 743 753, 2005.

OLIVEIRA, T. M. B. F.; SOUZA, L. S.; CASTRO, S. S. L. Dinâmica da série nitrogenada nas águas da bacia hidrográfica Apodi/Mossoró - RN – Brasil. **Eclética química**. v. 34, n. 3, 2009. Disponível em: <[www.scielo.br/eq](http://www.scielo.br/eq)>. Acesso em: 02 jul., 2012.

PADISÁK, J. et al. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia** , v. 553, p. 1–14 , 2006.

PADISÁK, J. et al. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1–19, 2009.

PANOSSO, R. F. et al. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 433-449, 2007.

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

RIO GRANDE DO NORTE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos hídricos-SEMARH, Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte- IDEMA. **Perfil de seu Município/Apodi**. Disponível em: <[http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio\\_economicos/enviados/perfil\\_municipio.asp](http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/enviados/perfil_municipio.asp)>. Acesso em: 02 jul 2012.

RIO GRANDE DO NORTE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos hídricos-SEMARH, Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte- IDEMA. **Perfil de seu Município/Pau dos Ferros**. Disponível em: <[http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio\\_economicos/enviados/perfil\\_municipio.asp](http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/enviados/perfil_municipio.asp)>. Acesso em: 02 jul 2012.

ROMO, S. et al. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, p. 1-10, 2012

ROUND, F. E. The taxonomy of the chlorophyta II. **British Phycological Journal**, v. 6, p. 235-264, 1971.

SALINGER, M.J. Climate variability and change: past, present and future-an overview. **Climatic Change**, v. 70, no 1, p. 9-29, 2005.

SCHEFFER, M. et al. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology**, v. 78, n 1, p. 272-282, 1997.

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Chapman & Hall, 1998. 357 p.

SCHOPF, J. W. Cyanobacteria: Pioneers of the early Earth. In: PRASAD, A. K. S. K, NIENOW, J. A. and RAO, V. N. R (eds) **Contributions in Phycology**. Nova Hedwigia, Beiheft 112, J. Cramer, Berlin, 1996. p.13-32.

SIMONSEN, R. **The diatom system: ideas on phylogeny**. *Bacillaria*, v. 12, p. 9-71, 1979.

SIVONEM, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I. and BARTHAM, J. eds. **Toxic cyanobacteria in water**. A guide to their public health. Consequences, monitoring and management. E & FN Spon, Londres, 1999. p. 41-91.

SOMMER, U. Intermediate Disturbance Hypothesis in Phytoplankton Ecology. *Developments in Hydrobiology* 81/**Hydrobiologia** 249. Kluwer Acad. Publ, Dordrecht, Boston, London, 1993.

SORRENTINO, M. MENDONÇA, R. T. P. FERRARO JUNIOR, L. A.. Educação ambiental como política pública. São Paulo: **SciELO**, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ep/v31n2/a10v31n2.pdf>>. Acesso em: 12 maio 2011.

SOUZA FILHO, F. A. A política nacional de recursos hídricos: desafios para sua implantação no semiárido brasileiro, In: **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**. Instituto Nacional do Semiárido. Campina Grande-PB, 2011. p. 2-26.

SUKENIK, A.; HADAS, O.; KAPLAN, A.; QUESADA, A. Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes- physiological, regional and global driving forces. **Frontiers in microbiology**, v. 3, no 86, p. 1-9, 2012.

TOLEDO Jr., et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1983. p. 1.34.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2. ed. São Paulo: Editora Rima, 2005.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt Int Ver Limnol**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109-122, 1981.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*, 3. ed. **Springer**, New York, 2000.

WHITTON, B. A.; POTTS, M. **The ecology of cyanobacteria**: the diversity in time and space. Kluwer Academic Publishers. USA, 2002.

## **CAPÍTULO 1**

# **Biomonitoramento do estado ecológico de dois reservatórios do semiárido brasileiro utilizando assembleias fitoplanctônicas (índice Q).**

**Ana Paula Cardoso Silva e Ivaneide Alves Soares da Costa**

ESTE ARTIGO FOI SUBMETIDO AO PERIÓDICO HYDROBIOLOGIA E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA (vide [www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750](http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750))

## **Biomonitoramento do estado ecológico de dois reservatórios do semiárido brasileiro usando assembleias fitoplanctônicas**

Ana Paula Cardoso Silva. Ivaneide Alves Soares da Costa

Universidade Federal do Rio Grande do Norte/ Departamento de Microbiologia e Parasitologia/ Laboratório de Microbiologia Aquática.

Natal, RN -59072-970 - Brasil

Telefone: (084) 2153437 Ramal: 204 Fax: (084) 2119210

e-mail: [anapaulacs\\_bio@yahoo.com.br](mailto:anapaulacs_bio@yahoo.com.br)

**Resumo:** O índice de assembleia (Q) foi aplicado a dois reservatórios localizados na região semiárida do nordeste do Brasil com o objetivo de avaliar se ele pode ser considerado uma ferramenta adequada para o biomonitoramento desses ecossistemas aquáticos. Coletas mensais foram realizadas entre outubro de 2011 e maio de 2012 nos reservatórios Santa Cruz do Apodi (5° 43' 59" S, e 46° 00.119" W) e Pau dos Ferros (6° 08' 30.12" S e 038° 10' 59.880" W). O reservatório Pau dos Ferros, raso, turvo e eutrófico apresentou dominância do grupo funcional **SN** durante todo o período amostral. A biomassa fitoplanctônica variou entre 20 e 70 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>, os menores valores coincidiram com o aumento da zona de mistura e transparência, que ocasionaram mudança na composição fitoplanctônica. O reservatório Pau dos Ferros foi categorizado, ecologicamente, como ruim durante quase todo o período amostral. O reservatório Santa Cruz do Apodi apresentou baixa biomassa (0.04 a 4.31 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) e maior diversidade na composição fitoplanctônica. Além disso, mostrou condição moderada, durante a maior parte do período, influenciado por diferentes grupos funcionais típicos de ambientes meso-eutróficos. Em síntese, o índice Q refletiu bem às mudanças na composição fitoplanctônica, sendo um bom indicador para o biomonitoramento dos reservatórios avaliados neste estudo.

Palavras-chave: Biomonitoramento. Índice de assembleia. Grupos funcionais. Fitoplâncton.



## Introdução

A comunidade fitoplanctônica tem sido usada há várias décadas para a elaboração de modelos ecológicos que visam a compreensão de padrões de sucessão e diversidade (Sommer et al. 1986; Sommer, 1991). Por sua capacidade de responder rapidamente às alterações ambientais, é considerada eficiente e útil quando usada como indicadora de alterações naturais ou antrópicas, verificadas por meio das flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa (Reynolds, 1984; Padisak, 1992; Barbosa e Padisak, 2004, Kruk et al. 2002).

Vários estudos foram desenvolvidos ao longo do tempo na tentativa de prever a composição da comunidade fitoplânctonica por meio da abordagem fitossociológica de espécies (Hutchinson, 1967; Tüxen, 1955; Braun-Blanquet, 1964, Pianka 1970). A maioria dos modelos preditivos das variações espaciais e sazonais do fitoplâncton usam as espécies ou grandes divisões taxonômicas, todavia esses grupos não são considerados ecologicamente uniformes, pois abrangem organismos de filogenia e características distintas (Reynolds 1984). O uso de listas de espécies para determinar a qualidade da água com base no espectro trófico também tem uma longa história de estudos (Padisák et al. 2006).

Conforme apontado por Reynolds (1998), o grande desafio dos estudos associados aos processos seletivos do fitoplâncton é o entendimento sobre quais fatores seriam decisivos para a ocorrência de alterações na composição de espécies em sistemas eutrofizados, uma vez que o espectro trófico assume uma importância sobre a constituição do fitoplâncton em ambientes oligo ou eutróficos (Reynolds et al. 2002).

Recentemente, Reynolds et al. (2002) propuseram o sistema de classificação dos grupos funcionais do fitoplâncton, no qual associações de espécies foram determinadas tendo em vista constituírem as unidades funcionais básicas de um sistema, as quais possuem origem a partir de grupos taxonômicos polifiléticos que ocupam nichos ecológicos semelhantes. Neste sistema, cada associação é representada por diferentes códons alfanuméricos. Até o momento cerca de 50 grupos funcionais foram descritos (Reynolds et al. 2002; Padisák et al. 2009). Desde então, diversos trabalhos usam o sistema de classificação das algas planctônicas tendo em vista ser sensível a alterações ambientais, como a eutrofização ou flutuações sazonais menores, por exemplo, a estratificação, e ajudar na compreensão do motivo pelo qual certas espécies são mais favorecidas do que outras na montagem das comunidades e do porquê das variações espaciais e temporais. A abordagem dos grupos funcionais foi aplicada com eficácia à região temperada (Becker et al. 2009; Lopes et al. 2005; Sarmiento et al.

2007.), tropical (Huszar et al. 2003; Leitão et al. 2003), e subtropical ( Fabbro & Duivenvoorden 2000; Kruk et al. 2002). No semiárido brasileiro, Huszar et al. 2000 identificou que a constância dos reservatórios favorecia a dominância das assembleias **S** e **S<sub>N</sub>**, caracterizadas por captarem eficientemente a luz, serem comuns a ambientes turvos e enriquecidos. Nessa região, são favorecidas espécies que funcionam bem em ambientes meso-eutróficos de baixa latitude (**S<sub>N</sub>**, **S1**, **M** e **H1**) conforme relatado por Reynolds et al. 2002.

O sucesso da aplicação dos grupos funcionais sugeridos por Reynolds (2002) reside no fato de poder simplificar a manipulação de longas listas taxonômicas formadas tradicionalmente pela sobreposição de espécies com características ecológicas e funcionais definidas (Padisák, 2009).

Nesta direção, a contribuição de Padisák et al. (2006) ao desenvolver o índice (Q), usando o peso relativo do grupo funcional, proposto por Reynolds et al. (2002), para o total de biomassa do fitoplâncton, aponta como um caminho promissor para avaliação da qualidade de água de lagos e reservatórios. O índice Q apresenta 5 graus de qualidade de água e foi desenvolvido para monitorar o estado ecológico de lagos europeus atendendo aos requisitos exigidos pelo Water Framework Directive (2000) com o objetivo de tornar-se uma metodologia útil ao biomonitoramento dos sistemas aquáticos. Além disso, inova nos estudos sobre ecologia do fitoplancton, uma vez que relaciona a dinâmica das assembléias presentes considerando a existência de lagos e reservatórios com diferentes morfometrias, os quais podem constituir regiões ficogeográficas diversas. Ele é apoiado por estudos de caso realizados em três lagos europeus e foi aplicado a diversos lagos e reservatórios, como: o Lago Balaton húngaro (Hájnal & Padisák. 2008), quatro lagos rasos poloneses (Paształeniec & Poniewozik, 2010), o reservatório espanhol Sau (Becker et al. 2010) e ao reservatório chinês Três Gargantas (Wang et al. 2011).

No Brasil, Crossetti & Bicudo (2008) realizaram um estudo pioneiro aplicando o índice Q para avaliar a qualidade de água de um reservatório eutrófico e indicaram que o fitoplâncton poderia ser utilizado com êxito como indicador do estado ecológico deste sistema em processos de monitoramento. No entanto, estudos que apliquem a abordagem do índice de assembleia (Q) para avaliação da qualidade da água em reservatórios do semiárido brasileiro são escassos ou inexistentes, tornando esta pesquisa fundamental para contribuir com os estudos sobre o uso do fitoplâncton como indicador do estado ecológico. Este trabalho examina a aplicação do índice Q como uma ferramenta para avaliar o estado ecológico em dois reservatórios tropicais do semiárido brasileiro, baseando-se na abordagem dos grupos funcionais do fitoplâncton.

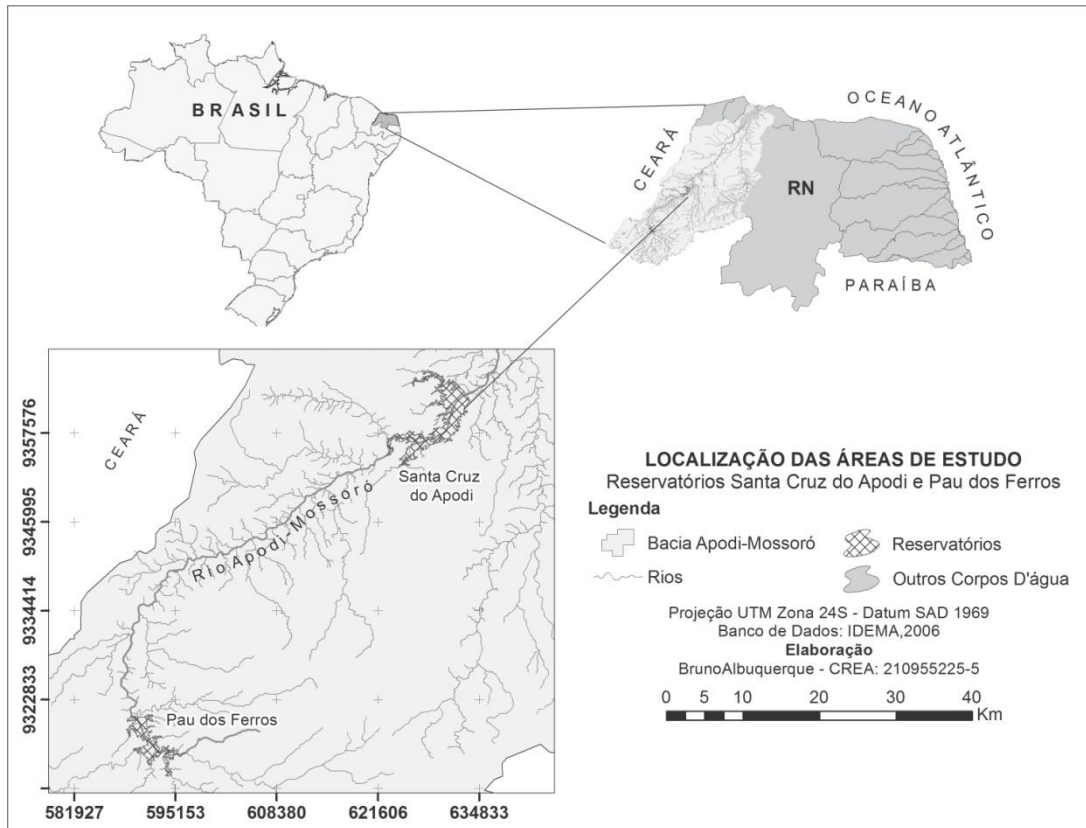
## Área de Estudo

O estudo foi realizado em dois reservatórios, situados no estado do Rio Grande do Norte, na região semiárida do Nordeste do Brasil, onde predomina clima quente e seco, altas taxas de evaporação, temperatura média anual do ar de aproximadamente 27° C ( $\pm 5$ ). As precipitações são irregulares e escassas com médias anuais geralmente abaixo de 800 mm ( $\pm 250$ ), também ocorrem solos rasos e susceptíveis à erosão (IDEMA, 2008).

Os reservatórios artificiais Santa Cruz e Pau dos Ferros (fig. 1), constituem reserva de água para abastecimento doméstico de uma população de aproximadamente 200.000 habitantes, além de serem utilizados para recreação, irrigação e piscicultura. Difusa carga de nutrientes originada de atividades como agricultura e piscicultura, erosão do solo e escoamento urbano impactam os reservatórios promovendo a eutrofização.

O reservatório de Pau dos Ferros é raso (profundidade média = 3,4 m; profundidade máxima = 19,9 m), com área de superfície de 11.653.600 m<sup>2</sup> e comprimento máximo de 500 m, tempo médio de residência de 1 ano e volume histórico médio anual de 38.080.000 m<sup>3</sup>, permanecendo a maior parte do ano com 55% de sua capacidade volumétrica máxima.

O reservatório Santa Cruz do Apodi é relativamente profundo (profundidade média = 16 m; profundidade máxima = 57,5 m), possui área de superfície de 34.136.600 m<sup>2</sup> e o comprimento máximo de 18 Km. O tempo de residência médio é considerado longo (14 anos), o volume histórico médio anual é de 512.830.000 m<sup>3</sup> e ele permanece a maior parte do ano com 75% de sua capacidade volumétrica máxima.



**Fig. 1:** Localização da área de estudo, reservatórios Santa Cruz do Apodi e Pau dos Ferros no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil.

## Material e Métodos

Coletas mensais foram realizadas entre os meses de outubro de 2011 e maio de 2012 nos reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros em um ponto próximo ao talude principal da barragem. Em cada reservatório, foram delimitadas seis profundidades ao longo da coluna d'água, incluindo as zonas fótica e afótica. A primeira amostra foi coletada na subsuperfície (0,1 m), a segunda, na profundidade do disco de secchi e a terceira na correspondente a três vezes secchi (1% de luz), a água coletada, nestes pontos, foi posteriormente integrada para compor uma amostra representativa da zona fótica. Na zona afótica, a água foi coletada na região intermediária do reservatório, um metro antes de atingir a  $Z_{max}$  e em um ponto intermediário entre os últimos, totalizando um N amostral igual a 32.

O perfil vertical da temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, turbidez e condutividade elétrica foi obtido com o auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI 6820 V2, a cada 0,5 m desde a superfície até a profundidade máxima do reservatório ( $Z_{max}$ ). A transparência (m) foi mensurada utilizando-se o disco de Secchi. A zona eufótica foi estimada

como sendo equivalente a três vezes a profundidade de extinção do disco de Sechii (Zeu) de acordo com Ishii (1987).

As concentrações nitrogênio e fósforo total na água foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações de APHA (2000). O fósforo total foi determinado após digestão da amostra com persulfato de potássio pelo método do ácido ascórbico e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981).

Para a determinação da clorofila-a, as amostras foram filtradas em filtro 934-AH da WHATMAN com 47 mm de diâmetro e a extração realizada com 10 mL etanol a 95% *overnight* (LORENZEN, 1967). As concentrações foram determinadas por espectrofotometria (650 nm) de acordo com a metodologia de Jespersen & Christoffersen (1987).

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada através da coleta de amostras em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20  $\mu$ m), as quais foram fixadas com formol 4%. Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foi o de Komárek & Anagnostidis (1999) para a Chroococcales, Anagnostidis & Komárek (2005) para as Oscillatoriales e Komárek & Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton, foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos. Para análise quantitativa do fitoplâncton, amostras de água foram coletadas com auxílio da garrafa de Van Dorn em diferentes profundidades na coluna d'água e posteriormente integradas para compor uma única amostra representativa de cada zona. Em seguida uma alíquota foi preservada com lugol a 1 %.

A quantificação do fitoplâncton seguiu o método de Ütermohl (1958), usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983) cujo volume variou entre 2 e 10 ml para Pau dos Ferros e Santa Cruz, respectivamente. A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) ocorreu em campos aleatórios, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% segundo o critério de Lund et. al. (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante para a Barragem Santa Cruz do Apodi e 400 indivíduos para o reservatório Público de Pau dos Ferros (Chorus & Bartran 1998).

O Biovolume do fitoplâncton foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma de cada espécie, utilizando-se para o cálculo as medidas de 30

indivíduos ou células de cada espécime multiplicadas por sua densidade (Hillebrand et al. 1999). A abundância relativa foi calculada segundo os critérios estabelecidos por Lobo & Leighton (1986), ou seja, foram consideradas espécies dominantes aquelas cuja ocorrência em densidade ou biovolume mostrou-se superior a 50% da densidade ou biovolume total da amostra; espécies abundantes, aquelas com ocorrência em densidade ou biovolume superiores à densidade ou biovolumes médios de cada amostra e espécies raras, as que ocorreram em uma única amostra de cada período estudado.

As espécies que contribuíram em 5% ou mais para a biomassa total do fitoplâncton foram classificadas em grupos funcionais, utilizando os critérios propostos por Reynolds et al. (2002) e Pádisak et al. (2009). O índice de assembleia (Q), desenvolvido por Pádisák et al. (2006) foi usado para avaliar o estado ecológico dos reservatórios. O estado trófico dos reservatórios foi obtido usando o índice de trofia proposto por Vollenweider (1968), para a densidade fitoplanctônica, Lamparelli (2004) e Carlson modificado (Toledo Jr. et al., 1983) desenvolvidos em consideração aos ambientes tropicais, para transparência, fósforo total e clorofila.

Antes da análise, os dados foram logaritmizados, quando necessário, para a normalidade estatística. ANOVA e teste de Tukey foram usados para examinar as diferenças significativas das variáveis entre os reservatórios. Coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para determinar correlações entre as pares de variáveis significativas. Posteriormente, usou-se análise multivariada para examinar a relação entre as variáveis limnológicas e a biomassa fitoplanctônica.

## **Resultados**

### Variáveis abióticas

Houve diferenças entre todas as variáveis limnológicas investigadas ( $P > 0.05$ ) quando se compara os valores obtidos no reservatório Pau dos Ferros com os de Santa Cruz do Apodi durante o estudo (tabela 1). Os valores médios das variáveis: temperatura, turbidez, condutividade, fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), potencial hidrogeniônico (pH) e os índices de estado trófico, são estatisticamente bem maiores ( $P < 0,000$ ) no reservatório Pau dos Ferros. Já em relação às variáveis: volume da água, tempo de residência, profundidade média (Zm), transparência e índice Q, as médias apresentaram-se maiores em relação ao reservatório Santa Cruz do Apodi quando comparadas aos valores registrados em Pau dos

Ferros. Ausência de diferenças sazonais foi observada durante o estudo nos dois reservatórios.

No reservatório Pau dos Ferros, a transparência variou entre 0,3 e 0,5 m, a profundidade da zona eufótica mostrou-se reduzida (1,2 m a 1,5 m) durante o período de amostragem, resultando na não existência de diferença sazonal ( $P>0.05$ ). Altos valores de turbidez, fósforo total, clorofila e biovolume do fitoplâncton total foram registrados neste ambiente. A clorofila, nitrogênio total e biovolume total apresentaram padrões de distribuição elevados.

Em Santa Cruz do Apodi, transparência variou entre 2,5 e 6 m, a zona eufótica de 7,5 e 18 m e aumentou proporcionalmente ao aumento do volume do reservatório, assim como a condutividade e o fósforo total. Em abril de 2012, foi registrado a maior extensão da zona eufótica correspondendo ao período de mistura total da coluna d'água. Este reservatório apresentou valores médios de turbidez mais baixos (med 6,22), embora tenha sido registrado o pico de 114,8 durante o mês de maio de 2012.

	<i>Pau dos Ferros</i>	<i>Santa Cruz</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
	Med ( $\pm$ dp)	Med ( $\pm$ dp)		
Volume (m <sup>3</sup> )	30.531.044 (2.234.029)	458.251.631 (13.370.091)	7965	*
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	1,06 (0,45)	1,03 (0,15)	0,037	ns
Tempo de residência (years)	1 (0,44)	14 (2,37)	228,1	*
Zm (m)	3,67 (0,12)	16,43 (0,19)	228,1	*
IET Transparência de Toledo	56,3 (2,31)	31,31 (4,47)	198,3	*
IET Chla de Toledo	79,2 (2,34)	47,65 (6)	191,3	*
IET PT de Toledo	59,44 (1,47)	45,17 (6,18)	40,28	*
IET Transparência de Lamparelli	73 (2,32)	40,48 (4,47)	333,1	*
IET Chla de Lamparelli	74,7 (1,08)	58,8 (2,16)	343,6	*
IET PT de Lamparelli	67,4 (0,44)	63,3 (1,77)	40,56	*
Transparência (m)	0,41 (0,06)	4 (1,20)	71,87	*
Turbidez (NTU <sup>+</sup> )	24,4 (9,36)	6,22 (9,23)	84,85	*

Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	486 (42,1)	281,73 (6,14)	308,4	*
pH	8,76 (0,45)	8,01(0,52)	28,48	*
Temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ )	30 (1,25)	28,28 (0,92)	23,88	*
NT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1.870 (0,80)	1,05 (0,77)	7,683	ns
PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	77,42(15,99)	33,96 (14,23)	54,77	*
Clorofila ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	126,42 (29,69)	5,51 (2,52)	194,2	*
Índice Q	0,5 (0,42)	2,34 (1,03)	17,73	*
Biomassa Total ( $\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ )	41,93 (15,51)	0,78 (1,86)	43,33	*

Probabilidades são: \*  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.005$ ; ns = não há diferenças significativas.

Tabela 1: Valores médios ( $\pm$  desvio padrão) das variáveis ambientais e resultado da ANOVA para testar diferenças entre os reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros durante o estudo.

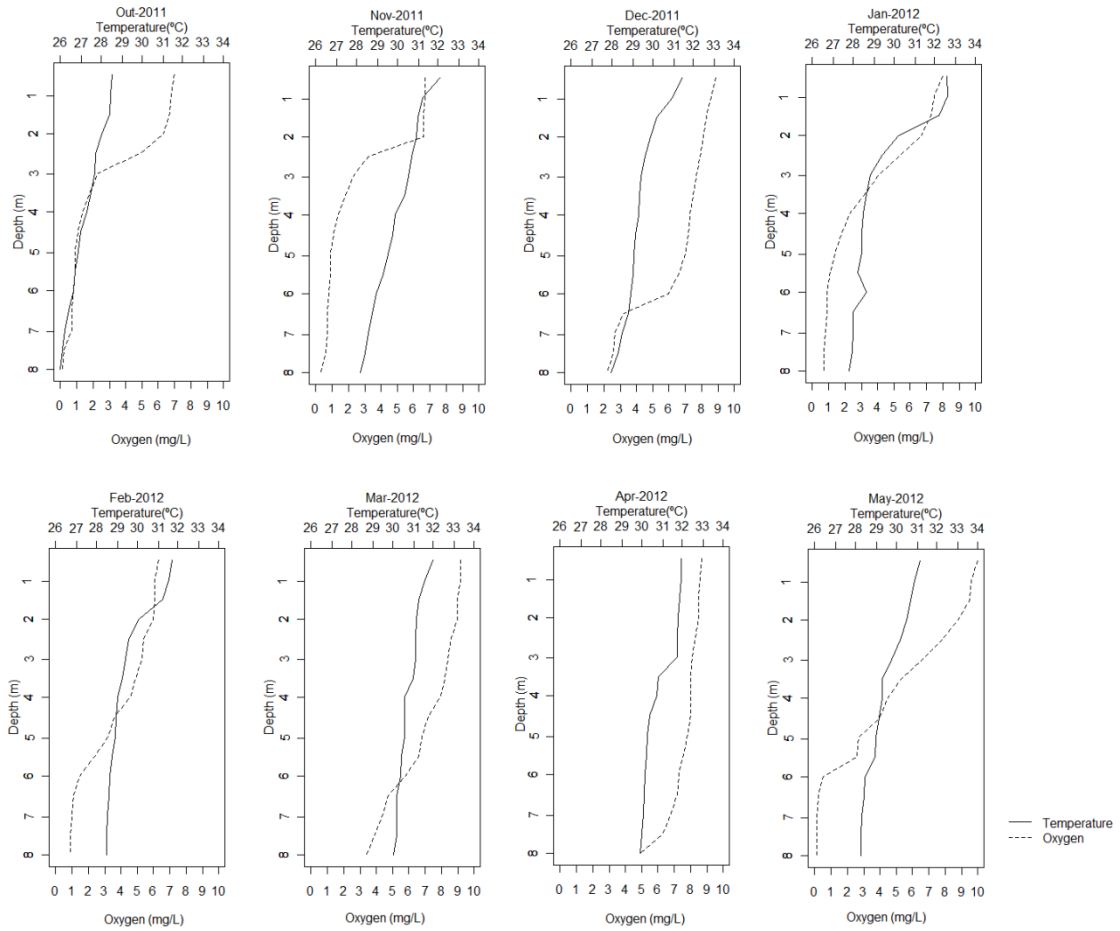
O gradiente térmico e perfil do oxigênio apresentaram padrões de distribuição semelhantes nos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz do Apodi (fig. 2 e 3, respectivamente). A coluna d'água mostrou-se homogênea caracterizando ausência de termoclina, com temperatura da água elevada na superfície e diminuindo gradativamente até o fundo. A diferença de temperatura entre cada metro profundidade foi sempre menor do que  $1^{\circ}\text{C}$ .

Em relação ao oxigênio dissolvido, foi registrado um perfil do tipo clinogrado e anoxia no hipolimnion nos dois reservatórios em alguns períodos. A zona de mistura (Zmix) foi considerada a profundidade na qual a concentração de oxigênio declinou abaixo de  $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

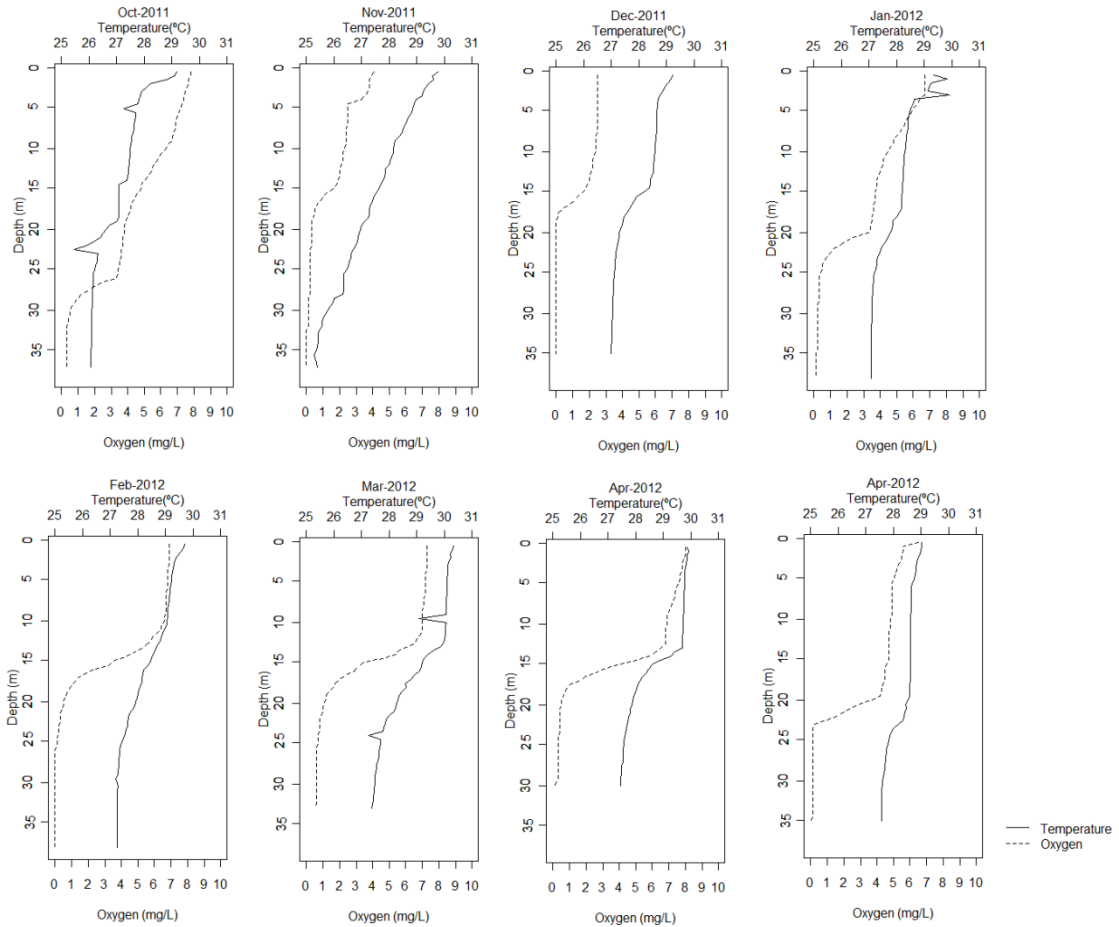
O reservatório de Pau dos Ferros, por ser mais raso, apresentou um período de mistura total (dez/11, mar e abr/12), com valores de OD no hipolímnio  $\geq 2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . No restante do período, a Zmix alcançou até 7 metros de profundidade. Em Santa Cruz, reservatório com maior profundidade, a camada de mistura variou de 17 a 25 m. Menor Zmix ocorreu em nov e dez/11 (17 metros), aumentando no restante do período para  $\geq 25$  metros.

A temperatura da água no reservatório Santa Cruz do Apodi variou de  $31^{\circ}\text{C}$  (mar/12) na superfície a  $25^{\circ}$  no fundo (nov/11), com diminuição gradativa de no máximo  $2^{\circ}\text{C}$  da superfície para o fundo. Resultado semelhante foi observado em Pau dos Ferros, onde a temperatura na coluna d'água variou de  $32$  (abr/2012) a  $28$  (out/2011) com os maiores valores compreendidos entre os meses de janeiro a abril de 2012.





**Fig. 2:** Perfil vertical da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) no reservatório Pau dos Ferros durante o estudo.



**Fig. 3:** Perfil vertical da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) no reservatório Santa Cruz durante o estudo.

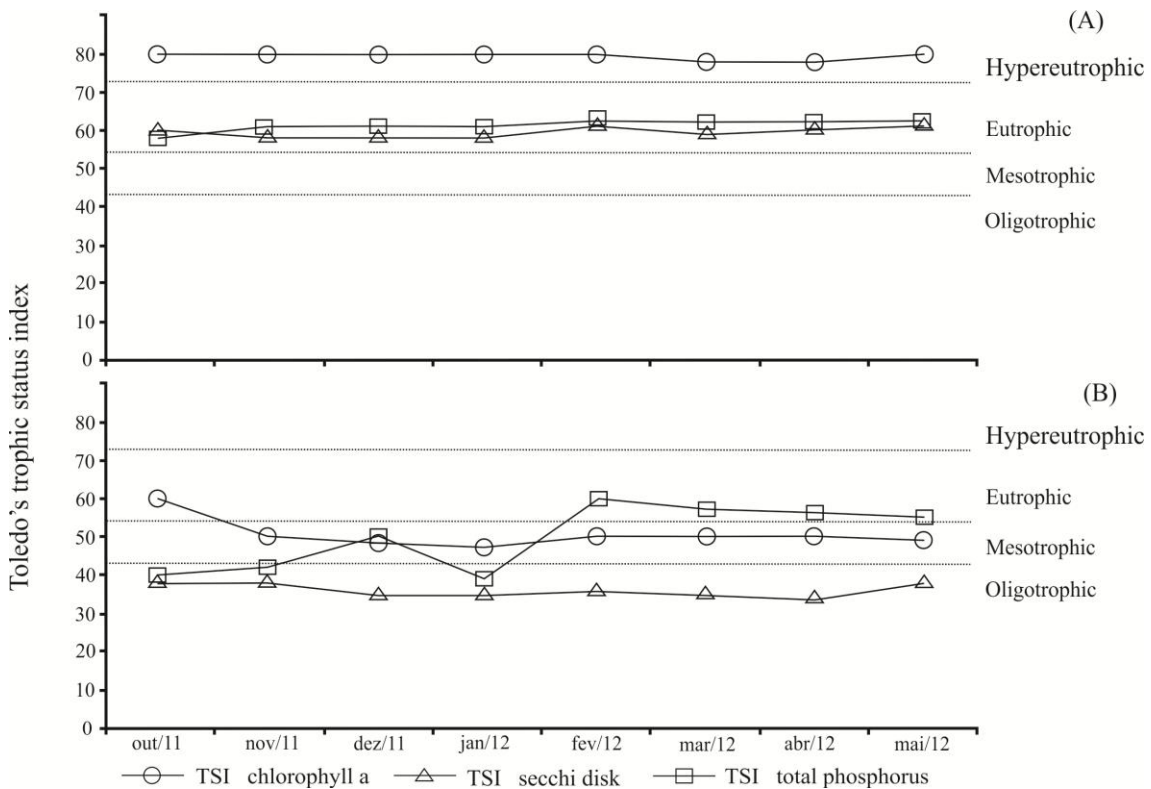
Em relação ao estado trófico (Figs. 4 e 5), os reservatórios foram enquadrados como eutrófico (Pau dos Ferros) e oligotrófico (Santa Cruz), quando se refere à variável transparência da água. Já para as variáveis clorofila e fósforo, variou entre eutrófico a hipereutrófico (Pau dos Ferros) e mesotrófico a eutrófico (Santa Cruz).

O índice do estado trófico (IET) de Lamparelli (2004) calculado indicou níveis de trofia relativamente elevados, exceto para a transparência, quando comparados ao IET de Carlson modificado (Toledo Jr. et al., 1983). Assim, o reservatório Pau dos Ferros foi classificado como eutrófico (Toledo Jr. et al., 1983) e hipereutrófico Lamparelli (2004), para as variáveis de transparência, clorofila e fósforo. Levando em consideração os valores de biomassa do fitoplâncton registrados, no período de estudo, este reservatório também foi categorizado como eutrófico de acordo com Vollenweider (1968).

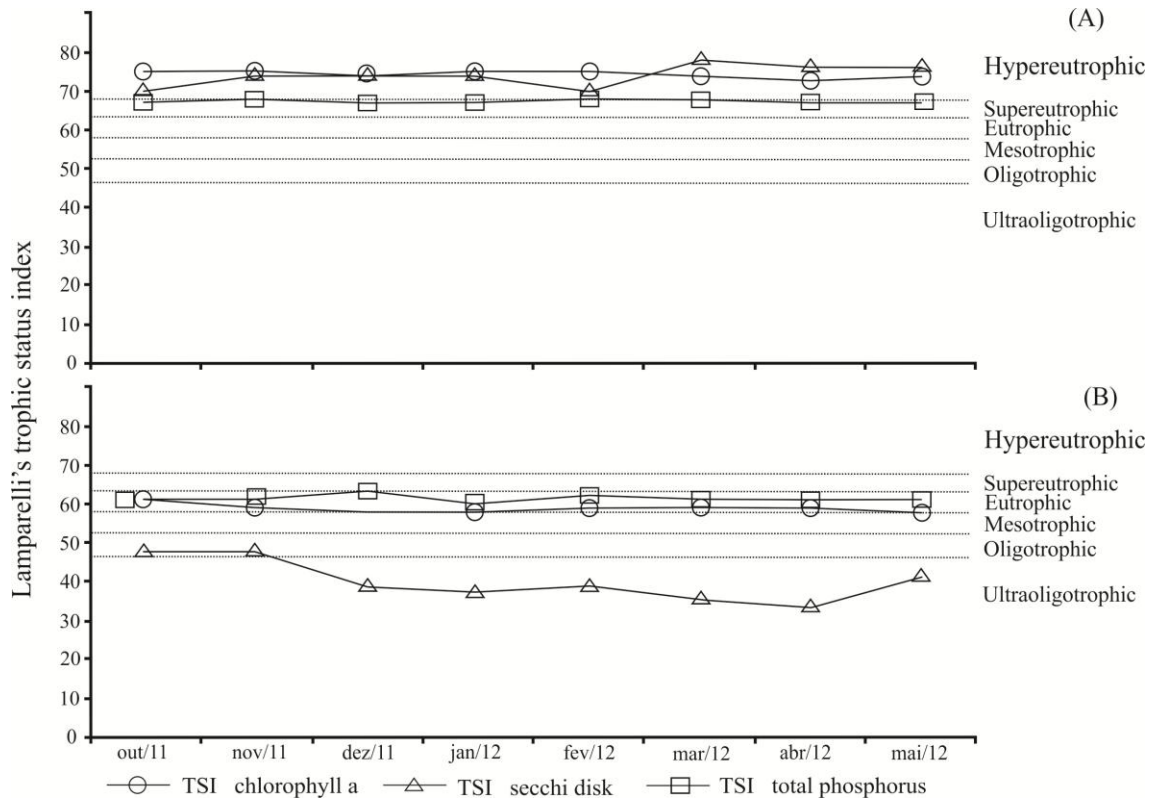
Diferentemente, em relação ao parâmetro transparência, o reservatório de Santa Cruz foi classificado como oligotrófico e ultraoligotrófico usando o IET de Lamparelli (2004) e mesotrófico segundo Carlson modificado (Toledo Jr. et al., 1983). Para as variáveis fósforo e

clorofila, foi considerado mesotrófico e eutrófico, respectivamente (Toledo Jr. et al., 1983). Quando o índice de Lamparelli (2004) foi aplicado para essas mesmas variáveis, o nível trófico do reservatório variou de eutrófico a supereutrófico para o fósforo e entre mesotrófico a eutrófico para clorofila. Usando o critério de Vollenweider (1968) para a biomassa de fitoplâncton, o reservatório foi classificado como mesotrófico.

No reservatório Pau dos Ferros, o nitrogênio total variou entre 630 e 2.640  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo os maiores valores registrados após a ocorrência do período de mistura da coluna d'água, o mesmo padrão foi verificado para fósforo total, que variou entre 52 e 99  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Já em Santa Cruz, o nitrogênio total variou entre 370 e 2.320  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , o valor máximo foi determinado no mês de dez/11, período de mistura total da coluna d'água. O fósforo total (13 a 46  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), apresentou tendência ascendente após o período de mistura.



**Fig. 4:** Variação temporal do Índice de Estado trófico (TSI) proposto por Toledo (1983) nos reservatórios Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B). ( Oligotrófico= $\leq 44$ ; Mesotrófico =  $44 < \text{TSI} \leq 54$ ; eutrófico  $\text{TSI} > 54$ )



**Fig. 5:** Variação temporal do Índice de Estado trófico (TSI) proposto por Lamparelli (2004) nos reservatórios Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz do Apodi(B). ( Ultraoligotrófico=  $TSI \leq 47$ ; Oligotrófico=  $47 < TSI \leq 52$ ; Mesotrófico=  $52 < TSI \leq 59$ ; Eutrófico=  $59 < TSI \leq 63$ ; Supereutrófico=  $63 < TSI \leq 67$ ; Hipereutrófico=  $TSI > 67$  )

### Variáveis biológicas

Um total de 47 táxons, distribuídos entre as classes taxonômicas: *Cyanobacteria*, *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Chryptophyceae* e *Euglenophyceae* foram identificados durante o estudo, os quais foram enquadrados em 17 grupos funcionais (tabela 2). Os grupos funcionais descritos são comuns em ambientes eutróficos de baixa latitude, onde são registrados: alta incidência luminosa, altos níveis de fósforo, nitrogênio e turbidez. Alguns grupos como as subdivisões **S1** e **S<sub>N</sub>**, persistiram durante todo o período amostral.

**Tabela 2:** Grupos funcionais do fitoplâncton, espécies descritoras (Reynolds, 2002), fator (F) utilizado no cálculo do índice Q, frequência de ocorrência segundo Lobo e Leighton 1986, identificados durante o estudo nos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz, no período de outubro de 2011 a maio de 2012.

Funcional group	Species	Taxonomic group	Factor (F)	Frequency occurrence
-----------------	---------	-----------------	------------	----------------------

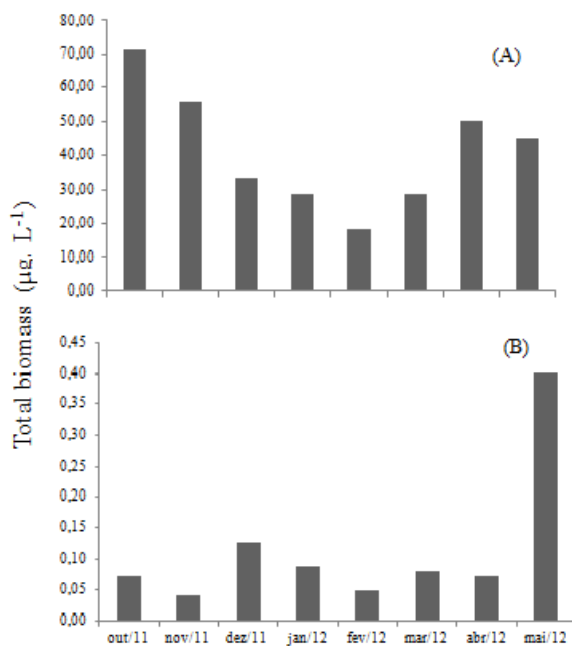
				<b>Santa Cruz do Apodi</b>	<b>Pau dos Ferros</b>
<b>K</b>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Cyanobacteria</i>	5	dominant	
	<i>Aphanocapsa incerta</i>	<i>Cyanobacteria</i>	5	abundant	rare
<b>M</b>	<i>Microcystis wesenbergii</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	dominant	
	<i>Microcystis protocystis</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	rare	
<b>H1</b>	<i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Cyanobacteria</i>	1	dominant	abundant
<b>S1</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	abundant	abundant
	<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	rare	rare
	<i>Pseudanabaena galeata</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0		abundant
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	rare	
	<i>Phormidium</i> sp	<i>Cyanobacteria</i>	0	rare	
<b>L0</b>	<i>Synechocystis aquatilis</i>	<i>Cyanobacteria</i>	3	rare	rare
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	<i>Cyanobacteria</i>	3	abundant	abundant
	<i>Merismopedia glauca</i>	<i>Cyanobacteria</i>	3		rare
	<i>Chroococcus minutus</i>	<i>Cyanobacteria</i>	3	rare	rare
	<i>Merismopedia punctata</i>	<i>Cyanobacteria</i>	3	rare	dominant
<b>SN</b>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	rare	
<b>LM</b>	<i>Coelomorom tropicalis</i>	<i>Cyanobacteria</i>	0	rare	abundant
<b>MP</b>	<i>Spirulina</i> sp	<i>Cyanobacteria</i>	5		rare
<b>P</b>	<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Bacillariophyceae</i>	5	abundant	
	<i>Aulacoseira granulata variacao angutissima</i>	<i>Bacillariophyceae</i>	5		abundant
	<i>Closterium acutum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	5		rare
<b>D</b>	<i>Nitzschia acicularis</i>	<i>Bacillariophyceae</i>	4	abundant	abundant
<b>C</b>	<i>Cyclotella ocellata</i>	<i>Bacillariophyceae</i>	4	abundant	
<b>J</b>	<i>Coelastrum astroideum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2	rare	
	<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2	rare	
	<i>Ankistrodesmus gracile</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2	rare	

	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2	rare	
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2		abundant
	<i>Selenastrum</i> sp	<i>Chlorophyceae</i>	2		rare
	<i>Scenedesmus brevispina</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2		rare
	<i>Scenedesmus ovalternus</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2		rare
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2		rare
	<i>Tetraedron triangulare</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2		rare
<b>F</b>	<i>Oocystis lacustris</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3	abundant	
	<i>Eutetramorus</i> sp	<i>Chlorophyceae</i>	3	rare	
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3	rare	
	<i>Botryococcus braunii</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3	dominant	
<b>X1</b>	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3	rare	abundant
	<i>Monoraphidium circinalis</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3	rare	abundant
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3		abundant
	<i>Monoraphidium nanum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	3		abundant
<b>N</b>	<i>Staurastrum leptocladum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2	rare	rare
	<i>Staurastrum planctonicum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	2		rare
	<i>Cosmarium punctunlatum</i>	<i>Chlorophyceae</i>	0		rare
<b>Y</b>	<i>Chryptomonas</i> sp	<i>Chryptophyceae</i>	3	rare	abundant
	<i>Chryptomonas ovata</i>	<i>Chryptophyceae</i>	3		rare
<b>W2</b>	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	<i>Euglenophyceae</i>	3	rare	rare

Nos dois reservatórios, durante o estudo, o período de maior Zmix correspondeu às maiores concentrações de fósforo e nitrogênio total, clorofila, maior biovolume total do fitoplâncton e diversidade de grupos funcionais. Aumento do biovolume do grupo funcional  $S_N$  foi observado em períodos de menor Zmix.

O reservatório Pau dos Ferros apresentou dominância do grupo funcional  $S_N$  cuja representante *Cylindrospermopsis raciborskii* mostrou uma contribuição relativa situada entre 40 a 90% do fitoplâncton total. Neste reservatório, foram registrados altos valores de biomassa total do fitoplâncton (Fig. 6) (20 a 70  $mm^3 \cdot l^{-1}$ ) e clorofila (Max 150,48  $\mu g \cdot L^{-1}$ ).

Mudança na composição de espécies ou grupo taxonômicos coincidiu com o período de maior  $Z_{mix}$ , havendo aumento na contribuição relativa dos grupos **D** e **X1**, representado por diatomáceas e clorófitas, respectivamente. O grupo **H1**, representado por *Aphanizomenon gracile* esteve presente nos dois reservatórios contribuindo com até 40% da biomassa entre os meses de outubro de 2011 a fevereiro de 2012. Espécies de clorófitas **J** e diatomáceas **P**, tolerantes a turbidez e altos níveis de nutrientes, embora não apresentassem alta biomassa, estiveram associadas às populações de cianobactérias.



**Fig. 6:** Biovolume total do fitoplâncton nos reservatórios Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B) no período de outubro de 2011 a maio de 2012.

O reservatório Santa Cruz (Fig. 6) apresentou menores valores de biovolume total do fitoplâncton ( $0,04$  e  $4,31 \text{ mm}^3. \text{ l}^{-1}$ ) e de clorofila ( $\text{Max } 10,39 \text{ } \mu\text{g. L}^{-1}$ ) em comparação com Pau dos Ferros (Figura 7). *Aphanocapsa delicatissima* e *Aphanocapsa incerta*, códon **K**, assim como *Planktolyngbya limnetica*, códon **S1**, estiveram presentes durante todo o período amostral. As clorófitas e diatomáceas (**C**, **F**, **J**, **P**, **D** e **N**) típicas de ambientes meso-eutróficos contribuíram com até 60% da biomassa, evidenciando uma possível tolerância aos valores de nutrientes e luminosidade ou o fato de serem características de ambientes de baixa latitude. Pôde-se também identificar duas fases distintas de dominância, a primeira, compreendida entre os meses de menor  $Z_{mix}$  (outubro de 2011 a março de 2012), na qual a dominância do fitoplâncton esteve representada por cianobactérias filamentosas e coloniais e a segunda, enquadrada entre abril e maio de 2012, de maior  $Z_{mix}$  em que as clorófitas coloniais (**F**) e individuais (**N**) apresentaram biomassa representativa.

As variáveis vazão ( $P= 0,046$ ) e Nitrogênio total e ( $P= 0,046$ ) explicaram 60% da variação do biovolume total do fitoplâncton no reservatório de Pau dos Ferros durante o estudo. Já no reservatório Santa Cruz, a temperatura ( $P= 0,046$ ), transparência ( $P= 0,019$ ) e fósforo total ( $P=0,013$ ) explicaram 70% das variações.

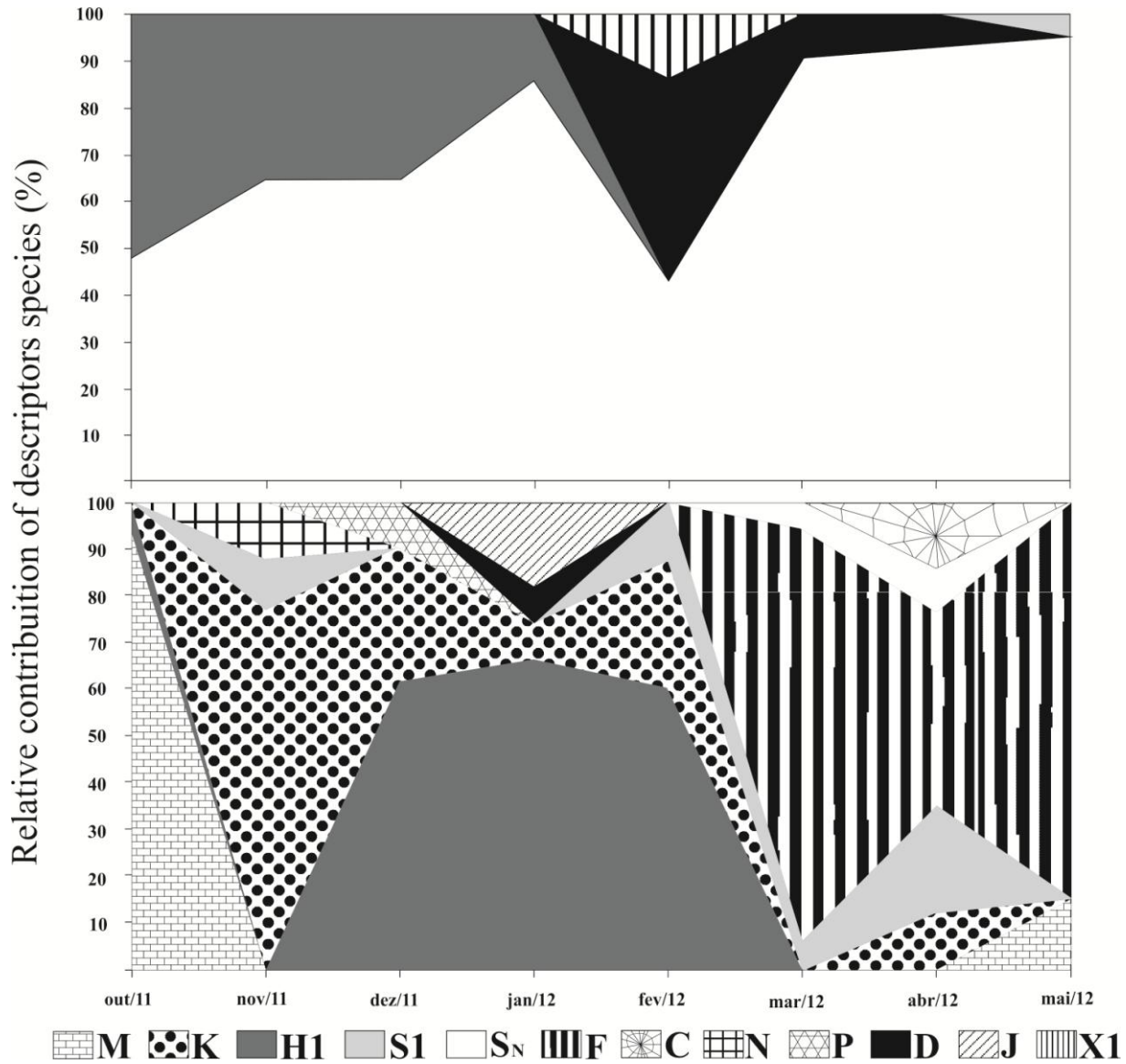


Fig. 7- Biomassa relativa dos grupos funcionais do fitoplâncton (Reynolds et al 2002) no período de outubro de 2011 a maio de 2012 nos reservatórios de Pau dos Ferros (A) e Santa Cruz (B).

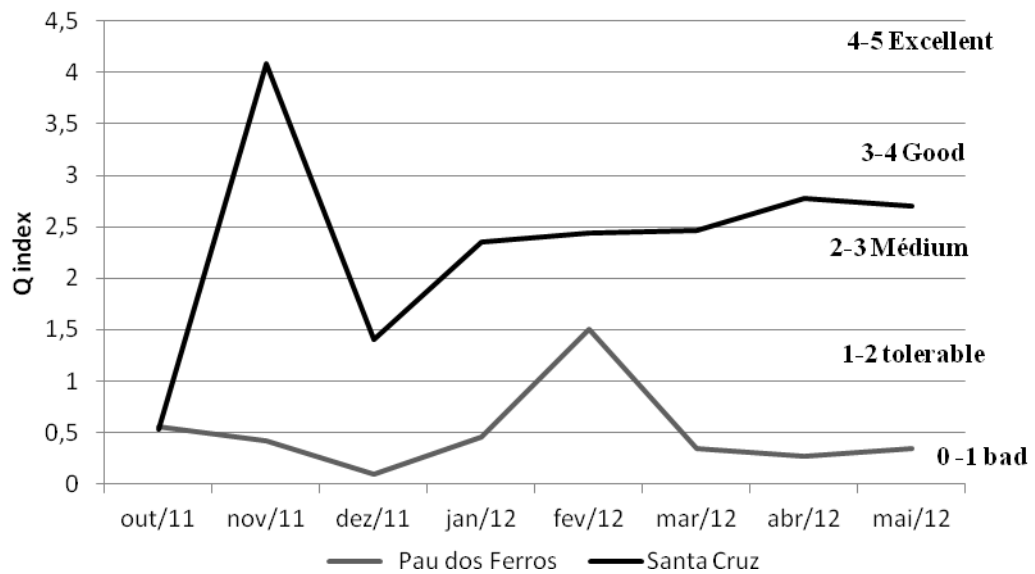
### Índice de Assembleia (Q)

O índice de assembleia (Q) mostrou diferenças entre os dois reservatórios estudados ( $F=17,73$ ;  $P=0,001$ ). A classificação do reservatório Pau dos Ferros variou de ruim a tolerável, predominando o estado “ruim” durante quase todo o período amostral. Este resultado coincide com maiores valores de eutrofia e dominância do grupo funcional  $S_N$ .



Apenas em fevereiro/2012 foi registrado o valor tolerável, ocasionado pelo aumento na contribuição dos grupos **D** e **X1**.

No reservatório Santa Cruz, o estado moderado prevaleceu durante a maior parte do período estudado, correlacionado com condições de oligotrofia e mesotrofia e com maior diversidade e representatividade de diferentes grupos funcionais típicos de ambientes mesoeutróficos (**K**, **S<sub>0</sub>**, **H1**, **C**, **F**, **J**, **P**, **D** e **N**). O índice Q mostrou menores valores com o aumento da contribuição dos grupos **H1** e **K**, e valores maiores com o aumento da contribuição do grupo **F**.



**Fig. 8:** Variação do estado ecológico de acordo com a aplicação do índice Q nos reservatórios de Pau dos Ferros e Santa Cruz no período de outubro de 2011 a maio de 2012.

## Discussão

Todo período do estudo foi caracterizado por uma estiagem prolongada, na qual diminuição do volume da água dos reservatórios coincide com a diminuição da qualidade de água em relação ao índice Q e grau de trofia medidos por meio do biovolume do grupo funcional do fitoplâncton, transparência, clorofila-a e fósforo total. Assim, o estado de maior turbidez, menor zona eufótica e nutrientes coincide com a dominância de grupos funcionais de cianobactérias adaptadas a estes ambientes, alternando com períodos de maior zona fótica e maior diversidade de espécies.

Estudos realizados em reservatórios da região semi-árida brasileira, evidenciam que fatores como o período de estiagem prolongado, intensa evaporação e longo tempo de residência da água atuam decisivamente na determinação das condições hidrológicas dos

mananciais, estando, inclusive, relacionados com o estabelecimento de condições eutróficas (Costa et al. 2009). Bouvy et al. (2003) também relatam que eventos chuvosos irregularmente distribuídos ao longo do ano, nesta região, resultam em intensas flutuações sazonais do nível da água. Esses períodos normalmente são caracterizados pela mudança do estado trófico do sistema, resultando em má qualidade da água devido à elevação da turbidez e da biomassa algal, conseqüentemente ocorre inviabilização do uso da maioria dos reservatórios para as diversas atividades antrópicas.

Em Santa Cruz, os índices de Carlson modificado (Toledo jr. 1983) e Lamparelli (2004) apresentaram a mesma tendência de explicabilidade para transparência e diferiram em relação a fósforo total e clorofila. Já, em Pau dos Ferros, os referidos índices apresentaram a mesma tendência em relação aos três parâmetros.

Os grupos funcionais fitoplanctônicos identificados revelam adaptações e tolerâncias a ambientes meso-eutróficos de baixa latitude (Reynolds et al. 2002; Pádisak et al. 2009) e correlação com as condições de eu/hipereutrofia encontradas para o reservatório Pau dos Ferros e oligo-mesotrofia para o reservatório Santa Cruz. A resposta temporal do fitoplâncton nos reservatórios Pau dos Ferros e Santa Cruz, apesar da diferença entre suas profundidades, parece seguir a hipótese do “equilíbrio alternativo” para lagos rasos proposta por Scheffer (1998, 2001) a qual mostra que diferenças abruptas neste “estado de equilíbrio” provoca diferentes mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica.

Nos reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros, o fitoplâncton apresentou padrões distintos de distribuição. Pau dos Ferros foi categorizado como reservatório raso, no qual luz e nutrientes atuaram conjuntamente como importantes fatores limitantes para o fitoplâncton (Scheffer, 2004). O aspecto turvo das águas influenciou a composição e biomassa do fitoplâncton, que apresentou dominância do grupo funcional  $S_N$  cuja contribuição relativa abrangeu até 90% do fitoplâncton total. A espécie *Cylindropermopsis raciborskii*, principal representante desse grupo, tem sucesso ecológico associado à capacidade de migração vertical na coluna d'água, tolerância à baixa luminosidade, afinidade por fósforo e capacidade de fixar nitrogênio (Pádisák, et al. 1993). Além disso, diversos estudos mostram que *C. raciborskii* adquiriu vários mecanismos adaptativos que ajudaram não só a aumentar sua sobrevivência como também a torná-la uma espécie invasora em virtude de apresentar vantagem competitiva sobre outras espécies de fitoplâncton (Sinha et al. 2012), assim ela tem se destacado como dominante em reservatórios eutróficos tropicais do nordeste brasileiro (Bouvy et al., 2000; Huszar et al., 2000; Chellappa & Costa, 2003), onde as altas temperaturas registradas durante

todo o ano aliadas à estabilidade da coluna d'água favorecem sua dominância (Tucci & Sant'Anna, 2003).

O aumento da contribuição relativa das cianobactérias tem sido relatado em reservatórios turvos onde a disponibilidade de luz para o fitoplâncton é baixa e apresenta acentuado aumento na temperatura da água. Além disso, o aumento da turbidez ameaça o crescimento de plantas submersas e o habitat de diferentes espécies de peixes (Kosten et al. 2011).

Baixa disponibilidade de luz na coluna d'água foi também evidenciada em outros reservatórios do semiárido brasileiro (Huszar et al. 2000), sendo a turbidez nesses ambientes determinada igualmente pela fração orgânica e inorgânica do séston (Souza et al. 2008). Em geral, matéria particulada inorgânica carregada da bacia de drenagem é uma importante fonte de turbidez abiogênica em ambientes aquáticos de regiões semiáridas (Thornton & Rast 1989), onde solos com baixa concentração de matéria orgânica, como é o caso do semiárido do Rio Grande do Norte, são suscetíveis à erosão (Lal, 1985).

Também se pôde observar que os baixos valores de biomassa coincidiram com o período no qual foi registrado maior zona de mistura e transparência, como mostrou o ocorrido em fevereiro de 2012, no reservatório Pau dos Ferros, onde as condições influenciaram a mudança na composição de espécies da comunidade, aumentando a contribuição relativa dos grupos **D** e **X1** apesar da predominância constante do grupo **S<sub>N</sub>**. A morfologia do reservatório juntamente com ciclos sazonais permitiram que as espécies "melhores" adaptadas dominassem em certos períodos da sucessão sazonal (Padisák *et al.* 2006).

O reservatório Santa Cruz, com maior profundidade média, maior volume de água e maior zona fótica apresentou menores valores de biomassa e uma maior diversidade de espécies, incluindo a participação do grupo **F**, composto por clorófitas coloniais com afinidade por águas claras, nos meses onde foi registrada maior transparência. Também foram registradas diatomáceas e desmidiáceas dos grupos **P** e **D**, que são comuns em ecossistemas aquáticos ricos em nutrientes com águas bem ventiladas e turvas (Reynolds et al. 2002). Em reservatórios de maior profundidade, as cianobactérias, geralmente, dominam nas camadas mais profundas. A forte mistura da coluna d'água promove a homogeneização da coluna fazendo com que as cianobactérias sejam dominantes ou ausentes devido à exclusão competitiva (Scheffer et al. 1997).

O modelo grupo funcional proposto por (Reynolds et al., 2002), apresentou sensibilidade as condições ambientais dos reservatórios neste estudo. O índice de assembléia

(Q ) desenvolvido por Padisák et al., 2009 destaca a importância da inclusão da abordagem dos grupos funcionais em processos de monitoramento, tendo em vista ser um método diferente e sensível a erros de identificação.

A avaliação do estado ecológico dos reservatórios utilizando o índice Q revelou uma alta sensibilidade à alteração na composição de espécies e grupos funcionais. O reservatório Pau dos Ferros foi categorizado ecologicamente como ruim durante quase todo o período amostral tendo em vista a alta biomassa dos grupos funcionais **S<sub>N</sub>**, **S1** e **H1**, em Santa Cruz, os menores valores do índice foram registrados quando ocorreu dominância do grupo **M**. Resultado semelhante também foi observado por Crossetti & Bicudo 2008, no Lago das Garças, reservatório eutrófico urbano no sudeste do Brasil. Os autores também relataram que índice Q apresentou valores inversamente proporcionais à dominância dos grupos funcionais **S<sub>N</sub>**, **S1**, **M** e **H1**, e o fato de as oscilações do índice Q se mostraram coerentes com o estado de trofia do reservatório.

Em síntese, o índice Q refletiu satisfatoriamente as mudanças ocorridas na composição do fitoplâncton e a abordagem dos grupos funcionais mostrou-se sensível e adequada às mudanças ambientais e hidrodinâmica dos reservatórios estudados, revelando-se uma ferramenta adequada para monitoramento da qualidade da água em região tropical semiárida.

## Referências

- Barbosa, F. A. R. & J. Padisák, 2004. Algumas considerações sobre desenho amostral para estudos de longa duração. In: Bicudo, E. M. & D. C. Bicudo (eds). Amostragem em limnologia. São Carlos: RiMa, 20:343-349.
- Becker, V., V. L. M. Huszar & L. O. Crossetti, 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137–151.
- Becker, V., L. Caputo, J. Ordóñez, R. Marcé, J. Armengol, L. O. Crossetti, V. L.M. Huszar, 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research* 44(11) 3345-3354.
- Bourelly, P., 1981. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, in: Les algues jaunes et brunes, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées. N. Boubée & Cie Paris 517 p.
- Bouvy, M., S. M. Nascimento, R. J. R. Molica, A. Ferreira, V. Huszar & S. M. F. O. Azevedo, 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia* 493: 115–130.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien: 865 p.
- Chellappa, N. T. & M. A. M. Costa, 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State Brazil. *Acta Oecologia* 24( 1): 3-10.
- Chorus, I. & J. Bartran, 1999. *Toxic cyanobacteria: a guide to public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon 416 p.
- Cole, G. A., 1994. *Textbook of Limnology*. Waveland Press, Illinois: 412 p.
- Costa, I. A. S., S. R. S. Cunha, R. F. Panosso, M. F. F. Araújo, J. L. S. Melo & E. M Eskinazi-Sant'anna, 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Rio de Janeiro Oecologia Brasiliensis*, 13(2): 382-401.
- Crossetti, L. O. & C. E. M. Bicudo, 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia* 610: 161-173.
- Fabbro, L. D. & L. J. Duivenvoorden, 2000. A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia* 438: 13-24.
- Hájnal, E. & P. Judith, 2008. Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. *Hidrobiology* 599: 227-237.
- Hillebrand, H., D. Dürseken, D. Kirschiel, U. Pollinger & T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.

- Huszar, V. L. M., L. H. S. Silva, M. Marinho, P. Domingos & C. L. Sant'Anna, 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424: 67–77.
- Huszar, V., C. Kruk & N. Caraco, 2003. Steady-state assemblages of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia* 502: 97–109.
- Hutchinson, G. E., 1967. A Treatise on Limnology. In Volume II: introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. Wiley, New York.
- Ishii, I. H., 1987. Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias, MG, Dissertação de mestrado DCB/UFSCAR, São Carlos, 159p.
- Jespersen, A. M. & K. Christoffersen, 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie* 109 (3): 445 – 454.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 4: Nostocales. *Algological Studies* 56: 247–345.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1999. Cyanoprokaryota. Chroococcales. Suü bwasserflora von Mitteleuropa 19/1. Gustav Fischer, Jena.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota, 2: Oscillatoriales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol. 19(2). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 1–759.
- Kosten, S., V. L. M. Huszar, E. B. Cares, L. S . Costa, E. V. Donk, L. Hansson, E. Jeppesen, C. Kruk, G. Lacerot, N. Mazzeo, L. Meester, B. Moss, M. L. Rling, T. No Ges, S. Romokk & M. Scheffer, 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18: 128-126.
- Kruk, C., N. Mazzeo, G. Lacerot & C. S. Reynolds, 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research* 24: 901–912.
- Lal, R., 1985. Soil erosion and sediment transport research in tropical Africa. *Hydrology Science. Journal.* 30: 239-256.
- Lamparelli, M. C., 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Doctoral Dissertation. Universidade de São Paulo, São Paulo: 235 pp.
- Leitão, M., S. Morata, S. Rodriguez & J. P. Vergon, 2003. The effect of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France). *Hydrobiologia* 502: 73–83.
- Lobo, E. & G. Leighton, 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas e desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar., Valparaiso* 22: 1-29.

- Lopes, M. R. M., C. E. M. Bicudo & M. C. Ferragut, 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235–247.
- Lorenzen, C. J., 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.
- Lund, J. W. G., C. Kipling & E. D. Lecren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, Spain.
- Nogueira, N. M. C., R. Barbieiri, J. P. Costa Neto & O. Rocha, 2005. Composition and temporal changes of phytoplankton community in Lake Quebra-Pote, MA, Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 17(4): 419-431.
- Padisák, J. 1992. Spatial and temporal scales in phytoplankton ecology. *Abstracta Botanica*, 16:15-23.
- Padisák, J., 1993. The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia* 249: 135-156.
- Padisák, J., G. Borics, I. Grigorszky & E. Soróczki-Pintér, 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1–14.
- Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Pasztaleniec, A. & M. Poniewozik, 2010. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive- a comparison of approaches. *Limnologica* 40(3): 251-259.
- Pianka, E. R., 1970. On r- and K-selection. *The American Naturalist* 104: 592-597.
- Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428.
- Reynolds, C. S. 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biol.*, 14: 111–142.
- Reynolds, C. S. 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: Tundisi, J. G. & M. Straškraba, (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Backhuys, Leiden, p. 439–456.
- Reynolds, C. S., V. L. M. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417–428.

- Round, F. E., 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal* 6: 235-264.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, Y. A. Kuznetsov & E. H. Van Nes, 1997. Seasonal dynamics of *Daphnia* and algae explained as a periodically forced predator-prey system. *Oikos*, 80: 519–532.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. C. Folkes & B. Walker, 2001. Folley Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413: 591-596.
- Scheffer, M., 2004. *Ecology of shallow lakes*. Kluwer Academic Publishers, 332p
- Sant'Anna, C. L., M. T. P. Azevedo, L. F. Agujaro, M. C. Carvalho, L. R. Carvalho, & R. C. R. Souza, 2006. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Interciência/ Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, São Paulo, 58p.
- Sarmento, H., M. Isumbisho & J. P. Descy, 2007. Phytoplankton ecology of Lake Kivu (eastern África). *Journal of Plankton Research* 28: 815–829.
- Simonsen, R., 1979. The diatom system: ideas on phylogeny: *Bacillaria* 12: 9-71.
- Sinha R., L. A. Pearson, T. W. Davis, M. A. Burford, P. T. Orr & B. A. Neilan, 2012. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones e Is climate change responsible? *Water Research*, 46: 1408-1419.
- Sommer, U., Z. Gliwicz, W. Lampert, & A. Dunca, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archive Für Hydrobiolgy* 106: 433-471.
- Sommer, U., 1991. Phytoplankton: directional succession and forced cycles. In Remmert, H. (ed.) *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Springer Verlag, Berlin: 132–146.
- Souza, M. B. G., C. Barros, F. A. R. Barbosa, É. Hajnal & J. Padisák, 2008. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East, Brazil. *Hydrobiologia*, 607: 211-224.
- Tucci, A. & C. L. Sant'anna, 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico. *Revista Brasileira de Botânica (Impresso)* 26 (1) 97-112.
- Tüxen, R., 1955. Das Systeme der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaft. *Mitteilungen der Floristisch-soziologische Arbeitgemeinschaft* 5: 1–119.
- Toledo Jr., A. P., M. Talarico, S. J. Chinez & E. G. Agudo, 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.



- Thornton, J. A. & W. Rast, 1993. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. Pp.1-24. In: M. Straskabra, J.G. Tundisi & A. Duncan (Eds). Comparative Reservoir Limnology on water Quality Management. 291p.
- Tucci, A. & C. L.Sant'anna 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju(Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico. *Revista Brasileira de Botânica (Impresso)*, 26:(1) 97-112.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der international Vereinigung der theoretische und angewandte Limnologie* 5: 567–596.
- Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109–122.
- Vollenweider R. A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development.
- Wang, L. Q. Cai, & L. Kong, 2011. L.Phytoplankton development and ecological status during a cyanobacterial bloom in a tributary bay of the Three Gorges Reservoir, China. *Sci. Total Environment* 409 (19): 3820-8.
- Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological Analyses*, 3<sup>a</sup>ed. Springer-Verlag New York Inc., New York: 432.
- Zohary, T., U. Pollinger, O. Hadas, & K. D. Hambright, 1998. Bloom dynamics and sedimentation of *peridinium Gatunense* in lake kinneret. *Limnology and Oceanography*, 43: (2)175-186.

## **CAPÍTULO 2**

### **VARIAÇÃO MENSAL E NICTEMERAL DOS GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL SEMIÁRIDO DURANTE UM PERÍODO DE ESTIAGEM ATÍPICA**

**Ana Paula Cardoso Silva e Ivaneide Alves Soares da Costa**

**(Artigo a ser submetido à Acta Limnologica Brasiliensia)**

## **Vertical and diel variation of phytoplankton functional groups in a semiarid tropical reservoir during a drought atypical**

Variação vertical e nictemeral dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um reservatório tropical semiárido durante um período de estiagem atípica

Ana Paula Cardoso Silva<sup>1</sup>, Ivaneide Alves Soares da Costa<sup>2</sup>

<sup>1,2</sup> Laboratório de Microbiologia Aquática, Departamento de Microbiologia e Parasitologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal- RN, Brasil.  
anapaulacs\_bio@yahoo.com.br

**Abstract: Objective:** Analyze monthly and diel variation of phytoplankton functional groups in a shallow and eutrophic reservoir located in the semiarid region, northeastern Brazil, during a period of unusual drought. **Methods:** Monthly samples were collected between the months of October 2011 and May 2012 in Pau dos Ferros reservoir at a point near the main dam embankment. In January 2012, we performed a diel profile 24 hours with sampling every three hours framed in that range. **Results:** The average monthly reservoir showed declining volumes, high values of turbidity, conductivity, pH, total nitrogen, total phosphorus and chlorophyll were recorded in both the monthly and diurnal sampling was detected that there is no thermocline and stratification with respect to the parameter dissolved oxygen, who presented clinograde profile and anoxia near the maximum depth ( $Z_{max}$ ). PCA using nine abiotic variables explained 60% of variance of the data in the first two ordination axes. the functional group  $S_N$  was distributed throughout the water column in both the monthly and diel sampling and the hydrological regime and climate influenced the distribution of phytoplankton functional groups. Greater representation of groups **S1**, **L0**, **MP**, **D**, **P** and **X1** was associated with periods of increased instability in the system. **Conclusions:** The hypothesis that cyanobacterial blooms are permanent during periods of drought, when the hydrological conditions of the reservoirs are more stable, with verified low transparency and high residence time of the water was identified and no significant diurnal variation vertical or found in reservoir for the studied variables.

**Keywords:** Diel Variation. functional groups of phytoplankton. Cyanobacteria. Cyanotoxin.

**Resumo: Objetivo:** Analisa a variação nictemeral e mensal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um reservatório raso e eutrófico localizado na região semiárida, nordeste do Brasil, durante um período de estiagem atípica. **Métodos:** Coletas mensais foram realizadas entre os meses de outubro de 2011 e maio de 2012 no reservatório Pau dos Ferros em um ponto próximo ao talude principal da barragem. No mês de janeiro de 2012, foi

realizado um perfil nictemeral de 24 horas com coletas a cada três horas enquadradas nesse intervalo. **Resultados:** O reservatório apresentou volumes médios mensais decrescentes, altos valores de turbidez, condutividade, pH, nitrogênio total, fósforo total e clorofila foram registrados tanto na amostragem mensal quanto na nictemeral. Foi detectada a não existência de termoclina e estratificação em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, que apresentou perfil clinogrado e anoxia próximo à profundidade máxima ( $Z_{max}$ ). PCA usando 9 variáveis abióticas explicou 60% da variação dos dados nos dois primeiros eixos de ordenação. o grupo funcional  $S_N$  esteve distribuído em toda a coluna d'água tanto na amostragem mensal quanto na nictemeral e o regime hidrológico e climático teve influência sobre a distribuição dos grupos funcionais fitoplanctônicos. Maior representatividade dos grupos **S1, L<sub>0</sub>, MP, D, X1 e P** esteve associada a períodos de maior instabilidade no sistema. **Conclusions:** a hipótese de que as florações de cianobactérias são permanentes durante os períodos de estiagem, quando as condições hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis, sendo verificados baixa transparência e elevado tempo de residência da água e nenhuma variação vertical ou nictemeral significativa foi encontrada no reservatório para as variáveis estudadas.

**Palavras-chave:** Variação nictemeral. Grupos funcionais do fitoplâncton. Cianobactérias e canotoxinas.

## 1. Introdução

O funcionamento dos ecossistemas aquáticos tem importantes implicações na dinâmica da comunidade fitoplanctônica cuja variação está associada à influência de fatores que produzem desde pequenas modificações na taxa de crescimento da população até a redistribuição das populações no reservatório (George and Heavey, 1978; Reynolds, 2006). Souza et al. (2008) apontam a proporção e frequência das mudanças na estrutura física do reservatório, dinâmica da luz e quantidade de nutrientes como fatores intimamente relacionados à ecologia do fitoplâncton, merecendo destaque também a influência de fatores ecofisiológicos e interações biológicas no direcionamento das variações na posição vertical do fitoplâncton (Barbosa et al., 2011).

Nas regiões tropicais, a seleção de espécies fitoplanctônicas ocorre em virtude da entrada de calor e da pronunciada variabilidade local na velocidade do vento durante período diurno, vale destacar a importância desses fatores na promoção da estratificação térmica da coluna d'água (Reynolds, 1999; Barbosa and Padisák, 2002).

Ao longo de uma variação relativamente vasta na concentração de nutrientes e dependendo da estrutura trófica, o fitoplâncton pode dominar o estoque dos produtores primários nos reservatórios rasos (Scheffer et al., 1993), os quais são frequentemente susceptíveis ao processo de eutrofização. Existem algumas evidências de que a diversidade fitoplanctônica, em reservatórios rasos, diminui com o aumento da concentração de nutrientes, com destaque especial ao fósforo (Jeppesen et al., 2000). Nesses reservatórios, comumente são verificadas a redução do fluxo e maior estabilidade da coluna de água, em virtude do registro de maior tempo de residência, o que favorece o desenvolvimento do fitoplâncton e a ocorrência de florações (Tundisi, 1990; Tundisi et al., 1993).

As cianobactérias são frequentemente beneficiadas com a ocorrência de eutrofia. De acordo com Paerl and Huisman, 2008 a alta quantidade de nutrientes, aumento na temperatura, tempo de residência e estratificação estão entre os fatores que melhor explicam a ocorrência de florações de cianobactérias, as quais podem persistir durante todo o ano em reservatórios rasos polimíticos, onde é verificada constante isoterмия ao longo da coluna d'água (Bouvy et al., 1999; 2001; Figueredo; Giani, 2009).

Reservatórios podem ser caracterizados por grupos de espécies fitoplanctônicas que partilham características adaptativas comuns (Melo; Huszar, 2000). Nesse sentido, Reynolds et al. (2002) propuseram um sistema de organização do fitoplâncton em grupos funcionais, compostos por espécies de origem polifilética que podem dominar ou co-dominar em reservatórios, tendo em vista partilharem as adaptações e tolerâncias semelhantes.

O estudo analisa a variação nictemeral e mensal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um reservatório raso e eutrófico localizado na região semiárida, nordeste do Brasil, durante um período de estiagem atípica verificada no ano de 2012 para o entendimento das mudanças ocorridas em função das condições limnológicas locais, segundo as hipóteses: (a) de que a distribuição do fitoplâncton responde às mudanças sazonais e nictemerais embora sejam detectadas estratégias de sobrevivência diferenciadas de acordo com a disponibilidade de recursos ao longo do perfil vertical da coluna d'água e (b) de que florações de cianobactérias são permanentes durante os períodos de estiagem, quando as condições hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis, sendo verificados baixa transparência e elevado tempo de residência da água.

## **2. Material e Métodos**

### *2.1 Área de estudo*

O estudo foi realizado no reservatório Pau dos Ferros, situado no estado do Rio Grande do Norte, na região semiárida do Nordeste do Brasil, onde predomina clima quente e seco, altas taxas de evaporação, temperatura média anual do ar de aproximadamente 27° C ( $\pm$  5). As precipitações são irregulares e escassas com médias anuais geralmente abaixo de 800 mm ( $\pm$  250), também ocorrem solos rasos e susceptíveis à erosão (IDEMA, 2008).

O reservatório de Pau dos Ferros é raso (profundidade média = 3,4 m; profundidade máxima = 19,9 m), com área de superfície de 11.653.600 m<sup>2</sup> e comprimento máximo de 500 m, tempo médio de residência de 1 ano e volume histórico médio anual de 38.080.000 m<sup>3</sup>, permanecendo a maior parte do ano com 55% de sua capacidade volumétrica máxima. Trata-se de um reservatório utilizado para múltiplas finalidades, incluindo abastecimento humano, recreação, irrigação e piscicultura, como também é impactado pela eutrofização resultante da descarga difusa de nutrientes, erosão do solo e escoamento urbano.

## *2.2 Amostragem e análise dos dados*

Coletas mensais foram realizadas entre os meses de outubro de 2011 e maio de 2012 no reservatório Pau dos Ferros em um ponto próximo ao talude principal da barragem. No mês de janeiro de 2012, foi realizado um perfil nictemeral de 24 horas com coletas a cada três horas enquadradas nesse intervalo, na superfície, profundidade intermediária e a um metro antes da profundidade máxima do reservatório.

Mensalmente, as amostras foram coletadas na zona fótica: sub-superfície (100% de incidência luminosa), profundidade do disco de Secchi (10% de incidência luminosa) e três vezes secchi (1% de incidência luminosa). Na zona afótica (Cole, 1994), a água foi coletada na região intermediária do reservatório, um metro antes de atingir a profundidade máxima e em um ponto intermediário entre os últimos. A água coletada, nestes pontos, foi posteriormente integrada para compor uma amostra representativa de cada zona.

A temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram obtidos com auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI 6820 V2, a cada 0,5 m desde a superfície até a profundidade máxima do reservatório (Z<sub>max</sub>). A transparência (m) foi mensurada utilizando-se o disco de Secchi. A zona eufótica foi estimada como sendo equivalente a três vezes a profundidade de extinção do disco de Secchi (Z<sub>eu</sub>) de acordo com (Ishii, 1987).

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações da APHA (2000). O fósforo total foi determinado após digestão da

amostra com persulfato de potássio pelo método do ácido ascórbico e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama, 1981.

Para a determinação da clorofila-a, as amostras foram filtradas em filtro 934-AH da WHATMAN com 47 mm de diâmetro e a extração realizada com 10 mL etanol a 95% *over night* (Lorenzen, 1967). As concentrações foram determinadas por espectrofotometria (650 nm) de acordo com a metodologia de (Jeppesen and Christoffersen, 1987).

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada através da coleta de amostras em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20  $\mu$ m), as quais foram fixadas com formol 4%. Amostras do fitoplâncton vivo também foram coletadas. Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foi o de Komárek and Anagnostidis (1999) para a Chroococcales, Anagnostidis and Komárek (2005) para as Oscillatoriales e Komárek and Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton, foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

Para análise quantitativa do fitoplâncton, amostras de água foram coletadas com auxílio da garrafa de Van Dorn em diferentes profundidades e posteriormente integradas para compor uma única amostra representativa da superfície, meio e profundidade máxima do reservatório. Em seguida uma alíquota foi preservada com lugol a 1 %. A quantificação do fitoplâncton seguiu o método de Ütermol (1958), usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983), cujo volume variou entre 2 ml para Pau dos Ferros e 10 Barragem Santa Cruz, respectivamente. A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) ocorreu em campos aleatórios, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% segundo o critério de Lund et al. (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante para a Barragem Santa Cruz do Apodi e 400 indivíduos para o Açude Público de Pau dos Ferros (Chorus and Bartran 1999).

O Biovolume do fitoplâncton foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma de cada espécie, utilizando-se para o cálculo as medidas de 30 indivíduos ou células de cada espécie multiplicadas por sua densidade (Hillebrand et al. 1999), além disso, a unidade de peso fresco foi expressa em massa, em que  $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$  de acordo com Wetzel and Likens, 2000. As espécies que contribuíram em 5% ou mais

para a biomassa total do fitoplâncton foram agrupadas em grupos funcionais, utilizando os critérios de Reynolds et al. (2002) e Pádisak et al. (2009).

Microcistinas e saxitoxinas foram quantificadas segundo a técnica imunológica ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay), a qual é altamente sensível e baseada na especificidade de anticorpos às toxinas com posterior reação colorimétrica anticorpo/antígeno (Chu et al. 1989).

A análise descritiva dos dados utilizou os cálculos da média aritmética como medida de tendência central e o desvio padrão (DP) para avaliar o grau de dispersão. A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para determinar o grau de variação espacial e temporal. Análises multivariadas baseadas nos componentes principais foi realizada para determinar associações entre as variáveis ambientais e bióticas. Análise de Correspondência Canonica foi realizada para ordenar dados do fitoplâncton nos diferentes períodos com as variáveis biológicas e ambientais visando analisar a relação entre as associações de algas e variáveis ambientais tendo por finalidade conhecer o padrão de distribuição do fitoplâncton.

### 3. Resultados

As precipitações pluviométricas (524 mm) foram insuficientes para aumentar o nível de água do reservatório durante o período amostral, em virtude disso, o reservatório apresentou volumes médios mensais decrescentes quando comparado ao valor registrado em outubro de 2011 (34.530.000 m<sup>3</sup>), sendo o menor valor registrado no mês de maio de 2012 (26.794.865 m<sup>3</sup>) (figura 1).

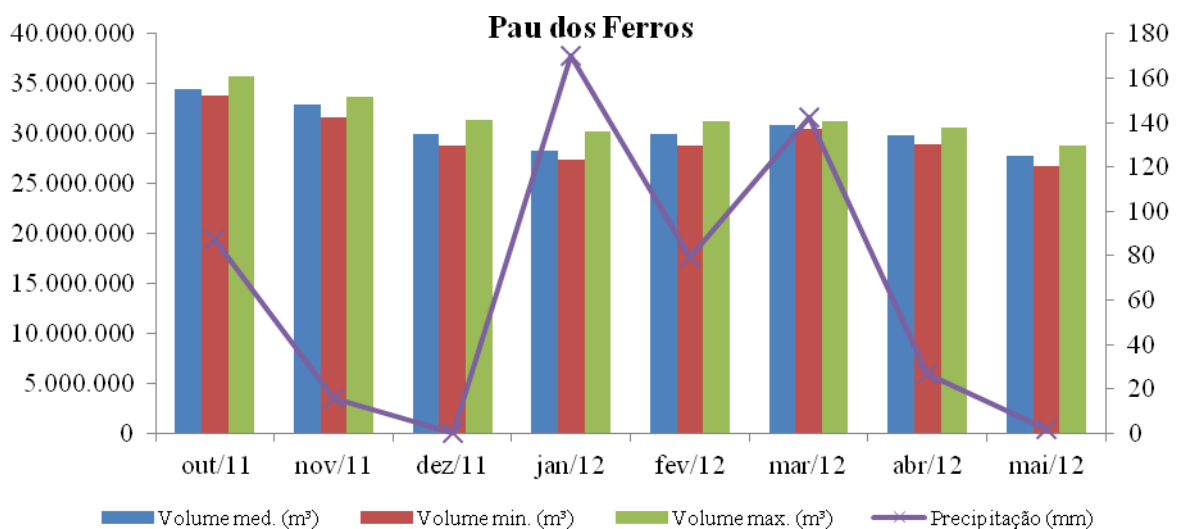


Figura 1- Dados morfométricos (volume em m<sup>3</sup>) e da precipitação verificada no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral.



A transparência da água variou entre 0,3 e 0,5 m, apresentando maiores valores nos períodos nos quais o reservatório apresentou maior volume. A reduzida extensão da zona eufótica (1,2 a 1,5 m), não apresentou variação significativa ( $P > 0.05$ ) entre os meses. Na amostragem nictemeral, não houve variação da transparência ou extensão da zona eufótica, as quais estiveram compreendidas em 40 cm e 1,2 m, respectivamente.

Altos valores de turbidez, condutividade, pH, nitrogênio total, fósforo total e clorofila foram registrados tanto na amostragem mensal quanto na nictemeral. Mensalmente, as variáveis nitrogênio e fósforo total apresentaram maiores valores na zona afótica, próxima a  $Z_{max}$  do reservatório. Houve decréscimos da zona fótica para afótica em relação às variáveis: turbidez, condutividade, pH e clorofila. (Tabela 1-2)

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das variáveis transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, pH, fósforo e nitrogênio total, clorofila-a e biovolume total do fitoplâncton registrados ao longo da amostragem mensal.

	Pau dos Ferros															
	out-11		nov-11		dez-11		jan-12		fev-12		mar-12		abr-12		mai-12	
	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica	Fótica	Afótica
Transparência (m)	0,5		0,4		0,4		0,4		0,5		0,3		0,4		0,4	
Turbidez (NTU <sub>+</sub> )	28,24 (0,34)	27,52 (0,35)	19,3 (0,5)	28,9 (0,35)	19,1 (0,15)	19,9 (0,65)	20,2 (0,20)	19,6 (0,64)	22,6 (0,32)	22,2 (0,35)	20,05 (0,35)	22,2 (0,35)	34,3 (11,67)	44,6 (4,1)	20,6 (0,55)	20,7 (0,4)
Condutividade (mS/cm)	455 (0)	455 (0)	467 (1)	465 (0)	483,6 (0)	483,4 (0)	500,6 (0)	506 (0)	560 (0,15)	480,3 (0)	465 (0)	480,3 (0)	476 (0)	479 (0)	498,6 (0)	499,8 (0)
pH	8,606 (0,32)	7,9 (0,5)	9,16 (2,1)	8,9 (0,5)	9,18 (0,9)	8,94 (0,12)	9,24 (0,1)	8,3 (0,35)	9,4 (0,07)	8,4 (0,47)	9,17 (0,02)	8,4 (0,47)	9,1 (0,08)	8,6 (0,39)	9,3 (0,04)	8,9 (0,2)
T água (°C)	28,24 (0,34)	27,26 (0,26)	31,4 (0,3)	29,9 (0,26)	30,8 (0,63)	29,3 (0,29)	32,49 (0,22)	28,6 (0,66)	31,5 (0,22)	28,9 (0,48)	31,795 (0,275)	28,9 (0,48)	31,91 (0,04)	30,6 (0,7)	30,9 (0,23)	29,7 (0,5)
NT (µg/L)	230	258	262	376	40	210	240	260	110	210	90	230	60	260	240	250
PT (µg/L)	67,2	82,0	78,8	81,0	75,5	69,7	52,2	88,0	76,3	101,3	88,0	89,7	70,5	88,0	49,7	99,7
Chla (µg/L)	147,5	138,0	139,1	136,0	149,1	112,5	156,9	139,3	143,9	156,1	105,3	92,3	55,2	115,1	154,0	147,0
Biovolume (mm <sup>3</sup> /L)	71,1	42,5	55,9	42,5	32,3	34,2	23,5	34,0	54,5	33,0	38,8	18,3	66,9	33,6	45,7	45,3

Tabela 2: Valores médios e desvio padrão das variáveis transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, pH, fósforo e nitrogênio total, clorofila-a e biovolume total do fitoplâncton registrados ao longo do perfil nictemeral.

	05/01/2012			06/01/2012				
	16 horas	19 horas	22 horas	01 hora	04 horas	07 horas	10 horas	13 horas
Transparência (m)	0,4					0,4	0,4	0,4
T (°C)	29,5 (1,7)	28,7 (1,27)	28,6 (1,05)	28,25 (0,76)	28,34 (0,45)	28,37 (0,44)	28,6 (0,5)	29,08 (0,7)
O (mg.L <sup>-1</sup> )	3,9 (1,8)	3,7 (2,8)	3,8 (2,69)	2,9 (1,83)	2,6 (1,68)	2,6 (1,54)	3,2 (1,2)	5,3 (1,05)
Turbidez (NTU <sub>+</sub> )	19,7 (0,6)	19,7 (0,6)	19,57 (0,68)	20,59 (2,71)	19,76 (2,19)	19,3 (0,84)	19,06 (0,65)	19,9 (0,6)
Cond (µS.cm <sup>3</sup> )	504 (2,7)	506 (2,6)	506 (2,3)	506 (1,78)	506 (1,85)	506 (2,03)	505 (2,42)	503,7 (1,05)
pH	8,57 (0,5)	8,35 (0,49)	8,32 (0,46)	8,25 (0,38)	8,24 (0,34)	8,3 (0,32)	8,53 (0,4)	8,74 (0,25)
PT (µg.L <sup>-1</sup> )	75,4 (9,6)	69,1 (18,54)	71,6 (11,6)	56,7 (13,61)	78,2 (13,9)	68,8 (9,4)	64,4 (14,67)	80,7 (7,08)
NT (µg.L-1)	258 (1)	255 (7)	251 (4)	249 (11,23)	265 (61)	260 (9,7)	244 (3)	251 (13)

Chla-a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	130,14 (32,8)	117,1 (18,98)	110,63 (20,21)	117,8 (15,76)	95,36 (38,7)	85,45 (25,95)	121,58 (14,85)	118,54 (26,7)
Biovolume ( $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ )	29,2 (5,3)	34,6 (0,78)	47,8 (26,3)	36,8 (6,89)	29,07 (10,31)	35,7 (2,36)	29,7 (2,66)	39,08 (5,02)

Altos valores de temperatura foram registrados ao longo dos meses (Max= 32,64 °C, Med= 30,2 °C, Min= 27,74 °C). O período de dezembro a maio de 2012 apresentou águas quentes, embora tenha sido detectada a não existência de termoclina, tendo em vista a variação térmica entre superfície e fundo ter atingido em média 2,5° C e o máximo de 4,63° C, durante o mês de janeiro de 2012, quando foi realizado o perfil nictemeral.

As elevadas temperaturas registradas contribuíram para a ocorrência de microestratificações, condição em que pequenas diferenças na temperatura (< 0,5° C) proporcionam variações importantes na densidade da água (Payne, 1986). Em relação ao perfil nictemeral, pôde-se notar a predominância de temperaturas mais baixas em toda a zona afótica do reservatório, com pequena variação da superfície para o fundo, o que demonstra a existência de uma microcirculação interna.

O reservatório mostrou-se estratificado quimicamente em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, que apresentou perfil clinogrado e anoxia próximo à profundidade máxima (Zmax) (figura 2). Quanto a variação ao longo do dia do oxigênio, pode se considerar que a maior concentração de oxigênio na coluna da água foi detectada entre dez e dezesseis horas, período onde ocorreu mistura total da coluna da água. No início da manhã e no período da noite a zona afótica apresentou valores abaixo de 2 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 3).

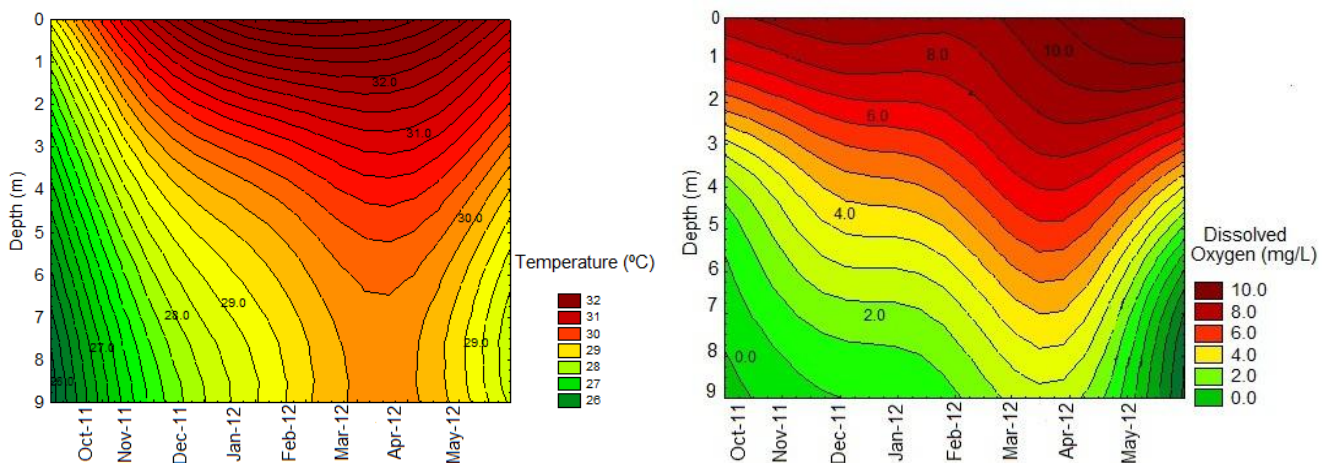


Figura 2- Variações mensais nos perfis da temperatura e oxigênio dissolvido no reservatório Pau dos Ferros.

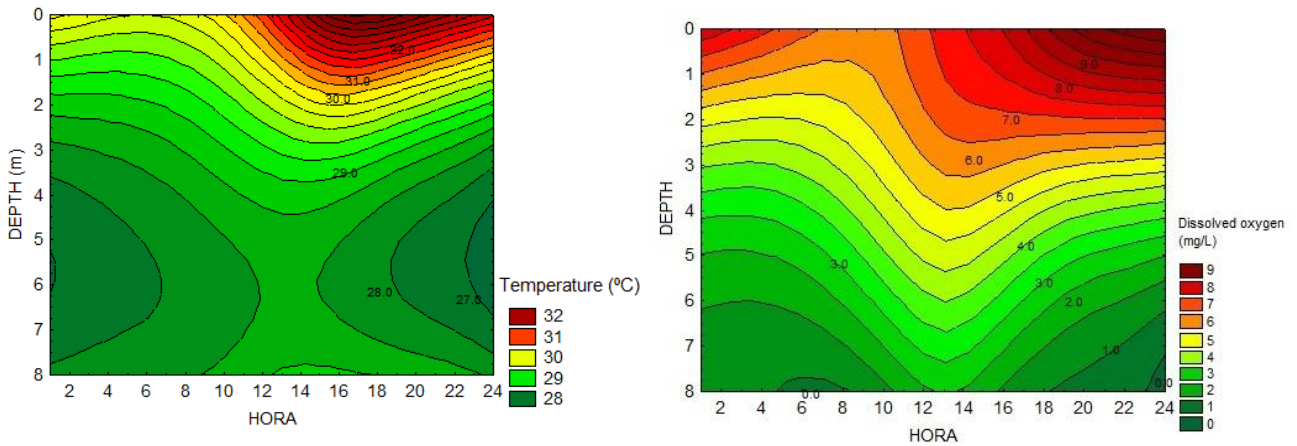


Figura 3- Perfis de oxigênio e temperatura registrados durante amostragem nictemeral.

PCA usando 9 variáveis abióticas explicou 60% da variação dos dados nos dois primeiros eixos de ordenação, com amostras agrupadas independentemente do período em função da zona (fótica e afótica). As amostragens que mais contribuíram com a ordenação do eixo 1, foram: vazão ( $r = -0,91$ ), tempo de residência ( $r = -0,93$ ), condutividade ( $r = -0,59$ ) e oxigênio dissolvido ( $r = 0,59$ ). Em relação ao eixo 2, o volume ( $r = -0,51$ ), pH ( $r = 0,87$ ) e o fósforo total ( $r = -0,40$ ) mostraram-se altamente correlacionados (Figura 4).

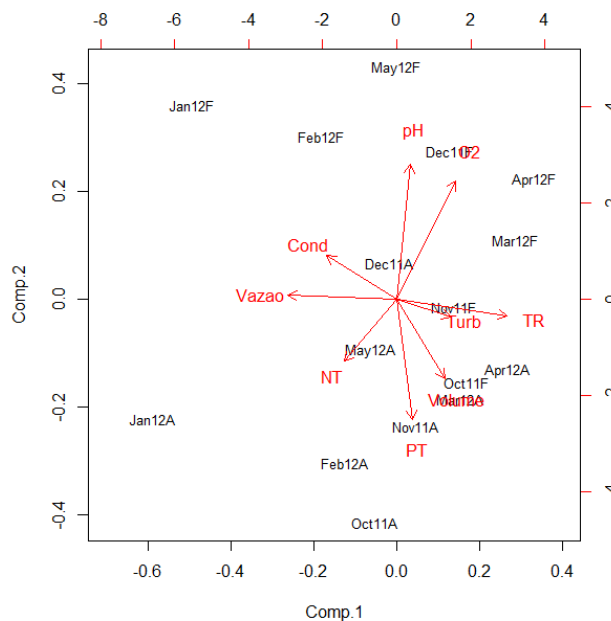


Figura 4: PCA mostrando variáveis predictoras no reservatório Pau dos Ferros.

A análise revela, portanto, que as variáveis vazão, tempo de residência, a condutividade e o oxigênio são consideradas predictoras, uma vez que mostraram-se mais representativas no eixo 1, o qual explica 32,2% da variância nos dados.

A biomassa do fitoplâncton nas amostragens mensais e nictemeral variou de 18,08 a 75,5 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>. As cianobactérias perfizeram densidade superior a 50% deste total e dominaram durante todo o período amostral.

Durante o estudo, 39 táxons foram identificados, estes foram subdivididos entre as classes: Chlorophyceae (44%), Cyanobacteria (39%), Bacillariophyceae (7%), Chryptophyceae (5%) e Euglenophyceae (2%). Desse total, as 9 espécies descritoras foram classificadas em 8 grupos funcionais (**H1**, **X1**, **D**, **N**, **SN**, **L0**, **P** e **J**).

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada explicou 97,2% da variância dos dados. As variáveis mais representativas, no primeiro eixo, foram: a condutividade, o fósforo e o nitrogênio total, enquanto no segundo eixo, foram: o oxigênio dissolvido, fósforo e nitrogênio total. O grupo funcional **H1** esteve relacionado positivamente com o nitrogênio total e negativamente com o fósforo total e condutividade no eixo 1. Os grupos funcionais **X1**, **D** e **N** apresentaram resposta oposta. Apenas o grupo **X1** apresentou relações fortes com o segundo eixo. Os grupos funcionais **SN** e **N** apresentaram baixa relação nos eixos (Figura 5).

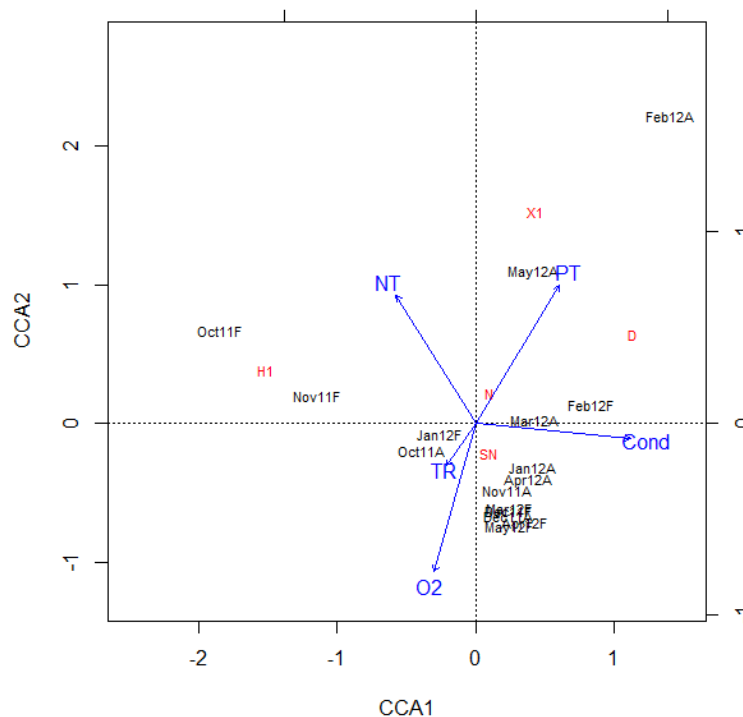


Figura 5: CCA relacionando as variáveis preditoras com os principais grupos funcionais e as amostragens mensais.

O reservatório Pau dos Ferros (Fig. 6) apresentou dominância do grupo funcional **SN** cuja representante *Cylindrospermopsis raciborskii* mostrou uma contribuição relativa situada entre 40 a 90% do fitoplâncton total. Neste reservatório, foram registrados altos valores de

biovolume total do fitoplâncton ( $20$  a  $70 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ ) e clorofila ( $\text{Max } 150,48 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). O grupo **H1**, representado por *Aphanizomenon gracile* esteve presente contribuindo com até 40% da biomassa entre os meses de outubro de 2011 e fevereiro de 2012. Espécies de clorófitas **J** e diatomáceas **P**, tolerantes a turbidez e altos níveis de nutrientes, embora não apresentassem alta biomassa, estiveram associadas às populações de cianobactérias.

Padrões distintos de distribuição fitoplanctônica também foram observados durante o perfil nictemeral. O grupo funcional **S<sub>N</sub>**, representado por *Cylindrospermopsis raciborskii*, foi considerado dominante durante todo o período (>50% do fitoplâncton total), o período noturno foi marcado pela maior representatividade desse grupo, o qual em abundância relativa constituiu até 98% do fitoplâncton total, o período diurno coincidiu com registros de maior diversidade fitoplanctônica, uma vez que houve aumento na representação dos grupos funcionais **S1**, **L<sub>0</sub>**, **MP**, **D** e **P** (figura 6).

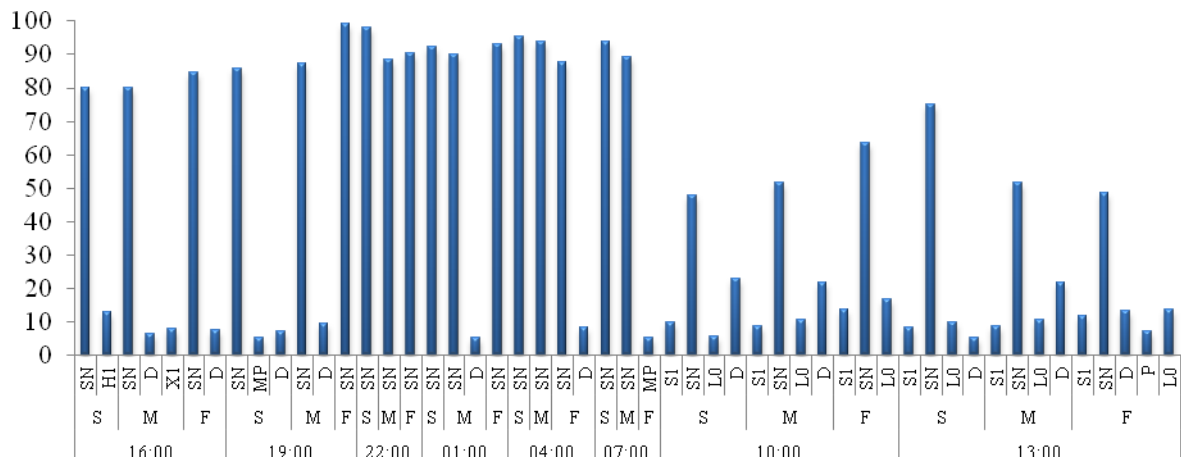


Figura 6: Variação da abundância dos grupos funcionais descritores em função da profundidade de coletas e das horas.

Mudança na composição dos grupos funcionais coincidiu com o período de maior  $Z_{mix}$ , havendo aumento na contribuição relativa dos grupos **D** e **X1**, representado por diatomáceas e clorófitas, respectivamente, durante o mês de fevereiro de 2012, nesse período foram registrados aumentos na transparência, turbidez na zona fótica, condutividade nas zonas fótica e afótica e fósforo total na zona fótica (Figura 7).

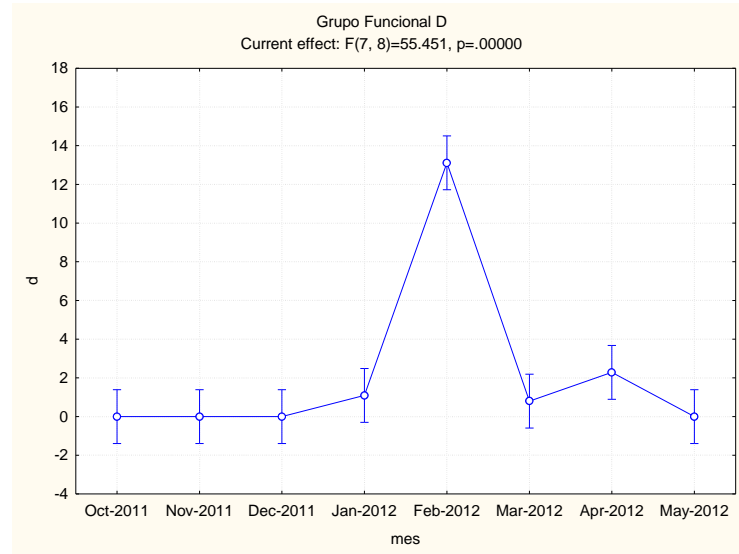


Figura 7: Biovolume do grupo funcional **D**, pico em fev/2012.

Entre as cianobactérias, foi constatada a presença de cepas produtoras de microcistina e saxitoxina no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral (Figura 8). Todos os valores de saxitoxina registrados estão de acordo com os estabelecidos como limite ( $3 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) pela portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde para água destinada ao abastecimento humano, já em relação aos valores registrados para microcistina pôde-se observar a ocorrência de valores superiores ao máximo ( $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) estabelecido pela referida portaria entre os meses de outubro e dezembro de 2011.

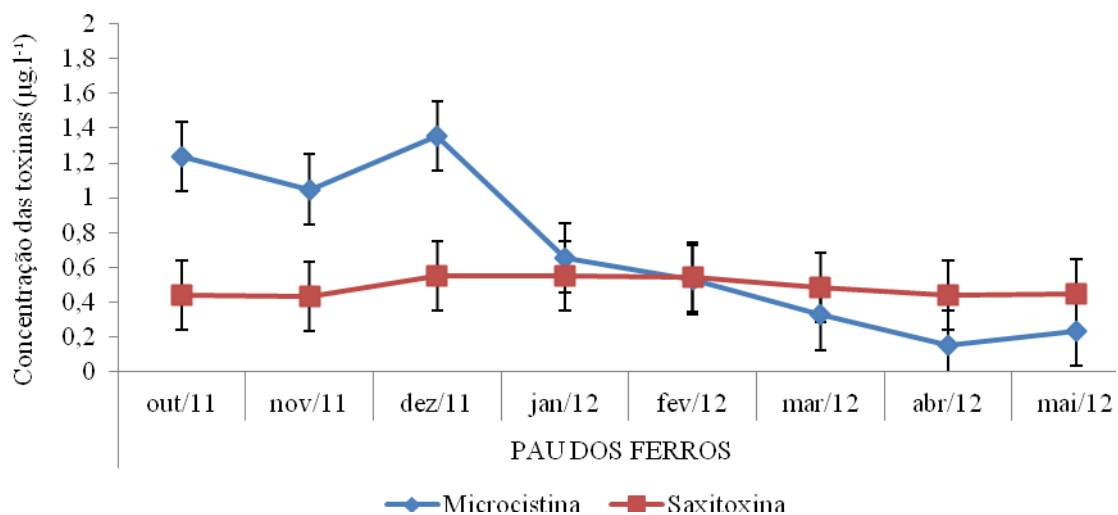


Figura 8: Toxinas registradas no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral.

#### 4. Discussão

Lagos e reservatórios do semiárido brasileiro estão sujeitos a períodos importantes de escassez hídrica e são caracterizados por apresentarem baixo fluxo, elevado tempo de residência da água associado a um balanço hídrico negativo e altas temperaturas registradas durante a maior parte do ciclo hidrológico (Barbosa et al. 2012).

A ocorrência de estiagem tem influência direta sobre as condições hidrológicas dos reservatórios. Em geral, nesses eventos, a redução do nível do reservatório está diretamente associada à diminuição da qualidade da água (Bouvy et al. 2003). Alterações importantes também ocorrem na estrutura térmica e regime de luz, as quais passam a atuar como fatores limitantes para a comunidade fitoplanctônica (Carpenter et al., 1992). Além destes, a redução do volume, da área superficial, altas taxas de evaporação da água e alta quantidade de nutrientes atuam conjuntamente para promover o crescimento excessivo da biomassa fitoplanctônica, com destaque as cianobactérias, que frequentemente dominam o fitoplâncton em reservatórios rasos do semiárido brasileiro (Bouvy et al., 1999; Panosso et al. 2007; Costa et al. 2009).

Os reservatórios rasos são ecossistemas dinâmicos em termos de estrutura e função, caracterizados por períodos de mistura pouco contínua e irregular, dependendo das condições climáticas e morfometria do reservatório. Na região tropical, esses reservatórios estão submetidos à estratificação diária, tendo em vista o aquecimento da camada superficial (Esteves, 1998). Nesses ambientes, frequentemente, os nutrientes armazenados no sedimento são disponibilizados para os organismos devido à difusão ou ressuspensão contribuindo para acentuar o problema da eutrofização. (Rio, 2003).

A biomassa do fitoplâncton no reservatório Pau dos Ferros apresentou valores elevados, os quais, são condizentes com os encontrados em reservatórios eutróficos durante a estação seca. Os valores de biomassa registrados estão de acordo com os relatados em outros reservatórios rasos e eutróficos brasileiros (Huszar et al. 2000; Costa et al. 2009) e mostaram-se inferiores aos registrados por Panosso et al. 2007 em dois reservatórios eutróficos localizados no semiárido do Rio Grande do Norte.

Fenômenos climáticos tem importante influência sobre a ecologia do fitoplâncton, a mudança de temperatura, por exemplo, pode ser um fator determinante para a ocorrência de variação na composição da comunidade fitoplanctônica (Calijuri et al. 2002; Briand et al. 2004). Os padrões térmicos de circulação e mistura nos reservatórios são justificados devido ao resfriamento ou aquecimento da camada superficial da água pela ação dos ventos o que traz importantes implicações sobre comportamentos ópticos e químicos da água (Reynolds, 1984). Estudo realizado por Dantas; Bittencourt-Oliveira; Moura, 2012 em reservatório

localizado na região semiárida do nordeste do Brasil constatou que as associações C e SN ocorreram no ecossistema raso com mistura térmica e exibiram variação sazonal nos meses com temperaturas da água mais elevadas, trata-se de um resultado semelhante ao obtido no referido estudo.

O aumento da biomassa fitoplanctônica é registrado em períodos nos quais ocorre maior estabilidade da coluna d'água (Figueredo and Giane, 2001) a condição de equilíbrio se estabelece com o sucesso isolado de uma a três espécies (Padisák et al. 2003). Reservatórios tropicais são tradicionalmente considerados ecossistemas expostos à baixa variabilidade climática, portanto, suportam assembléias uniformes que podem persistir durante todo o ano (Melack, 1979). Este fato pôde ser constatado durante a amostragem mensal, tendo em vista que o grupo funcional SN, composto, nesse caso, unicamente por *Cylindrospermopsis raciborskii* (SN) contribuiu com mais de 80% da biomassa total (Sommer et al. 1993). Este grupo mostrou ser favorecido por determinadas condições morfológicas e hidrológicas do reservatório como o alto pH, temperatura e constata estabilidade térmica da coluna d'água. Souza et al. 2008 apontam que *Cylindrospermopsis raciborskii* é tolerante a baixa luminosidade e consegue se dispersar por toda a coluna da água durante os períodos de isoterminia. O grupo SN também é frequentemente encontrado em reservatórios rasos com camadas misturadas e quentes ( Huszar et al. 2000; Moura et al. 2007; Tucci e Sant'anna, 2003).

A coexistência das associações **S<sub>N</sub>- S1- H1- MP-L<sub>0</sub>** foi observada durante o estudo. As mudanças ambientais agiram selecionando certas características ou atributos das algas (Reynolds et al. 2000), as quais compartilham as capacidades de tolerar a mistura e deficiência de luz (Naselli-flores, 2000; Nixdorf et al. 2003), regular a flutuabilidade além de serem consideradas oportunistas (Melo and Huszar, 2000). Associações de diatomáceas **D** e clorofíceas **X1** sucederam as populações de cianobactérias em períodos marcados por maior instabilidade no sistema, causadas pelo vento ou chuva (Nabout et al. 2006).

Problemas de saúde pública tem sido atribuídos a presença de cianobactérias na água para abastecimento humano (Chorus and Barthram, 1999), na maioria dos casos documentados de doenças humanas associadas às cianobactérias, a absorção e ingestão de água aparecem como as principais vias de contaminação (WHO, 2003). Fatores ambientais como o longo tempo de residência da água durante os anos secos estão diretamente relacionados com o aumento da biomassa de cianobactérias e a possibilidade de existirem cepas produtoras de toxinas (Romo et al. 2012).



As concentrações de microcistina e saxitoxina registradas durante o estudo podem ser atribuídas à dominância dos grupos funcionais **H1** e **S<sub>N</sub>**, respectivamente. A produção de neurotoxinas e hepatotoxinas por *Cylindrospermopsis raciborskii* foi constatada em outros reservatórios do semiárido brasileiro (Lagos et al. 1999, Bouvy et al. 1999, Molica et al. 2005, Nascimento et al. 2000), onde a espécie estabelece florações frequentes e domina o fitoplâncton.

Em síntese, nenhuma variação vertical ou nictemeral significativa foi encontrada no reservatório para as variáveis estudadas. O regime hidrológico e climático teve influência sobre a distribuição dos grupos funcionais fitoplanctônicos tanto na variação mensal quanto nictemeral, o grupo funcional **S<sub>N</sub>** esteve distribuído em toda a coluna d'água durante todo o período amostral corroborando com a hipótese de que florações de cianobactérias são permanentes durante os períodos de estiagem, quando as condições hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis, sendo verificados baixa transparência e elevado tempo de residência da água. Maior representatividade dos outros grupos funcionais foi registrada durante o período diurno e em períodos marcados por maior Z mix.

## Referências

- ANAGNOSTIDIS, K. and KOMÁREK, J. , 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. Stuttgart, *Arch. Hydrobiol./suppl.* 80: 1-4, Algal. Studies, vol. 50, no. 53, p. 327-472.
- APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2000. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, Washington, DC, 20 ed.
- BARBOSA, FAR. and PADISÁK, J. 2002. The forgotten lake stratification pattern: atelomoxis, and its ecological importance. *Verhandlugen des internationalen Verein Limnologie*, vol. 28, p.1385-1395.
- BARBOSA, JEL., MEDEIROS, ESF., BRASIL, J., CORDEIRO, RS., CRISPIM, MCB. and SILVA, GHG., 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: lymnology and management. *Acta Limnoogica Brasiliensia*, vol. 24, no. 1, p.103-118.
- BARBOSA, LG., BARBOSA, PMM., and BARBOSA, FAR. 2011. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. *Acta limnologica Brasiliensia*, vol. 23, no.1, p.63-73.
- BOURRELLY, P. 1981. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, in: *Les algues jaunes et brunes*, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées. N. Boubée & Cie Paris, 517 p.
- BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. and BECKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.*, vol. 20, no. 3, p. 285–297.
- BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. and BECKER, B. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquat. Microb. Ecol.*, vol. 25, no. 3, p. 215–227.
- BOUVY, M., NASCIMENTO, MS., MOLICA, RJR., FERREIRA, A., HUSZAR, VLM. and AZEVEDO, MFO. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brasil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, vol. 493, p. 115-130.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.** Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: < [http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria\\_2914\\_12\\_12\\_2011.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_2914_12_12_2011.pdf) > Acesso em: 12 out. 2012.
- BRIAND, JF., LÉBOULANGER, C., HUMBERT, J., BERNARD, C., and DUFOUR, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *J Phycol*, vol. 40, p. 231–238.

- CALIJURI, MC., DOS SANTOS, ACA., and JATI, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *J Plankton Res*, vol. 24, no. 7, p. 617–634.
- CARPENTER, SR., CARACO, DL., CORREL, RW., HOWARTH, RW., SHARPLEY, AN. and SMITH, VH. 1998. Nompoin pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, vol. 8, no. 3, p. 559-568.
- CHORUS, I., BARTRAM, J. 1999. Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management. *E & FN Spon*, London, 416 p.
- CHU, et al. 1989. Production and characterization of antibodies against microcystin. *Appl. Environ. Microbiology*, vol. 55, p. 1928-1933.
- COLE, GA. 1994. *Textbook of limnology*. 4. ed. Illinois: Waveland Press, 412 p.
- COSTA, IAS. et al. 2009. Dinâmica de Cianobactérias em Reservatórios Eutróficos do Semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, vol. 13, p. 382-401.
- DANTAS, EW., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., MOURA, AN., 2012. Dynamics of phytoplankton association in three reservoirs in northeastern Brasil assessed using Reynold's theory, *Limnologica*, vol. 42, p. 72-80.
- ESTEVES, FA. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2ed. Rio de Janeiro: Interciência, 609p.
- FIGUEREDO, CC. and GIANI, A. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 445, no1-3, p. 165-174.
- FIGUEREDO, CC. and GIANI, A. 2009. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciboskii*. *Limnologica*, vol. 39, p. 264–272.
- GEORGE, DG. and HEAVEY, SI. 1978. Factors influencing the spatial distribution of phytoplankton in a small productive lake. *J. Ecol.*, vol. 66, no. 1, p. 133-155.
- HILLEBRAND, H. et al. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, vol. 35, p. 403–424.
- HUSZAR, VLM., SILVA, LHS., MARINHO, M., DOMINGOS, P., SANT'ANNA, CL. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, vol. 424, p. 67-77.
- ISHII, IH. 1987. *Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias*, MG, [Dissertação de mestrado] DCB/UFSCAR, São Carlos, 159 p.
- JEPPESEN, AM. and CHRISTOFFERSEN, K. 1987. Measurements of Chlorophyll-a from Phytoplankton Using Ethanol as Extraction Solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie*, vol. 109, no. 3, p. 445 – 454.

JEPPESEN, E., JENSEN, JP., SONDERGAARD, M. et al. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Frechw. Biol.*, vol. 45, p. 201-218.

JEPPESEN E. et al. Climate change effect on nitrogen loading from catchment in Europe: implications for nitrogen retention and ecological state of lakes and adaptations- *Hydrobiologia*, v. 663 p.1-21, 2011.

KOMÁREK, J. and ANAGNOSTIDIS; K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4- Nostocales. *Arch. Hydrobiol. Supply*, Stuttgart, vol. 82, p. 247-345.

KOMÁREK, J. and ANAGNOSTIDIS, K. 1999. *Cyanoprokariota*, 1: Chroococcales. Pp. 1-548 In: H. Ettl; G. Gärtner; H. Heyning & D. Möllenhauer. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, vol. 19, no. 1, 515 p.

LAGOS N., ONODERA, H., ZAGATTO, PA., ANDRINOLO, D., AZEVEDO, SMFQ. and OSHIMA, Y. 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, vol. 37, p. 1359-1373.

LORENZEN, CJ. 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography* , vol. 12, no. 2, p. 343-346.

LUND, JWG., KIPLING, C. and CREN, ED. 1958. The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, vol. 11, p. 143-170.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Editorial Ômega, Barcelona, 1009 p.

MELACK, JM., 1979. Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. *Oecologia* (Berlin), vol. 44: p. 1-7.

MELO, S., HUSZAR, VLM. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton research*, vol. 22, no.1, p. 63-76.

MOLICA, RJR., OLIVEIRA, EJA., CARVALHO, PVVC., COSTA, ANSF., CUNHA, MCC., MELO, GL. and AZEVEDO, SMFO. 2005. Occurrence of saxitoxins and an anatoxina(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful algae*, vol.4, p. 743-753.

MOURA, AN., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., DANTAS, EW., ARRUDA-NETO, JDT. 2007. Phytoplanktonic Associations: A Tool to Understand Dominance Events in a Tropical Brazilian Reservoir. *Acta Bot. Brasil.*, vol. 2, no. 3, p. 641-648.

NABOUT, JC., NOGUEIRA, IS., OLIVEIRA, IG. 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *J. Plankton Res.*, vol. 28, p. 181-193.

NASCIMENTO, SM., MOLICA, RJR., BOUVY, M., FERREIRA, A., SILVA, LHS., HUSZAR, VLM. and AZEVEDO, SMFO. 2000. Toxic cyanobacterial blooms in the Tapacurá reservoir, northeast Brazil. *Conference abstracts of the IX International Conference on Harmful Algal Bloom*, Hobart, Australia, 7–11 February 2000.

NASELLI-FLORES, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationship between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, vol. 424, p. 1-11.

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

PADISÁK, J., BARBOSA, FAR., KOSCHEL, R. and KRIENITZ, L. 2003. Deep layer cyanoprokaryota maxima in temperate and tropical lakes. *Archives of Hydrobiology Special Issues in Advanced Limnology*, vol. 58, p.175-199.

PADISÁK, J. et al. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, vol. 621, p. 1–19.

PAERL, HW., and HUISMAN, J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, vol. 320, p. 57–58.

PANOSSO, RF., COSTA, IAS., SOUZA, NR, ATTAYDE, JL., CUNHA, SRS. and GOMES, FCF. , 2007. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, vol. 11, p. 433-449.

PAYNE, AI. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York, John Willey. 301 p.

REYNOLDS, CS. 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: TUNDISI, JG., STRAŠKRABA, M. (ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, cap. 19, p. 439-456.

REYNOLDS, CS., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Pres., 384 p.

REYNOLDS, CS.; HUSZAR, VLM., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. and MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. vol. 24, p. 417-428,

REYNOLDS, CS. 2006. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 535 p.

RIO, CMG. 2003. *Modelagem da circulação de um reservatório tropical polimítico*. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, 196p.

RIO GRANDE DO NORTE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos hídricos-SEMARNH, Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte- IDEMA (2008). *Perfil de seu Município/Pau dos Ferros*. disponível em

<[http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio\\_economicos/enviados/erfil\\_municipio.asp](http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/enviados/erfil_municipio.asp)>, Acesso em: 02 jul 2012.

ROMO, S., SORIA, J., FERNÁNDEZ, F., OUAHID, Y., and BARÓN-SOLÁ, A. 2012. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, p. 1-10.

ROUND, FE. 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal*, vol. 6, p. 235-264.

SCHEFFER, M., HOSPER, SH., MEIJER, ML., MOSS, B. and JEPPESEN, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 8, p. 275–279.

SIMONSEN, R. 1979. *The diatom system: ideas on phylogeny Bacillaria*, vol 12, p. 9-71.  
 SOUZA, MBG., BARROS, C., BARBOSA, FAR., HAJNAL, É., and PADISÁK, J. 2008. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 607, p. 211-224.

SOMMER, U., PADISÁK, J., REYNOLDS, CS. and JUHÁSZ-NAGY, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity- disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, vol. 249, p. 1-7.

TUCCI, A. and SANT'ANNA, CL., 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynka) Seenayya and Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Rev. Brasil. Bot.*, vol. 26, no. 1, p. 97-112.

TUNDISI, JG. 1990. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Rev. Bras. Biol.*, Rio de Janeiro, vol. 50, no. 4, p. 937- 955.

TUNDISI, JG. et al. 1993. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRAŠKRABA, M. et al. (Ed.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, cap. 2, p. 25-55.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Ver Limnol*, vol. 9, p. 1–38.

VALDERRAMA, JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, vol 10, p. 109-122.

WETZEL, RG. and LIKENS, GE. 2000. *Limnological Analyses*, 3. ed. Springer, New York.

WHO 2003. Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Coastal and Freshwaters. WHO Document, Geneva.

### **CAPÍTULO 3**

## **A percepção ambiental como etapa primordial para a preservação dos recursos hídricos: estudo de caso com a população de um município do semiárido brasileiro.**

Ana Paula Cardoso Silva e Ivaneide Alves Soares da Costa

**(Artigo a ser submetido à Revista Ambiente e Educação)**

A percepção ambiental como etapa primordial para a preservação dos recursos hídricos: estudo de caso com a população de um município do semiárido brasileiro.

## RESUMO

A percepção dos conhecimentos prévios dos indivíduos em relação ao uso e qualidade de água é relevante no processo de sensibilização ambiental para a preservação dos recursos hídricos. Foi realizado um estudo de percepção ambiental com educadores, alunos do ensino fundamental e médio de duas escolas estaduais, bem como com representantes do público não escolar do município de Pau dos Ferros, região semiárida do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. Visitas foram realizadas às escolas e casas para identificação do público-alvo e aplicação de questionários. Os resultados mostraram que os conhecimentos evidenciados por educadores, alunos e público não escolar em relação à problemática da qualidade de água na região semiárida, incluindo sobre os termos eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas e a relação com a saúde, na maioria das vezes, estão pautados no senso comum. Também foi evidenciado que a dinâmica e ecologia dos ecossistemas aquáticos das regiões semiáridas são, em parte, desconhecidas pelo público-alvo. Em virtude disso, o desenvolvimento de atividades de Educação Ambiental voltadas para a necessidade de preservação dos recursos hídricos apresenta-se como um tópico relevante a ser considerado na agenda política para melhorar a convivência das populações com o semiárido.

**Palavras-Chave:** Percepção Ambiental. Qualidade de água. Eutrofização. Cianobactérias. Cianotoxinas.

## ABSTRACT

The perception of prior knowledge of individuals in relation to the use and quality of water is important in the environmental awareness for the preservation of water resources. We conducted a study of environmental perception with educators, elementary school students and middle two state schools, as well as representatives of the public school in the city of Pau dos Ferros, semiarid region of Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. Visits were made to schools and homes to identify the target audience and questionnaires. The results showed that the knowledge evidenced by educators, students and public school not in relation to the issue of water quality in the semiarid region, including the terms of eutrophication,



cyanobacteria, cyanotoxins and relationship to health, in most cases, are graded in common sense. It was also confirmed that the dynamics and ecology of aquatic ecosystems of semiarid regions are, in part, unknown to the audience. As a result, the development of environmental education activities focused on the need to preserve water resources presents itself as a relevant topic.

Keywords: Environmental Perception. Water quality. Cyanobacteria. Cyanotoxins.

## 1. INTRODUÇÃO

Apesar de ser essencial à vida humana e à economia de todas as regiões do planeta, há permanentes ameaças ao ciclo hidrológico, à quantidade e qualidade de água. Os usos múltiplos da água estão produzindo impactos sobre a economia, a saúde, o abastecimento e, de maneira geral, afetando a qualidade de vida das populações. (TUNDISI, 2005, p. 25).

Na região semiárida brasileira, as condições locais, como: eventos chuvosos irregularmente distribuídos, período de estiagem prolongado, altas temperaturas registradas ao longo do ciclo diário ou anual e intensa evaporação da água (BOUVY, et al., 2001; 2003; COSTA et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2005; MOLICA et al., 2005) aliadas à contaminação por efluentes domésticos ou industriais não tratados e resíduos oriundos das atividades agrícolas constituem importantes fatores na determinação da ocorrência de eutrofização dos corpos hídricos, processo que resulta no crescimento exagerado de microalgas, destacando-se em ambientes de água doce as cianobactérias.

As florações de cianobactérias ocasionam um sério desequilíbrio no ecossistema aquático cujas principais consequências são a progressiva degeneração da qualidade ambiental e a inviabilização do uso da água para múltiplas finalidades, principalmente, devido ao fato de algumas espécies de cianobactérias produzirem metabólitos secundários, com destaque às cianotoxinas, que podem afetar a saúde humana e de animais (CHORUS; BARTRAN 1999; CARMICHAEL 2001).

O fato desta problemática se fazer presente no cotidiano da sociedade e interferir em aspectos relacionados à saúde, economia e qualidade ambiental torna necessária a mobilização dos vários setores da sociedade: autoridades civis, instituições governamentais e não governamentais bem como a comunidade local para que discuta questões, compreenda o problema e se torne agente na conservação dos recursos hídricos e meio ambiente. Diante

desse contexto, a percepção ambiental mostra-se relevante, tendo em vista que parte da realidade de um público-alvo, baseando-se em conceitos construídos a partir de conhecimentos, experiências; crenças; emoções; cultura e ações (FAGGIONATO, 2005) para compreender as relações do ser humano com o ambiente no qual está inserido, neste caso, as percepções individuais ou coletivas resultam em respostas ou manifestações frente a uma realidade ou contexto (ROSA & SILVA, 2002).

Aliada à percepção ambiental, a educação ambiental (EA) apresenta-se como uma ferramenta que visa a induzir dinâmicas sociais, de início na comunidade local e, posteriormente, em redes mais amplas de solidariedade, promovendo a abordagem colaborativa e crítica das realidades socioambientais como também uma compreensão autônoma e criativa dos problemas que se apresentam ou das soluções possíveis para eles (SAUVÉ, 2005, p. 317).

Segundo JACOBI (2005) o desafio político-ético da educação ambiental, apoiado no potencial transformador das relações sociais, encontra-se estreitamente vinculado ao processo de fortalecimento da democracia e da construção de uma cidadania ambiental visando a despertar interesse pelas questões ambientais, no presente contexto, sobretudo às questões relacionadas à manutenção da qualidade de água, bem de uso comum da humanidade.

O presente estudo esteve focado na análise das percepções de alunos, educadores e público não escolar, principalmente, pelo fato de elas resultarem de uma aprendizagem espontânea, social, culturalmente situada e condicionada que tem origem nas experiências e interações de cada indivíduo (KRÜGER, GIL, 2005). Tal abordagem constitui uma etapa inicial e primordial em estudos que visem à sensibilização da comunidade e formação cidadã, com ênfase à formação de agentes multiplicadores de conhecimentos relacionados à preservação ambiental. Portanto, o objetivo do estudo é analisar as percepções de alunos, educadores e público não escolar no que diz respeito ao entendimento sobre qualidade de água, incluindo aspectos relacionados aos múltiplos usos, formas de contaminação, microbiota presente nos corpos hídricos do município de Pau dos Ferros, que está inserido na região semiárida do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil.

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1 Área de Estudo**

O município Pau dos Ferros localiza-se na região oeste do estado do Rio Grande do Norte (RN), semiárido do Brasil, às margens da bacia do rio Apodi-Mossoró cujo barramento Pau dos Ferros

constitui fonte de água para múltiplas finalidades, incluindo abastecimento humano para os habitantes do município e cidades vizinhas.

De maneira geral, pode-se reconhecer que a referida bacia vem sofrendo constantes impactos, provenientes da lixiviação de fertilizantes e pesticidas das diversas atividades agrícolas desenvolvidas no entorno do rio; carreamento de material alóctone; além das constantes descargas de esgotos domésticos e industriais lançados em toda a extensão da bacia. Estas constituem as principais formas de poluição difusa identificadas (OLIVEIRA et al. 2009, p. 19).



Figura 1- Localização do município de Pau dos Ferros/RN

Fonte: IBGE

## 2.2 Procedimentos metodológicos

A pesquisa qualitativa foi adotada como principal metodologia durante o estudo, tendo em vista que ela trabalha com o universo dos significados, motivos, aspirações, crenças, valores e atitudes, que correspondem a um espaço mais profundo das relações, dos processos e dos fenômenos (BOGDAN, 1994).

A pesquisa consistiu na aplicação de um questionário, no mês de dezembro de 2012, a 16 educadores (tabela 1) e 60 alunos com distribuição aleatória entre o 6º ano do ensino fundamental e o 3º ano do ensino médio de duas escolas estaduais localizadas na cidade de Pau dos Ferros. O mesmo questionário foi aplicado sob a forma de entrevista a 34 cidadãos pertencentes a um público não escolar, totalizando 110 questionários aplicados com o intuito de averiguar as concepções prévias em relação à qualidade de água e temas relacionados.

Tabela 1: Distribuição dos educadores por área de atuação.

ATUAÇÃO	NÚMERO
Linguagens, códigos e suas tecnologias	4

Ciências da natureza e suas tecnologias	2
Matemática e suas tecnologias	2
Ciências Humanas e suas tecnologias	4
Profissional de telessala	1
Coordenador pedagógico	1
Auxiliar administrativo	1
Bibliotecário	1
<b>Total</b>	<b>16</b>

O questionário era composto por 23 questões, sendo 10 fechadas, 10 semiabertas, ou seja, com possibilidade de complementação e 3 abertas, posteriormente, as questões foram subdivididas em 4 eixos temáticos: (1) Importância da qualidade de água do reservatório, (2) Formas de contaminação, (3) Relação entre eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas e saúde (4) Atuação cidadã para a preservação dos recursos hídricos.

Em síntese, o questionário buscava identificar: no primeiro eixo, as concepções sobre múltiplos usos do reservatório e qualidade de água, no segundo eixo se havia identidade entre as formas de poluição da barragem e os múltiplos usos pela população, no terceiro, se existia conhecimento sobre a eutrofização, cianobactérias, a produção de toxinas e era possível identificar a relação com a saúde humana e no quarto, se havia conhecimento da população sobre como atuar enquanto cidadão no processo de preservação dos recursos hídricos.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Perfis do público

A faixa etária dos educadores que responderam ao questionário esteve compreendida entre 29 e 52 anos, sendo a maioria (76,9%) do sexo feminino, vale ressaltar que todos os professores são formados na área da disciplina que lecionam e dois possuem pós-graduação. A faixa etária dos alunos variou entre 10 e 18 anos, a maioria cursa o ano letivo adequado para sua faixa etária, destes, aproximadamente, 60% pertencem ao sexo feminino. O público não escolar entrevistado, no estudo, apresentou variação de idade entre 18 e 82 anos e distribuição equitativa em relação ao sexo.

#### 3.2 Eixo temático 1- Importância da qualidade de água do reservatório

A primeira questão buscou identificar a importância do reservatório Pau dos Ferros para o público-alvo da pesquisa, mais de uma alternativa poderia ser citada, portanto, à

referente ao uso do reservatório como fonte de água para a população foi predominante, tendo em vista ter sido escolhida por, aproximadamente, 85% dos educadores, 80% dos alunos e 94% do público não escolar.

Vale ressaltar que a importância para outras finalidades também foi reconhecida, embora tenha sido apontada com menor expressão, a importância para piscicultura e recreação. Na opção outros, foram destacados: a importância da água para a economia, a sua relação enquanto fonte de poluição e veiculação de doenças.

A segunda questão indagava se a água recebida nas casas era suficiente para suprir as necessidades individuais. Em relação a esse aspecto, foram detectadas algumas controvérsias, conversa informal com o público-alvo revelou que parte da população não utiliza a água para consumo humano, a qual é comprada ou retirada de poços. No entanto, 46% dos educadores, 78% dos alunos e 74% do público não escolar indicaram afirmativamente que a água vinda da central de abastecimento é suficiente para suprir as necessidades individuais.

Na terceira questão, o público deveria marcar uma alternativa entre sim, não e não sei para responder se a água recebida em casa era considerada de boa qualidade. 92% dos educadores, 55% dos alunos e 82% do público não escolar consideram que a água recebida, mesmo após passar pela Estação de Tratamento de Água (ETA), possui má qualidade e ainda argumentaram que durante a estiagem prolongada de 2012 algumas vezes foi verificada a presença de cor e cheiro na água proveniente da barragem. (figura 1).

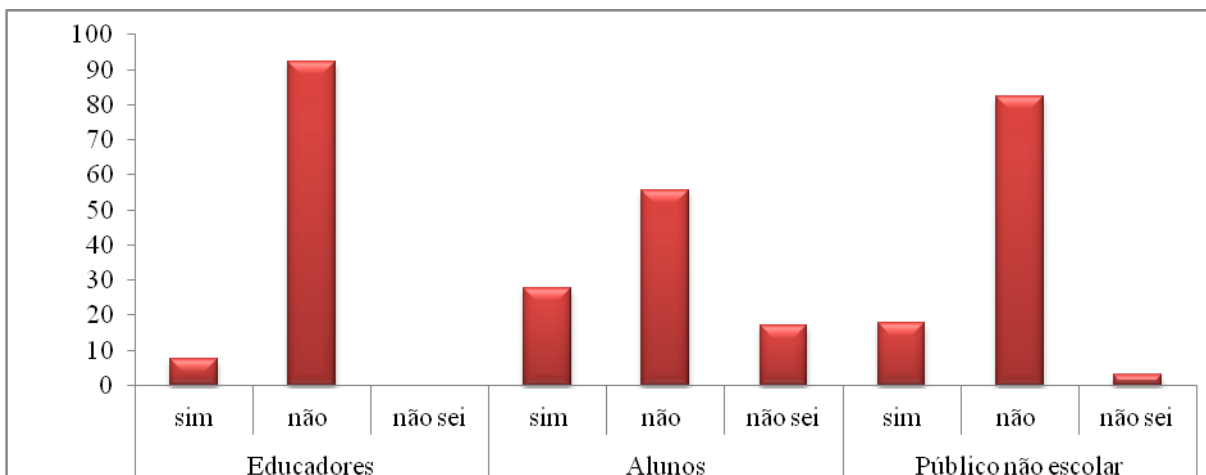


Figura 2: Percentual de respostas sobre a questão referente à água recebida em casa, após passar pela estação de tratamento, ser considerada de boa qualidade.

A quarta questão teve como objetivo identificar a percepção do público-alvo em relação às características da água de boa qualidade. A ausência de coloração foi apontada por aproximadamente 50% dos educadores, alunos e público não escolar. Todos os educadores e integrantes do público não escolar revelaram a ausência de odor e microrganismos como um

aspecto relevante, entretanto, o mesmo não foi identificado pela maioria dos estudantes. A ausência de substâncias químicas provenientes de esgotos foi apontada como relevante pelos educadores, integrantes do público não escolar e aproximadamente metade dos estudantes.

Na quinta questão, perguntava-se qual o tratamento dado à água recebida nas casas. Mais da metade dos educadores (54%) e público não escolar (76%) informaram não beber a água fornecida pela Barragem Pau dos Ferros, utilizá-la para as outras atividades domésticas e não tratá-la, tendo em vista já ter passado por uma Estação de Tratamento de Água. Entre as outras opções foram citadas: filtração com filtro de barro (17 citações), pano (5 citações), filtro comercial (18 citações), fervura (6 citações), fervura e filtração (9 citações).

Em síntese, pôde-se constatar que o público-alvo compreende a importância fundamental do corpo hídrico para os habitantes do município e tem uma noção ainda que superficial e pautada no senso comum sobre as características de uma água de boa qualidade. Estudo similar, realizado na região semiárida do Rio Grande do Norte, por PETROVICH e ARAÚJO (2009) revela que existe uma percepção de grande valorização do corpo hídrico como também a de que sua utilidade não se restringe ao consumo humano, mas a múltiplas funcionalidades que possui.

### 3.3 Eixo temático 2- Formas de contaminação

O presente eixo visava identificar se havia percepção da relação entre as formas de contaminação do reservatório e os múltiplos usos pela população. A sexta questão indagava se o público acreditava que o lixo e esgoto produzido individualmente atingia o reservatório, possuía as alternativas: sim, não, não sei e nunca pensei nisso. A maioria dos educadores (54%) e alunos (53%) acredita atingir, já o público não escolar (40%) acredita não atingir, grande parte destes preferiram não responder à questão.

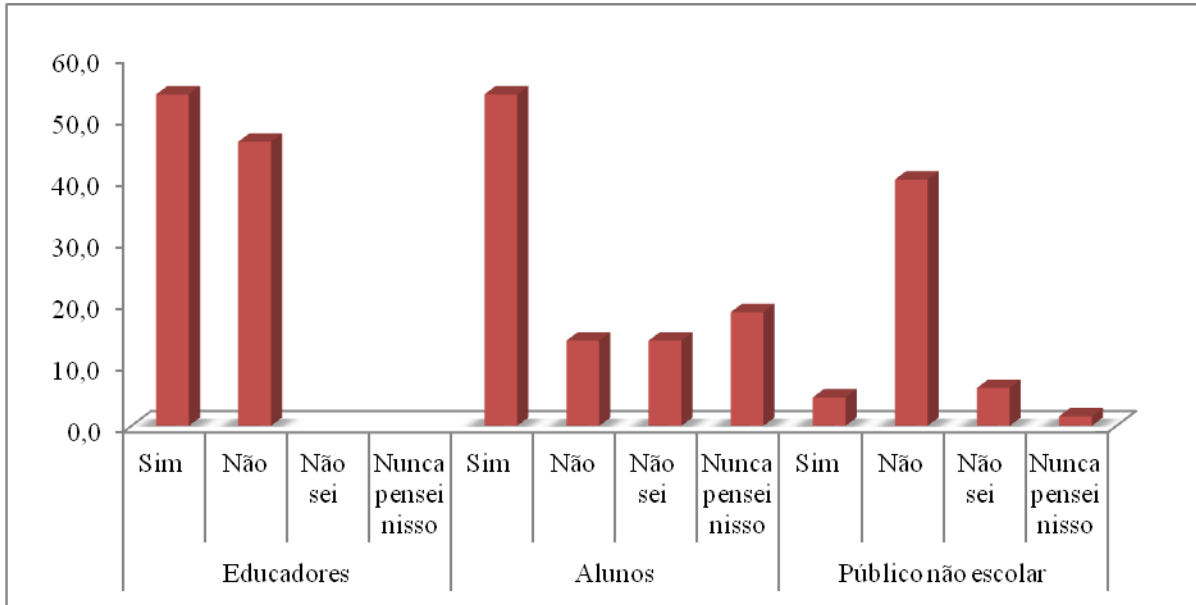


Figura 3: Concepções de alunos, educadores e público não escolar a respeito da contaminação da Barragem Pau dos Ferros por lixo e esgoto.

Questão semelhante aplicada por ARAÚJO et al. 2011 também demonstra um alto percentual de educadores que não se identifica com a produção de lixo e esgoto e consequente contaminação do reservatório por esses resíduos, isso demonstra que os respondentes não tem conhecimento de que somos todos produtores de esgotos, e isso pode ter implicação no modo como tratam o tema com seus alunos.

### 3.4 Eixo temático 3- Relação entre eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas e saúde

Da oitava à décima quarta questão, o público-alvo respondia se já ouviram falar em eutrofização, cianobactérias, microcistinas e saxitoxinas (toxinas produzidas pelas cianobactérias) e se saberiam relacionar esses termos entre si e com a saúde humana. A maioria (porcentagem superior a 50%) não conhece os referidos termos. Embora, tenha sido possível reconhecer que o termo cianobactérias é mais popular quando comparado aos demais (Figura 3).

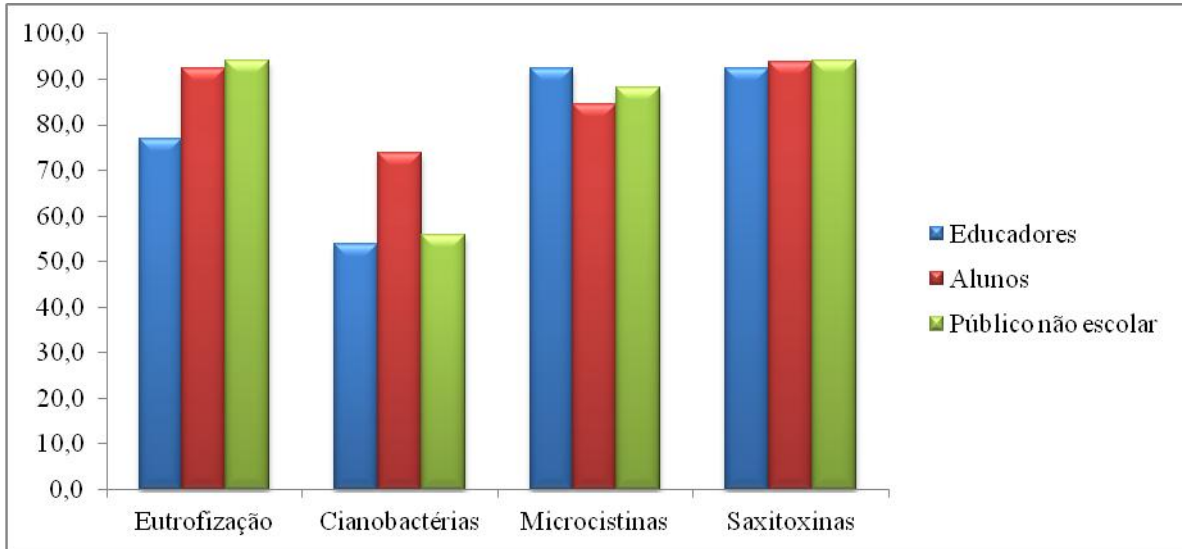


Figura 4: Percentual de “não ouvi falar” sobre os termos eutrofização, cianobactérias, microcistinas e saxitoxinas em relação as respostas dos educadores, alunos e público não escolar.

Pôde-se também constatar que não houve percepção da relação entre eutrofização e cianobactérias, demonstrando, portanto, total desconhecimento de uma problemática que afeta os recursos hídricos e pode causar sérios danos, principalmente, quando se trata da região semiárida, na qual a população já convive com os problemas da escassez entre outros relacionados à diminuição da qualidade de água. SODRÉ-NETO e ARAÚJO (2008) argumentaram sobre a existência desta fragilidade e a relacionaram com o fato de os conteúdos programáticos das disciplinas não estarem adequados aos problemas regionais ou mesmo, haver a necessidade de uma maior divulgação científica para complementar os conhecimentos sobre o assunto.

De acordo com LUCATTO e TALAMONI, pág 390 (2007) a educação e a escola tem o papel essencialmente importante de sistematizar o conhecimento, bem como possibilitar a formação de cidadãos suficientemente informados, conscientes e atuantes, para que as questões possam não apenas ser discutidas, mas que soluções sejam buscadas para as mesmas.

O propósito primário para a exigência de qualidade da água é a proteção à saúde pública. Os principais agentes biológicos descobertos nas águas contaminadas são as bactérias patogênicas, os vírus e os parasitas (D'ÁGUILA et al. 2000). A ocorrência de cianobactérias na água e a potencial produção de toxinas (microcistinas e saxitoxinas) embora sejam reconhecidas como problemas de saúde pública por algumas instituições que regulamentam sobre a potabilidade da água (Ministério da Saúde, Portaria 2.914/2011) ou sua utilização para múltiplas finalidades (Resolução CONAMA 357 de março de 2005), esse risco potencial ainda não é apontado pelo público-alvo, como também não é devidamente abordado nas escolas, o que pode ser constatado pelo fato de porcentagem superior a 50% dos educadores, 70% dos alunos e 60% do público não escolar não saberem se as microcistinas e saxitoxinas podem ser prejudiciais à saúde. Os que responderam afirmativamente à questão apresentaram concepções espontâneas algumas vezes consideradas vagas ou errôneas sobre o que são



microcistinas e saxitoxinas e a forma como afetam a saúde, tais como: “são produtos químicos”, “transmitem toxinas ao corpo”, outros responderam que as referidas toxinas afetam a saúde podendo causar “problemas intestinais”, “disenteria”, “diarréia”, “vômito”, “doença de pele” ou “câncer”.

A décima quinta questão tinha como objetivo identificar a percepção do público sobre o que deixa a água da barragem esverdeada. A maioria relacionou à presença de microrganismos, em segundo lugar em citações, ocorreu a opção outros com as seguintes respostas dos alunos: “lixo e esgoto”, “poluição”, “dejetos de outras pessoas”, “lodo”, “detritos de animais e pessoas”. Já o público não escolar relacionou a ocorrência do fenômeno com a estiagem atípica verificada durante o ano de 2012, o que pode ser constatado pelas respostas: o “baixo nível da água”, “ausência de sangria”, “falta de chuvas” ou à contaminação por diversos fatores como o “lixo, lodo e lama”.

A questão seguinte indagava sobre a possibilidade de consumir a água esverdeada e contava com as alternativas: sim, para o caso de ser possível, não e não sei. Nesse caso, 77% dos educadores, 85% dos alunos e 94% do público não escolar informaram que a água com esta característica não é apropriada para consumo, trata-se de uma noção frequente e pautada no senso comum. O conhecimento do senso comum é baseado na observação, intuição e em crenças populares, não é um conhecimento sistematizado, escrito, grafado e sim transmitido de geração a geração através da oralidade (FERREIRA, 2009, p. 11). É importante que esse conhecimento não seja desprezado e haja um diálogo entre o senso comum e o saber científico para construção do conhecimento sistematizado.

O público-alvo também relaciona a presença de cianobactérias na água com a ocorrência de doenças (92% dos educadores, 75% dos alunos e 94% do público não escolar). Mas em relação às doenças causadas por cianobactérias, surgem alternativas como: “dengue”, “verminoses”, “germes”, entre outras, que levam a acreditar serem respostas pautadas no senso comum. Possivelmente, por esse mesmo motivo, também houve correlação entre a má qualidade da água e a presença de cianobactérias na água por grande parte dos entrevistados (questão 19).

Finalmente, pôde-se constatar também que o público-alvo incluindo educadores, alunos e público não escolar não tem conhecimento sobre as leis que protegem e garantem a qualidade da água para a população, em geral, nenhuma lei foi citada, apenas algumas instituições regulamentadoras ou responsáveis pela distribuição e fiscalização, como: Departamento Nacional de Obras contra a Seca (DNOCS), Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) e Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA).

### 3.5 Análise das questões abertas

Quando perguntados sobre como contribuem com a contaminação do açude, a maioria dos entrevistados se referiu ao lançamento de lixo e esgoto, embora uma parte considerável do público-alvo acredite não contribuir com a contaminação, pois segundo estes o lixo e esgoto são devidamente coletados e descartados pelas instituições municipais responsáveis por esse serviço.

Eles também foram convidados a expressarem-se sobre o que cada um poderia fazer para melhorar o problema da qualidade de água da Barragem Pau dos Ferros. A maioria não se insere como atuante na resolução do problema e atribui a responsabilidade às instituições governamentais: prefeitura, Câmara de vereadores entre outros órgãos públicos.

Cabe destacar algumas exceções, em relação a esse pensamento, uma vez que estas se referem ao compromisso social de todos para a manutenção da qualidade da água e preservação dos recursos hídricos.

*“É necessário que a comunidade e as autoridades se unam para evitar que a água da barragem seja contaminada” (representante do público não escolar).*

*“Poderíamos não poluir o ambiente, deixando de jogar lixo no solo, ou mesmo cobrar das autoridades uma política pública voltada para o saneamento básico e para que o lixo não atinja a barragem” (representante dos educadores).*

*“Preservar e cuidar das águas, não jogando lixo” (representante dos alunos).*

*“Fazer protestos e greves para que as pessoas se conscientizem e tratar melhor a água” (representante dos alunos).*

*“Não poluindo, não sujando, tendo mais zelo com água, pois tem gente, crianças e idosos que bebem dessa água” (representante dos alunos).*

De acordo com VILLAR et al. (2008) a educação e percepção ambiental apresentam-se como instrumentos para a promoção da defesa do meio ambiente e sensibilização ambiental, uma vez que tem como objetivos reaproximar o homem da natureza e despertar maior responsabilidade e respeito para com as questões ambientais.

MARIN (2008) defende que ao descrever os modos de vida humanos, a forma de se relacionar com a natureza, o lugar habitado e a coletevidade, torna-se possível ancorar à percepção ambiental uma postura sensível e proativa e uma discursividade enraizada, crítica, capaz de gerar o comprometimento das pessoas, foco das metas da Educação Ambiental.

O presente estudo revelou a importância de serem realizadas ações em educação ambiental e divulgação científica, uma vez que estas possuem o objetivo de sensibilizar a população para que compreenda os mecanismos e processos que levam a degradação da qualidade de água e as consequências negativas advindas principalmente com relação a aspectos sociais e econômicos.

#### **4. CONCLUSÕES**

O público-alvo possui a percepção de que a barragem Pau dos Ferros constitui um recurso fundamental para a população do município, uma vez que é considerada fonte de água, além de ser reconhecida sua utilização para múltiplas finalidades. No entanto, grande parte da população não a utiliza para consumo humano, pois argumentam que mesmo após o tratamento realizado pela Estação responsável pela captação ela apresenta aspecto turvo, cor e cheiro forte.

Os conhecimentos evidenciados por educadores, alunos e público não escolar, em relação à eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas, problemática ambiental e a saúde, na maioria das vezes, está pautada no senso comum. Houve total desconhecimento em relação à problemática da eutrofização dos corpos hídricos em virtude da descontextualização dos currículos, os quais não abordam de forma satisfatória a realidade e problemas vivenciados na região semiárida brasileira.

As concepções de educadores, alunos e público não escolar algumas vezes mostraram-se semelhantes, principalmente quando se buscou relacionar os temas cianobactérias, eutrofização, cianotoxinas ou relação com a saúde.

## REFERÊNCIAS

ARAÚJO et al. Concepções prévias de professores do ensino básico de uma região semiárida sobre qualidade de água, no 38, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.**

Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <

[http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria\\_2914\\_12\\_12\\_2011.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_2914_12_12_2011.pdf) > Acesso em: 12 out. 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e dá outras providências. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 12 out. 2012.

BOGDAN, R.; BIKLEN, S. **Investigação Qualitativa em Educação**, ed. Porto, Portugal, 1994.

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacterial and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic microbial Ecology**. v. 25, p. 215-227, 2001.

BOUVY, M. et al. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115–130, 2003.

CARMICHAEL, W. W. et al. **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins.** Environmental Health Perspectives. (in press), 2001.

CARPENTER, S. R. et al. Nonpointy pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN, **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, n.1, p. 143-159, abr. 2011.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management. **E & FN Spon**, London, 1999. p. 416.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estud. av. [online]**, v. 22, n.63, p. 61-82, 2008.

COSTA, I. A. S. et al. Dinâmica de Cianobactérias em Reservatórios Eutróficos do Semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, p. 382-401, 2009.

D'AGUILA, P. S. et al. Avaliação da qualidade de água para abastecimento público do Município de Nova Iguaçu. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 16, n.3, p.791-798, 2000.

1. FAGGIONATO S. Percepção ambiental. [on-line] 2005; [citado 26 out 2006]. Disponível em: <[http://educar.sc.usp.br/biologia/textos/m\\_a\\_txt4.html](http://educar.sc.usp.br/biologia/textos/m_a_txt4.html)>. Acesso em: 10 abr. 2013.

FERREIRA, A. P. R. S. Pesquisa aplicada à Educação In: PEREIRA, M. L. **Ciências Naturais à distância**. João Pessoa: Ed. Universitária, 2009.

JACOBI, P. R. Educação Ambiental: o desafio de um pensamento crítico, complexo e reflexivo. **Educação e Pesquisa**, São Paulo, v.31, n. 2, p. 233- 250, 2005.

KRÜGER, V.; GIL, R. L. A didática como referência das práticas de ensino: uma hipótese curricular para a formação inicial de professores. **Anais do IV Encontro Ibero-Americano de Coletivos Escolares e Redes de Professores que fazem investigação na sua escola**, Lajeado, 2005.

LIMA, E. A. C. F.; SILVA, H. R.; ALTIMARE, A. L. Uso atual da terra no município de Ilha Solteira, SP, Brasil: riscos ambientais associados. **Holos Environment**, v.4, p.81-96, 2004.

LUCATTO, L. G.; TALAMONI, J. L. B. A construção coletiva interdisciplinar em educação ambiental no ensino médio: a microbacia hidrográfica do ribeirão dos peixes como tema gerador. **Ciência & Educação**, v. 13, n. 3, p. 389-398, 2007.

MARIN, A. A. Pesquisa em educação ambiental e percepção ambiental. Pesquisa em Educação Ambiental, vol. 3, n. 1, p. 203-222, 2008.

MATTHES, P. M. M.; CASTELEINS, V. L. **A educação ambiental: abrindo espaço para a cidadania**. Anais do IX Congresso Nacional de Educação- EDUCERE e III Encontro Sul Brasileiro de Psicopedagogia. PUC, Paraná, out. 2009.

MATTOS, B.; KUSTER, A. **Educação no contexto do semiárido brasileiro**. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, 2004.

MELO, I. S. et al. **Qualidade da água do município de Boa Vista- RR**. 2007. Disponível em: <<http://revista.ufr.br/index.php/pibic/article/view/20>>. Acesso em 06 jan 2013.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Plano Estratégico de Desenvolvimento do Semi- Árido**. Brasília: MI-SDR, 2005.

MOLICA, R. J. R. et al. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply . **Harmful Algae**, v. 4, n.4, p. 743-753, 2005.

OLIVEIRA, A. C. P. et al. Influence of drinking water composition on quantification and biological activity of dissolved microcystin (cyanotoxin). **Environmental Toxicology**, v. 20, p. 126-130, 2005.

OLIVEIRA, T. M. B. F.; SOUZA, L. S.; CASTRO, S. S. L. Dinâmica da série nitrogenada nas águas da bacia hidrográfica Apodi/Mossoró - RN – Brasil. **Eclética química**. v. 34, n. 3, 2009. Disponível em: <www.scielo.br/eq >. Acesso em: 12 out. 2012.

PAZ, R. J. (org.). **Elaboração de projetos de educação ambiental: fundamentos, reflexões e experiências em educação ambiental**. João Pessoa, editora universitária- UFPB, 2006.

RIBEIRO, T. A. P. et al. Efeitos da qualidade da água na perda de carga em filtros utilizados na irrigação localizada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p.1-6, 2005.

2. ROSA L. G., SILVA M. M. P. Percepção ambiental de educandos de uma escola do ensino fundamental. Anais do 6º Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2002; Vitória (ES), Brasil. Vitória; 2002.

PETROVICH, A. C.; ARAÚJO, M.F.F. Percepção de professores e alunos sobre os usos e a qualidade da água em uma região semi-árida brasileira. **Educação Ambiental em Ação**. no. 29, 2009.

SAUVÉ, L. **Educação ambiental: possibilidades e limitações Educação e Pesquisa**, São Paulo, v.31, n.2, p. 317-322, 2005.

SODRÉ-NETO, L.; ARAÚJO, M. F. F. “Qualidade de água como tema para a socialização do conhecimento científico em região semi-árida brasileira”. **Educação Ambiental em Ação**, n. 26, 2008.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2. ed. São Paulo: Editora Rima, 2005.

VILLAR et al. 2008. A percepção ambiental entre os habitantes da região nordeste do estado do Rio de Janeiro. *Esc. Anna Nery, Revista de Enfermagem*, vol. 12, no 3, p. 537-543.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros constituem importante recurso para as populações locais. Eles são utilizados para abastecimento humano, recreação, aquicultura, entre outras atividades. No entanto, alguns múltiplos usos estão sendo adotados sem que haja preocupação com os efeitos ocasionados, desconsiderando noções de sustentabilidade e conservação dos mananciais.

Em relação aos reservatórios Santa Cruz do Apodi e Pau dos Ferros pôde-se constatar que o índice Q refletiu satisfatoriamente as mudanças ocorridas na composição do fitoplâncton e a abordagem dos grupos funcionais mostrou-se sensível e adequada às mudanças ambientais e hidrodinâmica dos reservatórios estudados, revelando-se uma ferramenta adequada para monitoramento da qualidade da água em região tropical semiárida.

No reservatório Pau dos Ferros, nenhuma variação vertical ou nictemeral significativa foi encontrada no reservatório para as variáveis estudadas. O regime hidrológico e climático teve influência sobre a distribuição dos grupos funcionais fitoplanctônicos tanto na variação mensal quanto nictemeral, o grupo funcional  $S_N$  esteve distribuído em toda a coluna d'água durante todo o período amostral corroborando com a hipótese de que florações de cianobactérias são permanentes durante os períodos de estiagem, quando as condições hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis, sendo verificados baixa transparência e elevado tempo de residência da água. Maior representatividade dos outros grupos funcionais foi registrada durante o período diurno e em períodos marcados por maior Z mix.

Estratégias de monitoramento e gestão aliadas à noções de percepção ambiental e educação ambiental podem ajudar a diminuir os impactos humanos sobre os reservatórios. Estudo de percepção ambiental evidenciou que os conhecimentos dos educadores, alunos e público não escolar, em relação à eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas, problemática ambiental e a saúde são semelhantes e estão na maioria das vezes pautados no senso comum. Houve desconhecimento considerável em relação à problemática da eutrofização dos corpos hídricos em virtude da descontextualização dos currículos, os quais não abordam de forma satisfatória a realidade e problemas vivenciados pelos recursos hídricos da região semiárida brasileira.