



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA

**Demanda Química de Oxigênio, Clorofila *a* e Comunidade
Fitoplanctônica como indicadores da qualidade da água no
Canal do Pataxó/RN**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA

NATAL / RN

2007

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA

**Demanda Química de Oxigênio, Clorofila *a* e Comunidade
Fitoplanctônica como indicadores da qualidade da água no
Canal do Pataxó/RN**

ORIENTADOR: Prof. Dr. NAITHIRITHI T. CHELLAPPA

DOL / CB / UFRN

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática do Departamento de Oceanografia e Limnologia, do Centro de Biociências, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito para obtenção do título de Mestre em Bioecologia Aquática.

NATAL/RN

2007



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA

**DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, CLOROFILA *a* E COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA COMO INDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA NO
CANAL DO PATAXÓ/RN**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA

Esta dissertação, apresentada pela aluna **FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA** ao Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática do Departamento de Oceanografia e Limnologia, do Centro de Biociências, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, foi julgada adequada e aprovada pelos Membros da Banca Examinadora, na sua redação final, para a conclusão do curso e obtenção do título de mestre em Bioecologia Aquática.

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Naithirithi T. Chellappa
DOL / CB / UFRN

Profa. Dra. Sathyabama Chellappa
DOL / CB / UFRN

Prof. Dra. Odete Rocha
DEBE/ CCBS/ UFSCar/ SP

Profa. Dra. Maria do Socorro Cacho
DOL / CB / UFRN

Natal/RN, 13 de Fevereiro de 2007.

AGRADECIMENTOS

A Deus, presença constante, fonte de saúde, força, equilíbrio e por permitir a conclusão de mais uma etapa na minha vida

A Universidade Federal do Rio Grande do Norte pela oportunidade de realizar este curso junto ao Programa de Pós Graduação em Bioecologia Aquática do Departamento de Oceanografia e Limnologia - DOL

Especialmente, ao meu orientador, Professor Dr. Naithirithi T. Chellappa, a quem devo todo o aprendizado referente à ecologia, meus sinceros agradecimentos. Espero retribuir com meu esforço e trabalho a confiança, sabedoria e ensinamentos tanto profissionais quanto pessoais a mim atribuídos. À Professora Dra. Sathyabama Chellappa, pela amizade, sempre indicando a direção a ser tomada nos momentos mais difíceis e pelas excelentes sugestões durante o desenvolvimento e desfecho deste trabalho.

A todos na minha família, pelo incentivo sempre, ajuda e compreensão. Em especial à minha mãe e a minha tia pelo amor e carinho oferecidos em toda a minha vida.

A Nóia pelo incentivo constante durante toda a minha vida, me ajudando no meu crescimento pessoal e profissional.

A Mirza Medeiros dos Santos, pelo apoio, incentivo, ajuda e presença constante em todas as fases da minha vida.

A Sarah Chellappa pela amizade e grande ajuda na tradução.

A Professora Dra. Maria do Socorro Cacho pelas pertinentes correções da dissertação

A CAPES/MEC pelo incentivo financeiro concedido.

Aos meus amigos (as) mais próximos: Andressa Karla que foi a primeira a me incentivar a realizar este curso de mestrado, Paulo Araújo pela amizade, à Adriele Noronha pela

presença diária e empréstimos do pendrive, Hudson e Luanda Lainni pelos momentos de lazer e ao Henrique Holanda pela atenção e amizade.

Aos meus amigos de laboratório: Juliana Borba, Karen, Patrícia, Emily e Rafson pela ajuda nas análises, coletas e importantes momentos de descontração no laboratório durante toda esta fase. Renato pela ajuda nos testes estatísticos e Anchieta sempre prestativo e atencioso com os problemas referentes à informática.

Ao amigo Luiz Cláudio Barros pelo companheirismo durante grande parte deste curso e ajuda nas coletas.

A todos os funcionários que compõem o DOL especialmente ao Sr. Antônio pelos serviços prestados e ao motorista Sr. Everaldo.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização de mais esta etapa da minha vida.

SUMÁRIO

| | Página |
|---|-----------|
| RESUMO | VIII |
| ABSTRACT | IX |
| RELAÇÃO DE TABELAS | X |
| RELAÇÃO DE FIGURAS | XII |
| 1.0 INTRODUÇÃO | 01 |
| 1.1 Gestão dos Recursos Hídricos | 02 |
| 1.2 Reservatórios Artificiais no Nordeste Brasileiro | 04 |
| 1.3 Demanda Química de Oxigênio e Qualidade da Água. | 05 |
| 1.4 Fitoplâncton como Indicadores de Qualidade da Água | 05 |
| 1.5 Microalgas e Tratamento da água | 06 |
| 2.0 OBJETIVOS | 09 |
| 2.1 Objetivo Geral | 10 |
| 2.2 Objetivos Específicos | 10 |
| 3.0 MATERIAIS E MÉTODOS | 11 |
| 3.1 Caracterização da Área de Estudo | 12 |
| 3.2 Procedimento de Coletas | 14 |
| 3.3 Avaliação Física e Química do Habitat | 16 |
| 3.3.1 Fatores Climatológicos | 16 |
| 3.3.2 Profundidade Média e Transparência da Água | 16 |
| 3.3.3 Vazão | 16 |
| 3.3.4 Correnteza da Água | 17 |
| 3.3.5 Temperatura da Água, pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido e Porcentagem de Saturação | 17 |
| 3.3.6 Nutrientes Inorgânicos | 17 |
| 3.4 Indicadores de Qualidade da Água | 21 |
| 3.4.1 Indicadores Químicos | 21 |
| 3.4.1.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO) | 21 |
| 3.4.1.2 Índice do Estado Trófico (IET) | 23 |
| 3.4.2 Indicadores Bióticos | 24 |
| 3.4.2.1 Biomassa (Clorofila a) | 24 |
| 3.4.2.2 Abundância Relativa do Fitoplâncton em Relação ao Gradiente Horizontal | 25 |

| | |
|---|-----|
| 3.4.2.3 Índices Ecológicos do Fitoplâncton | 25 |
| 3.5 Análise Estatística dos Dados | 28 |
| 4.0 RESULTADOS | 29 |
| ARTIGO I – ASPECTOS LIMNOLÓGICOS, DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO E CLOROFILA- <i>a</i> DO CANAL DO PATAXÓ, RIO GRANDE DO NORTE. | 30 |
| Abstract | 32 |
| Resumo | 33 |
| Introdução | 34 |
| Materiais e Métodos | 36 |
| Resultados | 39 |
| Discussão | 52 |
| Agradecimentos | 58 |
| Referências Bibliográficas | 58 |
| ARTIGO II – COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO INDICADORA DA QUALIDADE DA ÁGUA NO CANAL DO PATAXÓ, RIO GRANDE DO NORTE. | 62 |
| Abstract | 64 |
| Resumo | 65 |
| Introdução | 66 |
| Materiais e Métodos | 67 |
| Resultados | 70 |
| Discussão | 90 |
| Agradecimentos | 94 |
| Referências Bibliográficas | 94 |
| 5.0 DISCUSSÃO GERAL | 97 |
| 6.0 CONCLUSÕES GERAIS | 100 |
| 7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS | 104 |
| 8.0 ANEXOS | |

RESUMO

O presente estudo objetivou avaliar as mudanças espaço-temporal e a qualidade da água, através de indicadores químicos e bióticos, durante um período de estiagem (jan, fev e nov de 2006) e um período de chuvas (março a junho de 2006). O estudo foi realizado na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN (ARG), no Canal do Pataxó e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA). Os parâmetros físico-químicos foram medidos “*in situ*” e os valores dos nutrientes inorgânicos, clorofila *a* e Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram analisados em laboratório. As análises quali-quantitativa das microalgas foram realizadas utilizando-se a câmara de Sedgwick-Rafter. Os resultados indicaram que as concentrações da DQO de uma maneira geral foram baixas. Na barragem ARG, no período de estiagem a DQO foi comparativamente mais elevada (5,21 mgL⁻¹; 5,64 mgL⁻¹ e 6,05 mgL⁻¹) do que no período de chuvas (4,52 mgL⁻¹; 4,12 mgL⁻¹ e 4,92 mgL⁻¹), respectivamente, na superfície, meio e fundo. Antes (Canal do Pataxó) e depois da ETA os valores encontraram-se abaixo de 1,0mgL⁻¹, considerado de boa qualidade para reservatórios de abastecimento público. Apesar dos baixos valores da DQO, a barragem ARG, o Canal do Pataxó e a água depois do tratamento foram classificadas, respectivamente, como eutrofizada, mesotrófica e oligotrófica, segundo os critérios do Índice de Estado Trófico. As concentrações de clorofila *a* na Barragem ARG foram maiores na superfície (199,2 µgL⁻¹) no período de chuvas. No Canal do Pataxó houve um decréscimo nas concentrações de clorofila *a* de 1,56 µgL⁻¹ até 0,028 µgL⁻¹ e depois da ETA o valor médio foi baixo (0,059 µgL⁻¹). Houve dominância de cianobactérias como *Planktothrix agardhii*, no período de estiagem, e *Microcystis* sp, no período de chuvas, nos três locais de estudo. As densidades das cianobactérias *P. agardhii* e *Microcystis* sp na Barragem ARG e no Canal do Pataxó excederam a densidade permitida pelo Ministério da Saúde (MS). Contudo, depois da ETA, os valores da densidade de cianobactérias foram inferiores ao preconizado pelo MS.

ABSTRACT

The current study examined spatial-temporal modifications and water quality through chemical and biotic indicators during both dry (January, February and November 2006) and wet seasons (March to June 2006). This study was carried out in Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir, RN, Canal do Pataxó and after the water station treatment (WST). The physical-chemical parameters were measured “*in situ*” and inorganic nutrients, chlorophyll *a* and Free Oxygen Demand (FOD) were analyzed in laboratory conditions. Quali-quantitative analyses of phytoplankton were carried out utilizing Sedgwick-Rafter camera. Results indicate that DQO concentrations were low. FOD concentrations in the reservoir were comparatively higher in the dry season (5.21 mgL⁻¹; 5.64 mgL⁻¹ e 6.05 mgL⁻¹) in relation to the wet season (4.52 mgL⁻¹; 4.12 mgL⁻¹ e 4.92 mgL⁻¹), in surface, intermediate and bottom waters, respectively. FOD values were inferior to 1.0mgL⁻¹ in both Canal do Pataxó and after WST, which is considered adequate for public use reservoirs. Although FOD concentrations were low, Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir, Canal do Pataxó and WST were classified as eutrophized, mesotrophic and oligotrophic, respectively, considering the Index of Trophic State Criteria. Chlorophyll *a* concentrations in the study reservoir were higher in the surface (199.2 µgL⁻¹) during the wet season, whereas in Canal do Pataxó concentrations decreased from 1.56 µgL⁻¹ to 0.028 µgL⁻¹, and after WST values were low (0.059 µgL⁻¹). Dominance of cyanobacterias, such as *Planktothrix agardhii* (dry season) and *Microcystis* sp (wet season) was registered in all three areas. In the reservoir and Canal do Pataxó, density of cyanobacterias, such as *P. agardhii* and *Microcystis* sp., was superior to the values allowed by the Health ministry (HM). However, after WST, density values of cyanobacteria were inferior to values established by the HM.

RELAÇÃO DE TABELAS

| | | Página |
|------------------|--|--------|
| Tabela 1 | Ficha Técnica da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e do Canal do Pataxó. | 13 |
| Tabela 2 | Critérios padrões de classificação do estado trófico (Carlson, 1977 modificado por Toledo <i>et al</i> , 1983): | 23 |
| ARTIGO I | | |
| Tabela 1 | Parâmetros físicos e químicos da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, durante os períodos de estiagem (Novembro/2006) e chuvoso (Abril/2006). | 41 |
| Tabela 2 | Nutrientes inorgânicos da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, durante os períodos de estiagem (Novembro/2006) e chuvoso (Abril/2006). | 45 |
| Tabela 3 | Qualidade da água em relação aos valores dos níveis de DQO em reservatórios de abastecimento público (Fonte: Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA). | 49 |
| Tabela 4 | Índices de estado trófico (IET) na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, antes e depois da ETA durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006. | 51 |
| Tabela 5 | Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período de estiagem (jan/06, fev/06 e nov/06) antes da Estação de Tratamento da Água. | 51 |
| Tabela 6 | Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período de estiagem (jan/06, fev/06 e nov/06) depois da Estação de Tratamento da Água. | 52 |
| Tabela 7 | Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período chuvoso (mar/06, abr/06, maio/06 e jun/06) antes da Estação de Tratamento da Água. | 52 |
| Tabela 8 | Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período chuvoso (mar/06, abr/06, maio/06 e jun/06) depois da Estação de Tratamento da Água. | 52 |
| ARTIGO II | | |
| Tabela 1 | Distribuição espaço-temporal das variáveis físico-químicas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e Depois da | 72 |

| | | |
|----------|--|----|
| | Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo. | |
| Tabela 2 | Distribuição espaço-temporal das concentrações de nutrientes inorgânicos na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e Depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo. | 73 |
| Tabela 3 | Relação N/P (Redfield ratio) antes e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo. | 73 |
| Tabela 4 | Lista das espécies fitoplanctônicas encontradas ao longo da barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo (janeiro a junho e novembro de 2006). | 75 |
| Tabela 5 | Abundância relativa (%) e frequência de ocorrência - FO (%) da comunidade fitoplanctônica encontrada no Canal do Pataxó (Antes da ETA) e Depois da ETA no período seco de 2006. | 78 |
| Tabela 6 | Abundância relativa (%) da comunidade fitoplanctônica encontrada no Canal do Pataxó (Antes da ETA) e Depois da ETA no período chuvoso de 2006. | 80 |
| Tabela 7 | Espécies dominantes (cel.mL^{-1}) Antes e Depois da ETA durante o período de estiagem (jan, fev e nov de 2006). | 83 |
| Tabela 8 | Espécies dominantes (cel.mL^{-1}) Antes e Depois da ETA durante o período chuvoso (mar, abr, maio, jun de 2006). | 84 |
| Tabela 9 | Correlação de Pearson entre variáveis ambientais e grupos fitoplanctônicos. | 89 |

RELAÇÃO DE FIGURAS

| | | Página |
|-----------------|--|--------|
| Figura 1 | Área de estudo. (Fonte: CAERN) | 13 |
| Figura 2 | Ponto 1: Barragem Armando Ribeiro Gonçalves. | 15 |
| Figura 3 | Ponto 2: Antes da estação de tratamento da água – Canal do Pataxó | 15 |
| Figura 4 | Ponto 3: Depois da estação de tratamento da água | 15 |
| Figura 5 | Fluxograma da análise do nitrato e nitrogênio total, segundo Golterman <i>et al</i> (1978). | 18 |
| Figura 6 | Fluxograma da análise do amônio, segundo Golterman <i>et al</i> (1978). | 19 |
| Figura 7 | Fluxograma da análise do Orto-fosfato, segundo APHA (1985). | 20 |
| Figura 8 | Fluxograma da análise da DQO, segundo metodologia análoga à EPA 410.4, US Standard Methods 5220D e ISO 15705. | 22 |
| ARTIGO I | | |
| Figura 1 | Localização da área de estudo: Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e Canal do Pataxó (Fonte: CAERN). | 36 |
| Figura 2 | Pontos de coleta: Ponto 1 - Barragem Armando Ribeiro (ARG). Ponto 2 - Antes da estação de tratamento (ETA). Ponto 3 - Depois da estação de tratamento. | 37 |
| Figura 3 | Valores médios mensais da pluviometria, durante o período de janeiro a novembro de 2006. | 39 |
| Figura 4 | Perfil vertical quinzenal da transparência da água e profundidade do Canal do Pataxó, durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006. | 40 |
| Figura 5 | Variação dos valores da temperatura da água (A), oxigênio dissolvido e saturado (B), pH (C), condutividade elétrica (D) antes e depois da ETA, durante o período estiagem (jan, fev e nov de 2006) e chuvoso (mar, abr, mai, jun de 2006). | 44 |
| Figura 6 | Distribuição dos nutrientes inorgânicos (A - Orto-fosfato; B - Nitrato; C - Amônio) durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006, antes e depois da ETA. | 47 |

| | | |
|------------------|--|----|
| Figura 7 | Varição de A - nitrogênio total (NT) e B - fósforo total (PT) antes e depois da ETA, durante o período de estudo. | 48 |
| Figura 8 | Varição da Demanda Química de Oxigênio antes e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006. | 49 |
| Figura 9 | Concentração de clorofila <i>a</i> (μgL^{-1}) antes e depois da ETA durante os meses de janeiro a junho e novembro de 2006. | 50 |
| ARTIGO II | | |
| Figura 1 | Localização da área de estudo e pontos de coleta: Ponto 1 - Barragem Armando Ribeiro. Ponto 2 - Antes da estação de tratamento (ETA). Ponto 3 - Depois da estação de tratamento. | 70 |
| Figura 2 | Distribuição temporal e espacial das espécies mais abundantes da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, durante o período de estudo. | 76 |
| Figura 3 | Espécies mais abundantes no Canal do Pataxó (Antes da Estação de Tratamento) durante o período de estiagem, com maior representatividade a espécie <i>Planktothrix agardhii</i> Smith (1a e 2a) e durante o período chuvoso (1b. <i>Microcistys</i> sp, 2b. <i>Planktothrix agardhii</i> Smith, 3b. <i>Aulacoseira granulata</i> , 4b. <i>Staurastrum</i> sp). | 86 |
| Figura 4 | Espécies mais abundantes depois da Estação de Tratamento durante o período de estiagem com maior representatividade a espécie <i>Planktothrix agardhii</i> Smith (1a), <i>Planktothrix agardhii</i> com heterocisto (2a) e durante o período chuvoso (1b. <i>Microcistys</i> sp e 2b. <i>Planktothrix agardhii</i> Smith com heterocisto). | 86 |
| Figura 5 | Índices ecológicos (Riqueza, Diversidade, Dominância e Similaridade das espécies) do fitoplâncton durante o período de estiagem (jan/06, fev/06 e nov/06) e chuvoso (mar/06, abr/06, maio/06 e jun/06). | 88 |



Introdução

1.0 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 – Gestão dos Recursos Hídricos

A água é de suma importância à vida e ao desenvolvimento das espécies. Trata-se de um recurso sobre o qual serão conduzidos muitos discursos ao longo deste século. Diversos artigos ampliam as discussões relativas à água quanto a sua importância no planejamento ambiental e territorial e seus aspectos físicos, químicos e biológicos, o que nos desperta o interesse pelas questões relativas a qualidade e quantidade da água encontrada, bem como suas diversas formas de utilização (SOUZA *et al*, 2002).

Embora a crise global da água seja reconhecida por agências internacionais e nacionais, pouco progresso tem sido registrado na gerência deste precioso recurso. A gerência implica na manipulação, para conseguir alguma condição benéfica definida relevante em função das exigências da sociedade. Três grupos sociais interagem diretamente na função dessa gerência, incluindo as comunidades científicas, públicas e políticas. Estes grupos devem funcionar em harmonia para poder melhor favorecer a gerência detalhada dos sistemas naturais (THOMAS, 2004).

A terra possui 1,3 bilhão de quilômetros cúbicos de água, um total que cobre $\frac{3}{4}$ de sua superfície. Porém deste valor apenas 2,3% consiste em água doce, que encontra-se distribuída no solo e subsolo (99,1%), lagos e pântanos (0,42%) e rios e atmosfera (0,48%) (SOUZA *et al*, 2002). Atualmente são encontrados 26 países que estão em situação de emergência, pois dispõem de menos de 1.000m³ de água por habitante/ano, sendo que onze destes países estão na África (FELDMANN, 1994), como por exemplo, dois países desérticos do sul africano Botswana e Namíbia que disputam a utilização das águas do Rio Okavango, nove no Oriente Médio, quatro na Europa, um nas Antilhas e um no Extremo Oriente (SOUZA *et al*, 2002).

O Brasil, por sua vez, possui grandes disponibilidades hídricas, com 178.000m³/s representando 12% do total mundial (FELDMANN, 1994) e 53% do continente sul-americano (334.000 m³/s) (REBOUÇAS *et al*, 1999). Esses valores são maiores do que a soma dos encontrados na Europa e Oceania. Entretanto, todo este manancial está distribuído de forma desigual em relação à densidade populacional. De modo que, do total de recursos hídricos do país, 72,5% localizam-se na bacia do rio Amazonas, enquanto que as bacias costeiras da região Nordeste, com exceção a do rio São Francisco, dispõem apenas de 2,14% desses recursos. (FELDMANN, 1994).

Além dessa desigualdade, o uso desordenado deste recurso tem causado sérios problemas, principalmente nos centros urbanos, onde a maioria dos problemas relacionados com o uso da água tem sido ocasionados pela crescente contaminação dos corpos d'água, gerando a sua minimização. As retiradas totais de água para múltiplos usos mostram um crescimento considerável no volume utilizado ao longo dos anos. De modo que, o uso de água em km³/ano a partir do ano de 1970 até 2001, para suprimento doméstico, teve crescimento em torno de 200%, para indústria mais de 150% e para a agricultura quase 100% (GLEICK, 1993; PIELOU, 1998; TUNDISI, 2001).

O Nordeste é uma macro-região com 1.542.271 km² e a segunda mais populosa do país (47,7 milhões de habitantes em 2001) e tem sido com freqüência confundida com a zona de incidência das secas, o chamado Polígono das secas (936.993 km²), delimitado pela Lei nº 1348 de 10 de fevereiro de 1951 (REBOUÇAS, 1997).

Na micro-região do semi-árido nordestino, a exploração racional dos recursos hídricos, considerando seus múltiplos usos, principalmente, sua utilização para abastecimento humano e realização de atividades, como por exemplo, irrigação e recreação, constituem o grande desafio a ser enfrentado neste século. Para garantir a oferta de água às populações desta região foram implementados diversos programas de gestão dos recursos hídricos no estado do Rio Grande do Norte. Assim, diversas cidades foram beneficiadas, através da construção do sistema de adutoras que favorece o desenvolvimento sustentável, embora algumas vezes tenham ocorrido impactos na qualidade da água de proporções variáveis com conseqüências ecológicas, econômicas e sociais que se reflete na saúde humana (SERHID, 2006).

Deste modo, é necessário conhecer as características físicas, químicas e biológicas destes sistemas. As alterações das condições do ambiente, sejam elas causadas por ações antrópicas ou naturais poderão ser detectadas, através da análise de parâmetros como por exemplo, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, nutrientes, clorofila-a, grupos fitoplanctônicos, dentre outros, com possibilidade de antecipar estágios avançados de processos de eutrofização artificial e de corrigir ações que possam vir a causar tais alterações. Tal procedimento proporciona um melhor monitoramento das condições ambientais e garante a disponibilidade de água no presente e no futuro (XAVIER, 2005).

1.2 – Reservatórios Artificiais no Nordeste Brasileiro

Devido à incerteza em relação à regularidade da estação chuvosa e a escassez de chuvas, além de solo desfavorável para absorção de água na região do nordeste brasileiro, a construção de reservatórios artificiais como açudes públicos, barragens e canais de transposição de água, constitui o mais apropriado meio para mitigar as necessidades hídricas dessa região (SERHID, 2006).

Atualmente as vinte e oito maiores represas do Nordeste, com capacidade para acumular cerca de 18 bilhões de m³ de água, utilizam apenas 30% desse volume em sistemas de abastecimento ou em irrigação. Os 70% restantes, estão sujeitos aos constantes processos de evaporação. Os projetos de construção de represas como, por exemplo, o da represa Pirapama, localizada na região metropolitana do grande Recife, poderão minimizar o problema de racionamento de água das grandes cidades, quando forem viabilizados. Além destes, outros reservatórios são importantes para o abastecimento das populações nos estados Nordestinos. Entre eles encontra-se a segunda maior represa do nordeste denominada Armando Ribeiro Gonçalves, localizada no Rio Grande do Norte. Esta represa possui capacidade de 2,4 bilhões de m³ de água e teria condições de abastecer, juntamente com as águas existentes no subsolo da parte sedimentária do estado, toda a população norte-riograndense nos próximos vinte e cinco anos. Outra represa que merece destaque é a represa Castanhão, localizada no Ceará e considerada a maior do nordeste, com cerca de 6,7 bilhões de m³ de capacidade. Há sugestões de que esta represa resolveria, por gerações, o problema de abastecimento da grande Fortaleza e regiões circunvizinhas (SUASSUNA, 2005).

No estado do Rio Grande do Norte, diversos estudos sobre análises qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, produção primária, fatores ambientais e clorofila-a foram realizados em alguns ecossistemas limnéticos. Dentre estes estudos, podemos citar as pesquisas realizadas por ARAÚJO (1997), CHELLAPPA *et al* (1998), COSTA (1999), COSTA (2003), NASCIMENTO (2003), SOUZA (2003) e BORBA (2005). Com base nestes estudos a maioria dos ecossistemas encontra-se em estado trófico comprometido com dominância de cianobactérias.

A construção de barragens e canais causa uma alteração no curso normal da água pela mudança de um sistema limnético lótico para lântico. Na maioria das vezes este procedimento traz conseqüências ecológicas e sociais negativas, relacionadas com a formação de lagos artificiais. Os lagos artificiais geralmente encontram-se eutrofizados, apresentando mudanças nas características físico-químicas e biológicas do sistema.

Além disso, há proliferação de doenças relacionadas à perda da qualidade da água, principalmente devido a altas concentrações de algas tóxicas (MARINHO, 2000).

O estudo horizontal da comunidade fitoplanctônicas assim como de sua riqueza, diversidade, dominância, equitatividade das espécies e biomassa entre a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, o Canal do Pataxó e a estação de tratamento da água, nos fornece subsídios para a compreensão da teoria de Vannote *et al* (1980) em relação à continuidade do rio. Essa teoria é considerada um modelo para explicar as mudanças que podem ocorrer ao longo do fluxo de um rio, desde sua cabeceira até sua desembocadura, principalmente em relação às comunidades biológicas.

1.3 – Demanda Química de Oxigênio e Qualidade da Água.

A Demanda Química de Oxigênio é utilizada para medir a concentração da matéria orgânica biodegradável e a quantidade de oxigênio dissolvido e consumido por bactérias durante o processo de decomposição. Além disso, a demanda química de oxigênio engloba também a estabilização da matéria orgânica, ocorrida por processos químicos que geralmente é utilizada como um indicador de qualidade da água, nos estudos de poluição orgânica.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2005), na Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para seu enquadramento. De acordo com essa classificação, as águas destinadas ao abastecimento para consumo humano estão inserida na classe 1 e dispõem de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de O_2 , como valor máximo para a demanda de oxigênio.

1.4 – Fitoplâncton como Indicadores de Qualidade da Água

Dentre os processos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, a produção primária do fitoplâncton é de fundamental importância e tem sido evidenciada por vários pesquisadores, principalmente para rios e pequenos cursos d'água. Os conhecimentos relativos à produção primária do fitoplâncton são necessários, uma vez que seus componentes constituem a base da cadeia alimentar em muitos sistemas lóticos (RODRIGUES, 2000); e podem contribuir em até 96,2% de produção primária por esta comunidade (ESTEVES, 1988), sendo os principais responsáveis pelo fluxo de energia e ciclagem de nutrientes nos ecossistemas lacustres (POMPEO, 1996).

No metabolismo de um sistema aquático, o processo mais importante é a produção de matéria fotossintética pela comunidade de microalgas. Esta comunidade

transforma a energia luminosa em energia química, estoca esta energia na forma de matéria orgânica, em compostos como carboidratos, proteínas e lipídeos, contribuindo para a produtividade primária do ambiente. A biomassa em lagos e reservatórios depende da disponibilidade de nutrientes, dos fatores físicos, do aporte de material em suspensão que impede a entrada de luz ao longo da coluna d'água e da perda constante de material biológico devido à saída da água pelas turbinas ou movimentação unidirecional de determinados canais de transposição (CALIJURI *et al*, 1999).

Segundo Chellappa (2001), diversos ecossistemas limnéticos podem ser biomonitorados, utilizando-se as microalgas como indicadoras da qualidade da água. A sua riqueza, diversidade, abundância, dominância, e os níveis de clorofila-a em relação aos nutrientes e à correnteza da água, proporcionam importantes informações sobre os diversos ecossistemas e suas variações em relação à poluição. Conhecendo-se as interações entre a variabilidade ambiental, a produtividade primária e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica e perifítica pode-se entender melhor os processos ecológicos e avaliar a qualidade dos sistemas aquáticos.

Podemos encontrar espécies que são sensíveis ou resistentes a determinadas poluições de acordo com as variações da comunidade fitoplanctônica. Essas comunidades apresentam resposta rápida às modificações nas condições ambientais. Tais respostas são vantajosas em relação às análises físicas e químicas isoladas. As análises químicas isoladas registram apenas a situação momentânea do ambiente e não são capazes de detectar perturbações não-pontuais (PRATT & COLER, 1976). Portanto, o monitoramento das condições físicas e químicas da água deve ser paralelo ao biológico (TUNDISI, 2003). A interação dos organismos com as condições ambientais permite que a avaliação biológica seja utilizada com bastante eficácia, tanto na detecção de ondas tóxicas intermitentes agudas, quanto de lançamentos crônicos contínuos (DE PAUW & VANHOOREN, 1983).

1.5 – Microalgas e Tratamento da água

O tratamento da água é utilizado para modificar as características da água bruta de maneira a atender à qualidade necessária a um determinado uso. No caso de abastecimento público, a água deve ter sua qualidade ajustada, de forma a atender aos padrões de potabilidade exigidos pelo Ministério da Saúde, com base em recomendações internacionais.(CASSINI, 2006).

A água bruta de diversos mananciais frequentemente não é apropriada para o consumo humano e deve ser submetida a alguns processos de tratamento, que consiste na aplicação de aditivo químico em diversos estágios. O primeiro estágio é a floculação, onde é adicionado o sulfato de alumínio para agregar as partículas em suspensão, fazendo com que estas se tornem pesadas e se precipitem. Neste momento, a água é enviada para os decantadores, onde ocorre o processo de decantação. Em seguida, a água vai para um terceiro estágio que é a filtração. Após passar pelos filtros, onde deixou o restante das impurezas, a água segue para a cloração (desinfecção) e correção de pH até atingir o padrão considerado potável. A partir daí, é lançada em um grande reservatório, de onde é distribuída à população (CAERN, 2004).

A presença das algas na água bruta conduzidas às estações de tratamento pode causar problemas operacionais em várias etapas do tratamento, como por exemplo, dificuldade de coagulação e floculação, a baixa eficiência do processo de sedimentação, a obstrução dos filtros e o aumento da necessidade de produtos para a desinfecção. Como consequência desses problemas operacionais, verifica-se, geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada, associados à presença de algas, cianobactérias e seus subprodutos extracelulares (HAARHOFF & CLEASBY, 1989; EDZWALD & WINGLER, 1990; EDZWALD, 1993; KAUR *et al.*, 1994; DI BERNARDO, 1995; BRANDÃO *et al.*, 1996).

Alguns tipos particulares de algas, que crescem em lagos e reservatórios muito enriquecidos com nutrientes liberam na água toxinas, que mesmo em baixa concentração podem causar danos nas células ou nos organismos (CODD *et al.*, 2005). Existem diversas formas moleculares de toxinas, dentre elas, as denominadas neurotoxinas (anatoxinas e saxitoxinas) que são alcalóides produzidos por espécies dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* e *Cylindrospermopsis*. As toxinas causam desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante, convulsões e morte. A morte é decorrente da parada respiratória, que ocorre de poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio. Além disso, as toxinas podem estar relacionadas com o surgimento de doenças degenerativas como, por exemplo, o mal de Parkinson ou de Alzheimer, além da doença de Lou Gehrig. As chamadas hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas) identificadas como heptapeptídeos cíclicos produzidos por gêneros como *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Anabaenopsis*, e *Nostoc* causam anorexia, vômitos, dor abdominal, diarreia e possível morte, decorrente de hemorragia intra-hepática (AZEVEDO, 1998).

A Portaria 518 de março de 2004, publicada no Diário Oficial Nº. 38 de 22/02/2001, reviu a anterior Portaria 36 que tratava da Potabilidade da água. Essa portaria incluiu novos parâmetros e critérios inexistentes na edição anterior. Merecem destaques na atual Portaria os itens relacionados com as cianobactérias, como os artigos mencionados abaixo:

“Art.4o-X. Cianobactérias - microorganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis), capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir efeitos adversos à saúde

Art. 18. § 3º. Sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/ml (2mm³/l de biovolume) será exigido a investigação semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento, em que a análise de cianotoxinas poderá ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade aguda por meio da realização de bioensaios em camundongos.

Art. 19 § 1o. O monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer a frequência mensal quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células /mL (ou 1mm³/L de biovolume) e, semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor”. (Portaria MS nº.518/2004, 25 de março de 2004).

O manejo das florações de microalgas envolve medidas de caráter preventivo e corretivo. Vários métodos de prevenção vêm sendo utilizados por apresentar uma abordagem mais racional. De acordo com Chorus & Bartran (1999), os métodos de prevenção incluem técnicas de manejo da bacia hidrográfica para minimizar aportes de nitrogênio e fósforo, tratamento da água através de processos físicos e químicos e controle biológico. Para a aplicação de uma determinada técnica de prevenção é fundamental considerar as informações sobre os usos da bacia hidrográfica e das variáveis físicas, químicas e biológicas do sistema. Isso porque essas variáveis atuam sinergicamente e antagonicamente ao metabolismo fisiológico, crescimento e potencial reprodutivo das microalgas (PEARL *et al*, 2001).



Objetivos

2.0 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo, analisar a Demanda Química de Oxigênio (DQO), biomassa (clorofila *a*) e caracterizar a comunidade fitoplanctônica na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no Canal do Pataxó/RN e após a Estação de Tratamento da Água (ETA) durante um ciclo semestral, correlacionar a constituição e possíveis mudanças espaço-temporal com os fatores físico-químicos e ambientais, e avaliar a qualidade da água após seu tratamento e oferecer um diagnóstico para sua utilização pela população.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar as variações dos fatores físicos e químicos da água durante um ciclo semestral (janeiro/06 a junho/06) (**Artigo I**).
- Avaliar as concentrações da Demanda Química de Oxigênio (DQO) na água (**Artigo I**).
- Estimar a concentração de Clorofila *a* (**Artigo I**).
- Analisar qualitativa e quantitativamente o fitoplâncton, identificando e estimando a densidade numérica e abundância relativa das espécies (**Artigo II**).
- Avaliar os índices de riqueza, diversidade, dominância e equitatividade das microalgas (**Artigo II**).
- Verificar a eficácia da ETA, avaliando a qualidade da água através da comparação entre os fatores físicos, químicos e biológicos antes e depois da ETA (**Artigo I e II**).



Materiais e Métodos

3.0 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – Caracterização da Área de Estudo

A Barragem Armando Ribeiro Gonçalves formada pelo represamento do Rio Piranhas-Assú é considerada o maior reservatório destinado ao abastecimento público e irrigação da América Latina. Esta barragem representa a principal fonte de abastecimento do Canal do Pataxó, que por sua vez, está inserido na zona do Sertão do Estado do Rio Grande do Norte, região Nordeste do Brasil. O Canal do Pataxó apresenta 9km de extensão, iniciando-se na barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no município de Assu, de onde a água é captada e conduzida até o Rio Pataxó, situado no município de Ipanguaçu. Em seu trajeto, o canal cruza as rodovias BR-304 (Natal - Mossoró) e a RN-118 (BR-304 a Macau - em dois lugares distintos) (Figura 1). A barragem e o Canal do Pataxó apresentam características específicas e distintas que estão apresentadas na tabela 1.

O trecho da barragem onde se desenvolveu o estudo localiza-se próximo à tubulação de captação da água para o Canal do Pataxó, entre as coordenadas 5°40'12.10"S e 36°52'43.18"W. No canal, o estudo realizou-se próximo à BR-304, distante 210km a Oeste de Natal, capital do Estado, entre as coordenadas 5°38'36.32"S e 36°52'54.58"W. A partir deste local, a água não tratada é captada e recebe aditivos químicos na Estação de Tratamento da Água (ETA). O tratamento da água é coordenado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), tornando-a apropriada para o consumo dos habitantes das cidades de Angicos, Fernando Pedrosa, Pedro Avelino, Lajes, Caiçara do Rio dos Ventos, Riachuelo, Pedra Preta e Jardim de Angicos, além de 32 comunidades rurais, que são abastecidas pelo sistema adutor Sertão Central Cabugi. Este sistema beneficia mais de 47 mil habitantes na região central do estado e além disso possibilita o acréscimo da área irrigada do Estado em mais de 2.500 hectares, em uma região onde a água é considerada um recurso limitante (SERHID, 2004).

O clima da região é classificado como Tropical Semi-Árido, apresentando grande déficit hídrico, temperaturas elevadas, altas taxas de evaporação e baixa umidade. Este tipo de clima caracteriza-se pela presença de períodos chuvosos nos meses de março a junho em que as chuvas são mais concentradas e períodos de estiagem, de novembro a fevereiro. A precipitação anual gira em torno de 350-650 mm (CHAGAS, 1997).

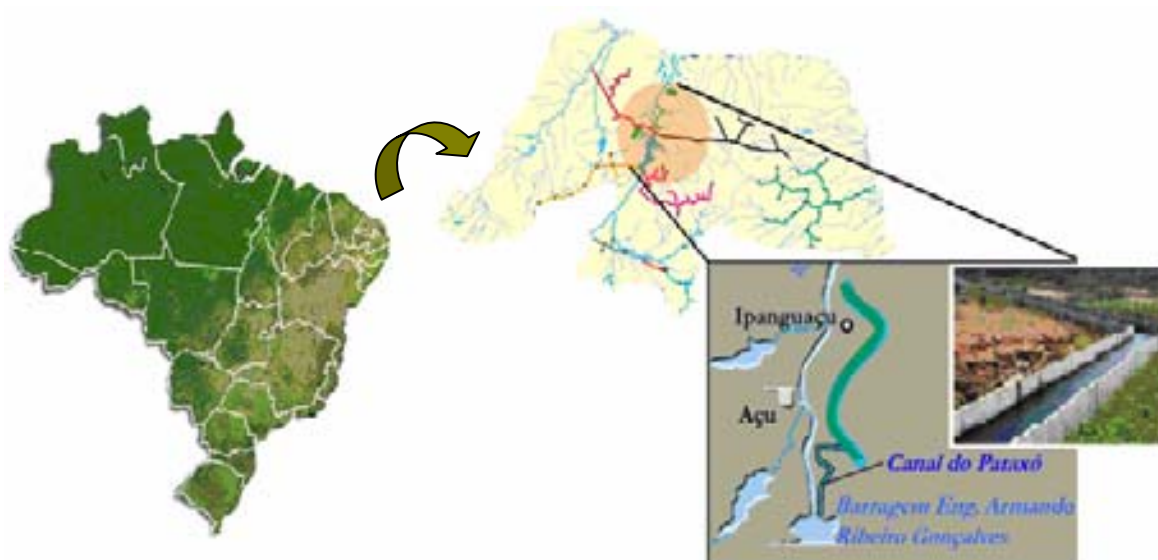


Figura 1 – Área de estudo. (Fonte: CAERN).

Tabela 1 - Ficha Técnica da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e do Canal do Pataxó.

| | Barragem Armando Ribeiro Gonçalves | Canal do Pataxó |
|------------------------------------|---|---|
| Localização: | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Município: Assú / RN. ▪ Situado: na micro-região do vale do Assú. ▪ Formada pelo represamento do Rio piranhas-Assu. | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Município: Ipanguaçu / RN ▪ Situado: Em Pataxós à 18,5 km da cidade de Ipanguaçu. Coord: 9268,62 KmN e 739,621 KmE. ▪ Rio Barrado: Rio Pataxó |
| Caracterização Hidrológica: | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Capacidade: $2.4 \times 10^9 \text{ m}^3$ ▪ Volume atual médio: $1.9 \times 10^9 \text{ m}^3$ ▪ Volume Atual (%): 37,91 % ▪ Vazão de regularização: 13,2 m^3/s. ▪ Precipitação média anual: 320 (mm) | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Capacidade: $24.500.000 \text{ m}^3$ ▪ Volume atual: $9.287.091 \text{ m}^3$ ▪ Volume Atual (%): 37,91 %. ▪ Vazão de regularização: 2,2 m^3/s. |
| Caracterização da Obra: | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Altura máxima da barragem: 40m de extensão. ▪ Profundidade máxima: 43m | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Extensão: 9.000 metros ▪ Tipo: 1º trecho - Alvenaria de pedra com seção retangular de 1,70m de altura e 3,5 m de largura. 2º trecho - 6.200 metros em concreto armado, com 3 seções distintas: 1,70 metros de altura e 3,50 metros de largura, 1,20 metros de altura e 2,00 de largura, e 1,20 de altura e 2,70 metros de largura. |

Fonte:SERHID/RN

3.2 – Procedimento de coletas

As coletas foram realizadas quinzenalmente, num ciclo sazonal de 7 meses, durante um período de estiagem (janeiro/06, fevereiro/06 e novembro/06) e durante um período chuvoso de março/06 a junho/06. Para detectar possíveis variações temporais da comunidade de microalgas, as coletas foram realizadas entre 10h00min e 12h00min, em três pontos distintos. O primeiro ponto localizou-se na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, onde ocorreram duas coletas em estratos verticais (superfície, meio e fundo) com o auxílio da garrafa de Van Dorn com capacidade para 5 litros. As coletas foram realizadas aproximadamente a 400m do talude da barragem, sendo uma no período seco (novembro/06) e outra no período chuvoso (abril/06) (Fig 2). O segundo ponto, localizou-se a 80m antes da Estação de Tratamento da Água (ETA) (Fig 3), e o terceiro, localizou-se após a ETA. Nesta última a água foi coletada a partir de uma torneira ao lado da tubulação, através da qual a água tratada é enviada às cidades beneficiadas (Fig 4).



Figura 2 – Ponto 1: Barragem Armando Ribeiro Gonçalves



Figura 3 – Ponto 2: Antes da estação de tratamento da água – Canal do Pataxó



Figura 4 – Ponto 3: Depois da estação de tratamento da água

3.3 – Avaliação Física e Química do Habitat

3.3.1 – Fatores Climatológicos

Os dados referentes às variáveis climatológicas como temperatura do ar, precipitação pluviométrica, evaporação e velocidade do vento e os valores em relação aos meses em que se realizou o estudo foram concedidos pela Empresa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN), com base nos dados obtidos da cidade de Assú/RN. A temperatura do ar é uma medida que fornece informações sobre a temperatura esperada da água. Assim, se a temperatura do ar for 30°C, então a temperatura esperada da água será entre 20-30°C. Porém, se a temperatura da água encontrar-se com valor de 10°C, poderão ser pesquisados uma provável fonte de água subterrânea (HAUER & LAMBERT, 1996).

3.3.2 – Profundidade média e transparência da água

A profundidade no trecho estudado na barragem foi medida em metros. Foram realizadas medidas em $\frac{1}{4}$ de distância a partir da borda da água (superfície), novamente em $\frac{1}{2}$ de distância (meio) e em $\frac{3}{4}$ ao longo da coluna d'água (fundo). No Canal do Pataxó, foram realizadas coletas apenas em um ponto ($\frac{3}{4}$ de distância a partir da borda da água) ao longo da coluna d'água, devido a sua baixa profundidade. Foram realizadas três medições em trechos próximos para estimar posteriormente a profundidade média. Tal medição realizou-se na barragem no mês de abril, dentro do período chuvoso e no mês de novembro, dentro do período de estiagem. No Canal do Pataxó, as medições foram realizadas quinzenalmente.

Para medir a transparência da água foi utilizado o disco de Secchi, medindo 20 cm de diâmetro. Não foi possível medir a transparência da água após a Estação de tratamento, em decorrência de a coleta ter se realizado a partir de uma torneira. A leitura da transparência na barragem e Canal do Pataxó foi feita a partir da medida aproximada das profundidades de desaparecimento e ressurgimento do disco.

3.3.3 – Vazão

A vazão é o produto entre a largura, a profundidade média e a correnteza, medidas em metros. Para o cálculo desta variável física foram utilizados os três resultados das medidas para cada três pontos do Canal do Pataxó. Em seguida, foi realizada uma média a fim de se obter o valor da vazão em m^3/s . Para a barragem, os

valores da vazão foram obtidos através do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS).

3.3.4 – Correnteza da água

Foram colocados uma fita adesiva com comprimento de 10m ao longo da borda do canal e um flutuador neutro no interior da água. O flutuador seguiu o fluxo da água ao longo da fita e foi cronometrado o tempo (em segundos) desde o lançamento do objeto até sua ultrapassagem da fita, com um percurso de 10 metros. Tal procedimento foi repetido 5 vezes em cada coleta e realizada uma média final da velocidade em m/s.

3.3.5 – Temperatura da Água, pH, Condutividade Elétrica, Oxigênio Dissolvido e Porcentagem de Saturação.

Para determinar a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), o pH, a condutividade elétrica (μScm^{-1}) e o oxigênio dissolvido (mgL^{-1}) foram utilizados sondas específicas do kit multiparâmetro WTW Multi 340i.

3.3.6 – Nutrientes Inorgânicos

Para a análise das concentrações de nutrientes inorgânicos, as amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno de 500ml. Na barragem, a coleta foi realizada na superfície, meio (20) e fundo com auxílio da garrafa de Van Dorn. No Canal do Pataxó, as coletas foram realizadas em uma profundidade de 0,5 m ao longo da coluna d'água. Depois da ETA as coletas foram realizadas a partir da água da torneira ao lado da tubulação da adutora. As amostras foram acondicionadas e transportadas em gelo até o laboratório, onde foram congeladas para sua posterior análise. Para os nutrientes dissolvidos as amostras foram filtradas por meio de filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH com 24 mm de diâmetro e para a análise dos nutrientes totais foi utilizada as amostras não filtradas. Em seguida, foram analisados através da metodologia recomendada por Golterman *et al.*, (1978), o nitrogênio total e o nitrato (NO_3^-) (Figura 5) e o amônio (NH_4^+) (Figura 6). Pelo método de Apha (1985), foram obtidos os valores do fósforo total e do orto-fosfato (PO_4^{3-}) (Figura 7). As leituras das análises foram feitas em espectrofotômetro modelo Gênesys UV, onde foram encontradas suas respectivas absorbâncias para posterior aplicação nas fórmulas referentes a cada nutriente, obtendo-se deste modo, seu teor em mgL^{-1} . Os resultados

foram comparados com os valores máximos permitido pelo CONAMA para águas de abastecimento público (Classe 1).

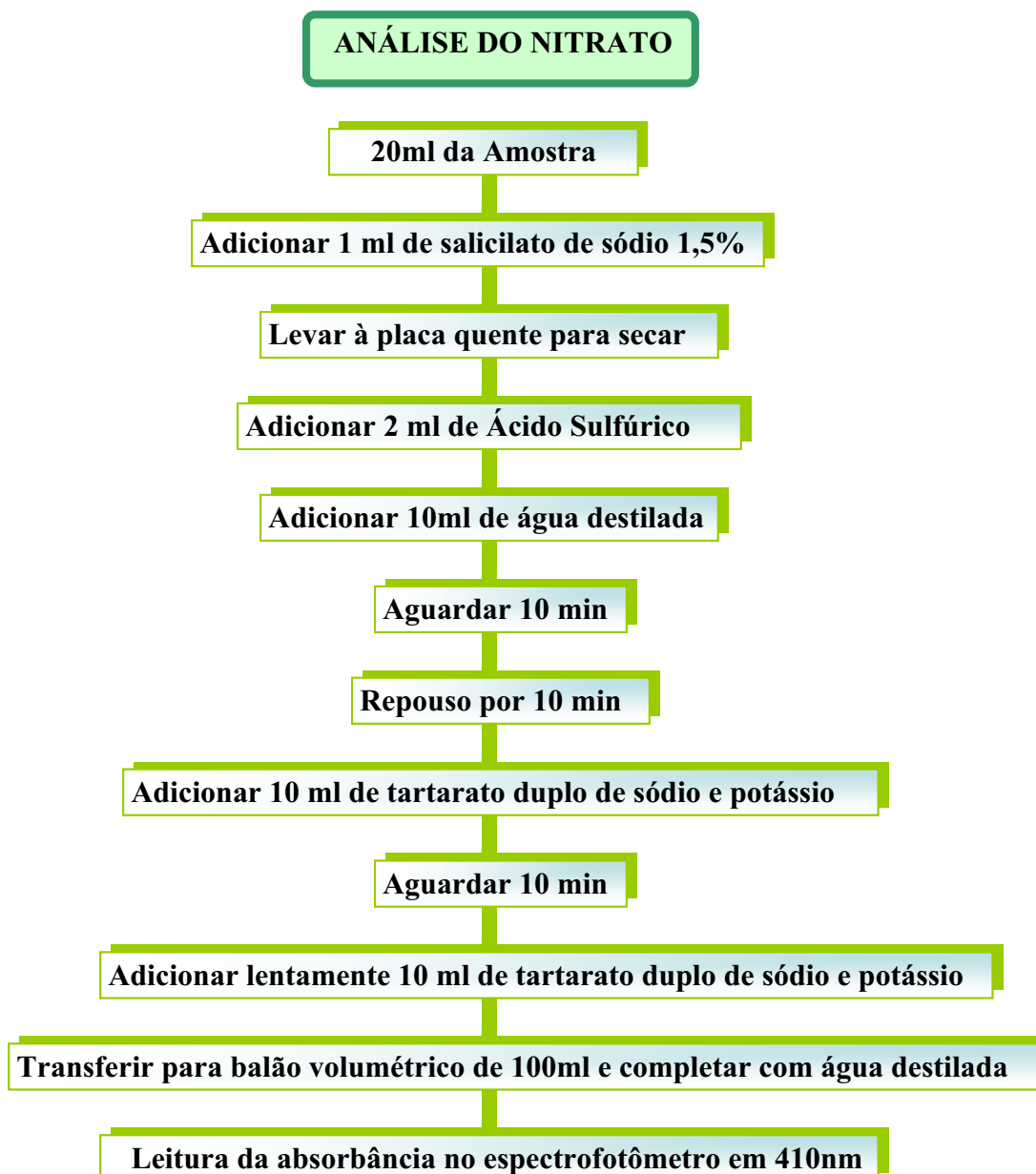


Figura 5 – Fluxograma da análise do nitrato e nitrogênio total, segundo Golteman *et al* (1978)



Figura 6 – Fluxograma da análise do amônio, segundo Golterman *et al* (1978)

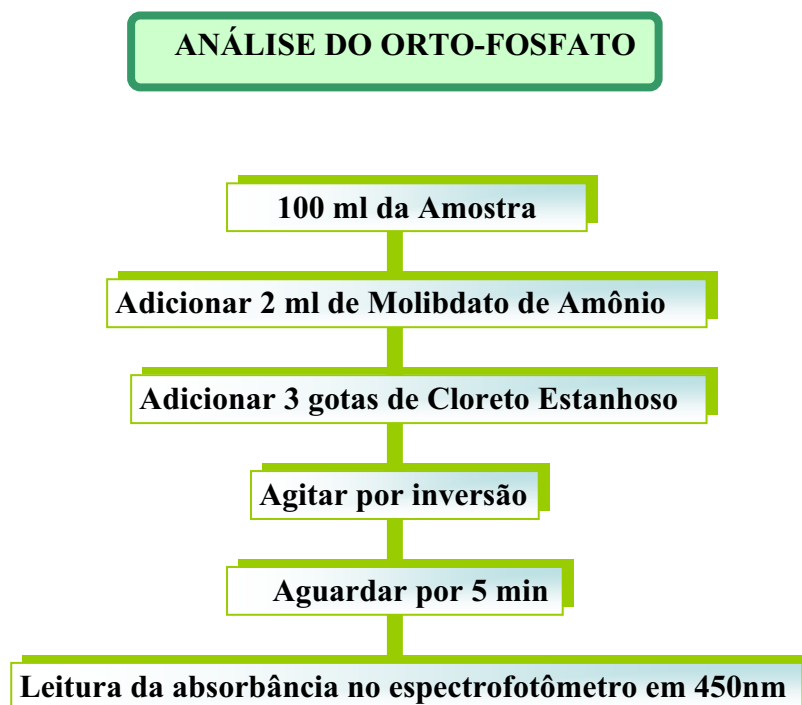


Figura 7 – Fluxograma da análise do Orto-fosfato, segundo APHA (1985).

3.4 – Indicadores de qualidade da água

Para avaliar a qualidade da água e diagnosticá-la como apropriada ao consumo humano foram utilizados indicadores químicos (Demanda Química de Oxigênio e Índice do Estado Trófico), assim como indicadores bióticos representados pela biomassa (Clorofila *a*), abundância relativa e índices ecológicos (riqueza, diversidade, dominância e equitatividade das espécies).

3.4.1 – Indicadores químicos

3.4.1.1 – Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para a análise da DQO (mgL^{-1}) foi empregada a metodologia descrita na figura 8 e análoga à metodologia aplicada pela Environmental Protection Agency's (EPA 410.4), US Standard Methods 5220D e ISO 15705, com o auxílio do digestor modelo Spectroquant TR 240 marca MERCK. A demanda química de oxigênio consiste em uma técnica utilizada para a avaliação do potencial de matéria redutora de uma amostra, através de um processo de oxidação química em que se emprega o dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). É uma medida do equivalente de oxigênio da porção de matéria orgânica na amostra que é susceptível à oxidação por um oxidante forte, podendo ser utilizada para auxiliar na análise da qualidade da água dos diversos ecossistemas aquáticos.

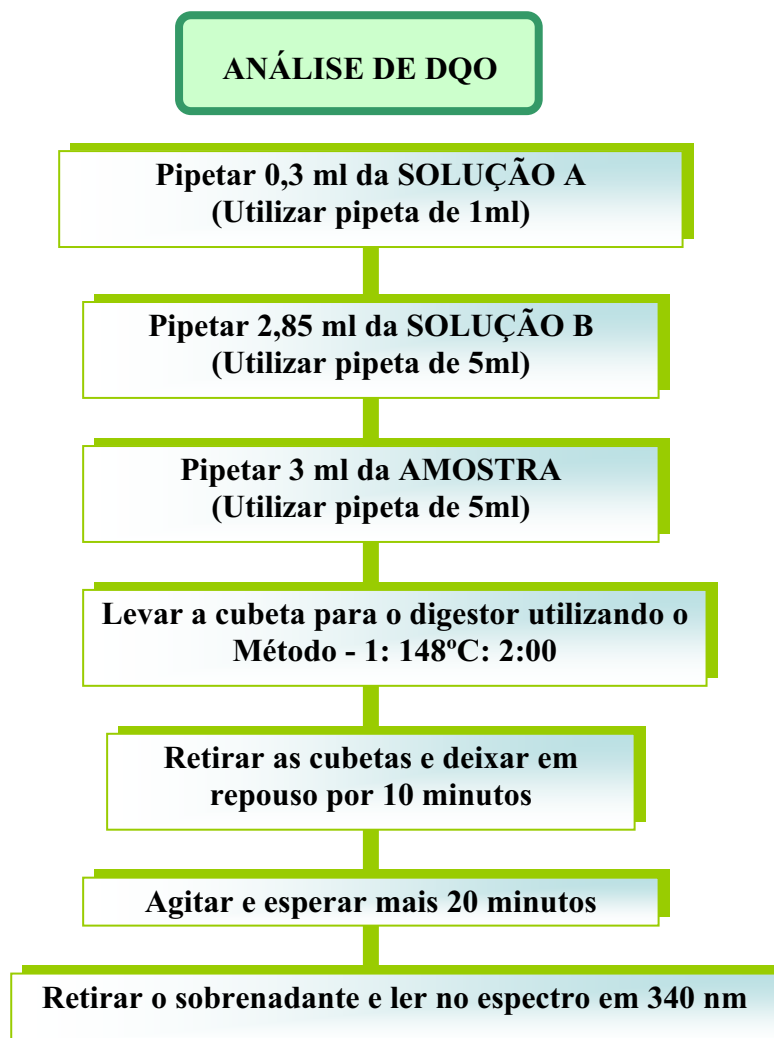


Figura 8 – Fluxograma da análise da DQO, segundo metodologia análoga à EPA 410.4, US Standard Methods 5220D e ISO 15705

3.4.1.2 – Índice do Estado Trófico (IET)

Para calcular o Índice do Estado Trófico calculado utilizando o índice de Carlson (1977) modificado para ambientes tropicais por Toledo *et al* (1983) (Tabela 2), que inclui uma expressão para o fósforo total solúvel reativo atribuindo maior peso para o fósforo total, orto-fosfato e clorofila *a* e menor peso à transparência, conforme ilustrado a seguir:

$$\text{IET (S)} = 10(6 - \frac{0,64 + \ln S}{\ln 2}), \text{ onde S = valor do disco de Secchi}$$

$$\text{IET (P)} = 10 [6 - \frac{\ln(80,32/P)}{\ln 2}], \text{ onde P = concentração de fósforo total}$$

$$\text{IET (PO}_4\text{)} = 10 [6 - \frac{\ln(21,67/\text{PO}_4)}{\ln 2}], \text{ onde PO}_4\text{ = concentração de orto-fosfato}$$

$$\text{IET (CHL)} = 10 (6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln \text{CHL}}{\ln 2}), \text{ onde CHL = valor de clorofila } a$$

$$\text{IET} = \frac{\text{IET(S)} + 2[(\text{IET (P)} + \text{IET (PO}_4\text{)} + \text{IET (CHL)})]}{7}$$

Tabela 2 – Critérios padrões de classificação do estado trófico (CARLSON, 1977 modificado por TOLEDO *et al*, 1983):

| Estado Trófico | IET |
|----------------|---------|
| Oligotrófico | < 44 |
| Mesotrófico | 44 – 54 |
| Eutrófico | >54 |

3.4.2 Indicadores Bióticos

3.4.2.1 – Biomassa (Clorofila *a*)

Para a análise da clorofila *a* (μgL^{-1}) foram coletadas amostras em garrafas de polietileno de 600ml, em 0,5m da coluna d'água. As amostras foram acondicionadas, protegidas da luz e transportadas para o laboratório sob refrigeração.

Em laboratório, foi filtrado um volume variando entre 100 e 200 ml da amostra de acordo com o material em suspensão existente na água. A filtração se realizou com auxílio de bomba a vácuo na ausência de luz, utilizando-se filtro de fibra de vidro Whatman 934-AH com 24 mm de diâmetro. Adicionou-se 1 mL de Carbonato de Magnésio (MgCO_3) na amostra para evitar a acidificação e a conseqüente transformação da clorofila em feofitina. Os filtros para extração dos pigmentos foram manuseados com pinça metálica e colocados em tubos de ensaio, contendo 10mL de acetona 90%, envolvidos com papel alumínio a fim de se manter protegidos da luz por cerca de 24hs. Após esse período, a amostra foi centrifugada por 10 minutos numa velocidade de 4500 rpm e o sobrenadante foi retirado e colocado em uma cubeta de 5cm para a leitura das absorbâncias em espectrofotômetro digital, modelo Genesys 10UV nos comprimentos de onda de 665nm, determinando o pico de absorção da luz pela clorofila *a* e 750nm para uma correção aproximada dos pigmentos coloridos e para a turbidez.

Foram utilizados valores de absorbância para calcular a concentração de clorofila *a*, através da fórmula de Marker *et al*, (1980), conforme mostra as equações a seguir:

$$\text{Clorofila } a = \frac{A \times K \times (665a - 665d) \times v}{V_f \times L}$$

Onde:

A = Coeficiente de absorção (11,0);

K = Índice de correção (2,43);

v = Volume da acetona 90% (10 mL);

V_f = Volume da amostra filtrada em litros (l);

L = Caminho óptico da cubeta (1cm);

665 a = Absorbância do extrato não acidificado;

665 d = Absorbância do extrato acidificado;

3.4.2.2 – Abundância Relativa do Fitoplâncton em Relação ao Gradiente Horizontal

As amostras foram coletadas nas três estações estudadas com o auxílio de garrafas de polietileno, lavadas previamente com ácido clorídrico em uma proporção de 1:3 e enxaguadas com água destilada. As amostras do fitoplâncton foram realizadas utilizando-se rede de malha 20 μm filtrando 21 litros de água bruta. Em seguida, as amostras foram fixadas em solução de Iodo-Lugol, segundo Chellappa (1990). Em laboratório as amostras foram analisadas com o auxílio de um microscópio da marca Taimim TM800, utilizando-se aumento de 40x.

Para as identificações taxonômicas dos principais gêneros e espécies foram consultadas as obras de Smith (1950), Desikachary (1959), Bicudo & Bicudo (1970); Prescott (1970); Lind & Brook (1980), Barber & Haworth (1981), Parra et al (1983); Wehr & Sheath (2003); Bicudo & Menezes (2005).

Para determinação quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi utilizada câmara de Sedgwick-Rafter, que possui 1mL de volume com fundo contendo 1.000 quadrados. Após 48 horas de sedimentação as amostras contidas em garrafas de polietileno de 1 litro, foram sifonadas desprezando-se parte do volume sobrenadante. O restante foi homogeneizado para evitar que as microalgas permanecessem no fundo. Foi transferida para a câmara de contagem, uma sub-amostra utilizando-se uma ponteira de 1mL. A câmara de contagem foi observada no microscópio óptico de marca Taimim TM800 e nela foram contados 10 quadrados aleatórios. Durante a contagem foram considerados como um indivíduo, as células isoladas, as colônias inteiras e fragmentadas e os filamentos contendo mais de 10 células.

3.4.2.3 – Índices Ecológicos do Fitoplâncton

Os índices ecológicos são utilizados para caracterizar a estrutura da comunidade, reúne várias informações e pode ser usado como uma variável ambiental adicional. A quantificação da biodiversidade depende basicamente do número de espécies presentes (S), riqueza de espécies (R) e da distribuição de indivíduos entre as espécies (Similaridade). Assim, a avaliação semi-quantitativa destes índices permitem caracterizar as relações de abundância de espécies na comunidade estabelecendo diferenças relacionadas com riqueza, número de espécies e uniformidade de distribuição dos indivíduos (PIELOU, 1966; MARGALEF, 1958).

Os índices ecológicos do fitoplâncton foram calculados a partir dos números de organismos obtidos e analisados no Canal do Pataxó e depois da ETA devido ao maior número de amostras. De acordo com Whittaker (1972), existem três tipos de diversidade, mas neste trabalho utilizaremos para o fitoplâncton apenas a alfa-diversidade (α), que está relacionada com a diversidade local (mesmo habitat) e a beta-diversidade (β), que está relacionada com a diversidade de locais diferentes (Canal do Pataxó e depois da ETA). A seguir, encontra-se a descrição metodológica para obtenção dos valores dos índices ecológicos estudados.

- Riqueza das espécies

Este índice avalia o número total de espécies, enfatizando as proporções relativas das diferentes espécies na comunidade. Foi calculada segundo a fórmula de Margalef (1958):

$$R = \frac{S - 1}{\text{Log } N}$$

Onde:

R= Riqueza de espécies

S= Número total de espécies na amostra

N= Número total de indivíduos na amostra

- Diversidade das espécies

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (1949) foi utilizado como medida numérica de diversidade. Expressa a quantificação do número de espécies (riqueza de espécies) na comunidade e sua distribuição entre elas. Permite, portanto avaliar tanto a abundância como a similaridade das espécies. Foi escolhido por ser de aplicação simples e prática e os valores obtidos podem ser comparados teoricamente. Para o seu cálculo foi utilizada a seguinte fórmula:

$$H' = -\sum (n/N) \cdot \log(n/N)$$

Onde:

H'= Índice de diversidade de Shannon-Weaver

n = Número de indivíduos de cada espécie na amostra

N = Número total de indivíduos na amostra

- Dominância das espécies

Esta é uma medida baseada na importância proporcional da espécie mais abundante na amostra. Nesta pesquisa foi determinada segundo Bergen-Parker (1970), utilizando a fórmula abaixo:

$$\text{IBP} = \frac{N \text{ máx}}{NT}$$

Onde:

IBP = Índice de Bergen-Parker

Nmáx = Número máximo de indivíduos da espécie mais abundante na amostra

NT = Número total de indivíduos da amostra

- Co-existência (Equitatividade) das espécies fitoplanctônica

O coeficiente de similaridade é uma medida qualitativa apropriada para medir o grau de similaridade entre amostras de locais diferentes em termos de variedade de espécies. Neste trabalho para avaliar a equitatividade na distribuição das espécies entre os dois pontos de estudo, o cálculo foi determinado segundo Pielou (1975), aplicando-se a fórmula seguinte:

$$J = \frac{H'}{\text{Log}S}$$

Onde:

J = Índice de Pielou

H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaner

Log S = Número de espécies de cada amostra

3.5 – Análises Estatísticas dos Dados

Para verificar a relação entre as variáveis bióticas e abióticas foi realizada a Correlação de Pearson com nível de significância $p < 0,05$. O Test-t ($p < 0,05$) foi utilizado para verificar se houve diferenças significativas nas concentrações de DQO e clorofila *a* antes e depois da estação de tratamento da água. Para as análises estatísticas utilizou-se o programa computadorizado Statistic versão 6.0.



Resultados

Artigo I

**Aspectos Limnológicos, Demanda Química de Oxigênio e Clorofila *a* do
Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA
& NAITHIRITHI T. CHELLAPPA.

Artigo a ser submetido para publicação na Brazilian Journal of Biology

ISSN: 1519-7108

Revista de QUALIS A (CAPES/MEC)

Área: Ecologia e Meio Ambiente

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

2007

**Aspectos Limnológicos, Demanda Química de Oxigênio e Clorofila *a* do
Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA¹ & NAITHIRITHI T.
CHELLAPPA^{1*}

¹Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Via Costeira, s/ n. Praia de Mãe Luiza CEP 59014-100 Natal/RN. E-mail: fabirac@gmail.com;
*chellappa@dol.ufrn.br.

Abstract: Limnological aspects, Free Oxygen Demand and Chlorophyll *a* in Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte.

This study examined the spatial-temporal modifications and water quality through chemical and biotic indicators during dry and wet seasons. Limnological aspects, Free Oxygen Demand and Chlorophyll *a* were analyzed in three specific points: Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir, which is an important public use reservoir in RN, Canal do Pataxó (before water treatment), Itajá, RN, and after the water treatment. Water samples from the reservoir were collected during both dry (January, February and November 2006) and wet seasons (March to June 2006). Temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, concentrations of nitrate-nitrogen, ammonia, nitrogen, orthophosphate, chlorophyll *a* and free oxygen demand were measured. The Index of Trophic State Criteria was utilized to assess the trophic state in all three areas. Results indicate that nitrogen, ammonia and orthophosphate values were considerably higher in the reservoir than in Canal do Pataxó and after the water treatment. Chlorophyll *a* concentrations in the study reservoir were higher in the surface during both wet ($199.2 \mu\text{g.L}^{-1}$) and dry ($6.18 \mu\text{g.L}^{-1}$). Furthermore, before the water treatment, Chlorophyll *a* concentrations decreased from $0.9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (January / 2006) to $0.120 \mu\text{g.L}^{-1}$ (May / 2006) and after water treatment moderate values were registered ($0.035 \mu\text{g.L}^{-1}$). Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir, Canal do Pataxó and WST were classified as eutrophized, mesotrophic and oligotrophic, respectively, considering the free oxygen demand and the Index of Trophic State Criteria.

Key words: Canal do Pataxó/RN, Physical-chemical variables, Free oxygen demand, Chlorophyll *a*, water quality.

Resumo: Aspectos Limnológicos, Demanda Química de Oxigênio e Clorofila *a* do Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar as mudanças espaço-temporal e comparar a qualidade da água através de indicadores químicos e biomassa durante os períodos de estiagem e de chuvas. As características limnológicas, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e clorofila *a* foram estudadas em três pontos distintos: Na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves (um importante reservatório de abastecimento público no RN), no Canal do Pataxó (antes do tratamento da água), Itajá, RN; e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA). Na barragem foram realizadas amostras da água em ambos os períodos de estiagem (janeiro, fevereiro e novembro 2006) e de chuvas (março a junho 2006). Foram analisados pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrato, amônio, ortofosfato, clorofila *a* e DQO. O Índice de Estado Trófico foi utilizado para calcular o estado trófico nas três áreas estudadas. Os resultados indicaram que os valores de nitrato, amônio e orto-fosfato foram relativamente mais elevados na barragem do que no canal e depois da ETA. As concentrações de clorofila *a* na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves foram maiores na superfície no período de chuvas ($199,2\mu\text{g.L}^{-1}$) e de estiagem ($6,18\mu\text{g.L}^{-1}$). Antes da ETA, houve um decréscimo de $0,9\mu\text{g.L}^{-1}$ (janeiro 2006) até $0,120\mu\text{g.L}^{-1}$ (maio 2006) e depois da ETA os valores foram moderados ($0,035\mu\text{g.L}^{-1}$). A DQO e os índices de estado trófico caracterizaram a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, o Canal do Pataxó e depois a ETA como sendo, respectivamente, eutrófica, mesotrófica e oligotrófica.

Palavras-chave: Canal do Pataxó/RN, Variáveis físico-químicas, Demanda de Química de Oxigênio, Clorofila *a*, Qualidade da água.

Introdução

Os ecossistemas de água doce são geralmente formados por duas fases denominadas fase de água clara (clear water phase), onde ocorre presença de plantas submersas, peixes e organismos planctônicos suspensos e fase de água turbida (turbid water phase) com matéria orgânica particulada, formação de blooms de microalgas e transparência reduzida. Uma situação intermediária, entre esses dois extremos tem sido relativamente rara (Scheffer, 2004).

Os parâmetros indicadores de qualidade da água de um sistema aquático podem ser estimados através de análises físicas, químicas e biológicas. As análises físicas e químicas permitem um conhecimento instantâneo das condições da água, no momento em que são feitas as medições. Estas análises tornam-se um tanto drásticas quando o objeto de estudo é um sistema lótico no qual a correnteza faz com que a água seja continuamente renovada em cada ponto. Medições periódicas durante um tempo considerável aumentam significativamente o valor informativo dos métodos físicos e químicos, reduzindo o caráter discreto da informação (Lobo *et al*, 2002).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é utilizada para medir a concentração da matéria orgânica biodegradável e a quantidade de oxigênio dissolvido durante o processo de decomposição. A DQO é geralmente utilizada como um indicador de qualidade da água nos estudos de poluição orgânica. O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2005) na Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento. De acordo com essa classificação as águas destinadas ao abastecimento para consumo humano está inserida na classe 1 e dispõe de $3,0 \text{ mgL}^{-1}$ de O_2 como valor máximo para a demanda bioquímica de oxigênio.

A clorofila *a* é um pigmento universalmente presente em todos os grupos taxonômico de algas, e sua concentração na água é utilizada como indicador da biomassa ativa, tanto para microalgas em cultura, como para fitoplâncton e perifíton (Clarke *et al*, 2006). Em especial, a produtividade primária fitoplanctônica, tem recebido atenção nos estudos limnológicos, uma vez que representa uma das maiores entradas de matéria orgânica e de energia potencial responsável pelo funcionamento do sistema (Wetzel, 1983). A pigmentação em vários táxons-específicos pode ser usada para caracterizar a estrutura do

fitoplâncton por meio da absorção ou por quantificação direta e absoluta de pigmentos fotossintéticos. As espécies do fitoplâncton diferem de todos os outros materiais em suspensão pelo seu conteúdo de clorofila *a* e em alguns táxons-específicos apresentam ainda clorofilas adicionais, tais como clorofila *b* e *c* (Wilhelm *et al*, 2004). No entanto, recentemente foi encontrada uma espécie de cianobactéria “*Acaryochloris marina*” que contém clorofila *d*, a única que utiliza tal pigmento como sua principal fonte de energia ao invés da clorofila *a* (Kuhl *et al*, 2005).

Nos lagos não somente a clorofila *a*, mas também a luz e a distribuição de nutrientes influenciam fortemente nas atividades fisiológicas das células do fitoplâncton (Wilhelm *et al*, 2004). Assim, o estudo da comunidade biótica e da biomassa (clorofila *a*), associado aos parâmetros físicos e químicos, pode detectar possíveis alterações na qualidade das águas, bem como avaliar tendências ao longo do tempo, que se refletem em modificações no habitat ou no comportamento dos organismos aquáticos. Além disso, a análise dos níveis de clorofila *a* pode estabelecer uma correlação entre a ocorrência das espécies e a biomassa e, desta forma, buscar indicadores biológicos da qualidade de água.

Na região semi-árida do nordeste brasileiro o conceito de qualidade de água é associado à existência de sais nos reservatórios. Assim, os açudes e barragens têm acentuada relevância por constituírem as únicas fontes de água doce utilizadas para abastecer as populações. Estes reservatórios devem ser gerenciados de maneira interdisciplinar, diante de sua dinâmica e complexidade minimizando os impactos e promovendo interação com a bacia hidrográfica, para que se possa obter água de boa qualidade e otimizar seus múltiplos usos (Tundisi, 2005). Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água de pontos determinados na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no Canal do Pataxó e após o tratamento da água, localizados na região semi-árida do Rio Grande do Norte, através do estudo dos fatores físicos, químicos e biológicos durante um ciclo semestral e oferecer um diagnóstico relativo à utilização dessa água pela população.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Barragem Armando Ribeiro Gonçalves (ARG) situada na região do vale do Assu é a fonte que abastece o Canal do Pataxó inserido na zona do Sertão do Estado do Rio Grande do Norte, região Nordeste do Brasil. O Canal do Pataxó apresenta 9 km de extensão, iniciando-se na referida barragem, no município de Assu, de onde a água é captada e conduzida até o Rio Pataxó situado no município de Ipanguaçu (Fig. 1).

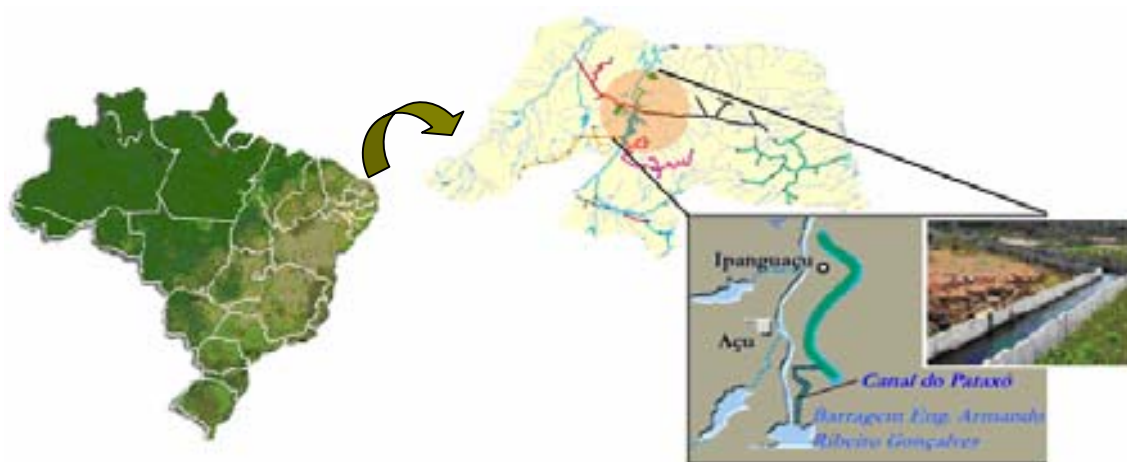


Figura 1 – Localização da área de estudo: Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e Canal do Pataxó (Fonte: CAERN).

O estudo foi realizado em três pontos distintos, durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006, sendo o primeiro ponto na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, situada no distrito de Oiticica II, a dois quilômetros da cidade de Assu, entre as coordenadas $5^{\circ}40'12.10''S$ e $36^{\circ}52'43.18''W$. O segundo, situado no próprio Canal do Pataxó próximo à BR-304, à 210 km da capital do estado, entre as coordenadas $5^{\circ}38'36.32''S$ e $36^{\circ}52'54.58''W$, à 80m do local de captação para a Estação de Tratamento da Água (ETA). O terceiro ponto na ETA, onde a água recebe aditivos químicos sob a coordenação da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), tornando-se apropriada para o consumo dos habitantes das cidades de Angicos, Fernando Pedrosa, Pedro Avelino, Lajes, Caiçara do Rio dos Ventos, Riachuelo, Pedra Preta e Jardim

de Angicos, além de 32 comunidades rurais, que são abastecidas pelo sistema adutor Sertão Central Cabugi (Fig. 2).



Figura 2 – Pontos de coleta: Ponto 1 - Barragem Armando Ribeiro (ARG). Ponto 2 - Antes da estação de tratamento (ETA). Ponto 3 - Depois da estação de tratamento.

Fatores Climatológicos

Os dados pluviométricos, temperatura do ar e velocidade do vento foram obtidos na EMPARN (Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio Grande do Norte).

Coleta de Amostras

As análises limnológicas foram realizadas utilizando amostras "*in situ*", realizadas a partir de um número limitado de estações. Foram realizadas duas amostragens padrões na Barragem ARG, a primeira no período de maior precipitação pluviométrica (abril de 2006) e a segunda no período de estiagem (novembro de 2006). Para se obter informações referentes às variações espaciais e temporais naquele ambiente. No Canal do Pataxó e depois da ETA as coletas foram realizadas quinzenalmente durante um período de sete meses (janeiro de 2006 a junho de 2006 e novembro de 2006).

Nas três estações estudadas as amostras foram colocadas em garrafas de polietileno lavadas previamente com ácido clorídrico na proporção de 1:3 e enxaguadas com água

destilada. As coletas na barragem foram realizadas na superfície, meio (20m) e fundo (30m) com auxílio da garrafa de Van Dorn com capacidade para 3 litros. Para todas as amostragens os parâmetros físicos e químicos como pH, temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram medidos em campo utilizando o kit Multiparâmetro WTW Multi 340i. A turbidez foi analisada com o auxílio do turbidímetro marca LaMotte 2020. A demanda química de oxigênio (DQO) foi analisada utilizando-se padrões com escala entre 4,0 e 40mgL⁻¹, seguindo o método análogo ao Environmental Protection Agency's (EPA 410.4), US Standard Methods 5220D e ISO 15705, com o auxílio do digestor modelo Spectroquant TR 240 marca MERCK. Para a análise dos nutrientes inorgânicos a água foi acondicionada em gelo até o laboratório, onde foram analisados nitrato (Golterman *et al*, 1978), orto-fosfato (Apha, 1985) e amônio (Golterman *et al*, 1978).

A produtividade primária foi computada pela extrapolação de medidas pontuais (Cestari *et al*, 1996). As amostras para análise da clorofila *a* foram coletadas em garrafas de polietileno com capacidade para 600ml, sendo acondicionadas, protegidas da luz e transportadas para o laboratório sob refrigeração. Em laboratório, a filtragem foi realizada com filtro de fibra de vidro Whatman 934-AH com 24 mm de diâmetro, com auxílio da bomba a vácuo na ausência de luz. Após 24h em acetona a 90% foi realizada a leitura da absorbância nos comprimentos de onda 665 e 750nm em espectrofotômetro. Os valores foram posteriormente inseridos na fórmula de Marker *et al* (1980) correspondente à análise de clorofila *a* obtendo-se sua concentração em µgL⁻¹.

Para calcular os valores de transparência da água, concentração de fósforo total, concentração de orto-fosfato e de clorofila *a* foram utilizados o índice de estado trófico nos pontos estudados, com menor ênfase aos valores de transparência. O ambiente foi classificado quanto ao seu grau de trofia, em oligotrófico, mesotrófico ou eutrófico (Carlson, 1977).

Análise dos Dados

Para análise estatística dos dados foi utilizada a Correlação de Pearson através do programa Statistic versão 6.0, para avaliar relações entre os fatores bióticos e abióticos, sendo consideradas significativas apenas as correlações $p < 0,05$. Através deste mesmo

programa, foi realizado o test-t ($p < 0,05$) para avaliar se houve diferenças significativas na concentração de clorofila *a* e DQO antes e depois da estação de tratamento da água.

Resultados

O regime pluviométrico registrado no período de estudo constata um maior volume de chuvas durante o mês de abril, sendo apontado para este período 190,4mm, tendo como subseqüentes os meses de março, maio e junho. O período de estiagem compreendeu os meses de janeiro, fevereiro e de julho a novembro, sendo que as coletas ocorreram apenas nos meses de janeiro, fevereiro e novembro (Fig. 3).

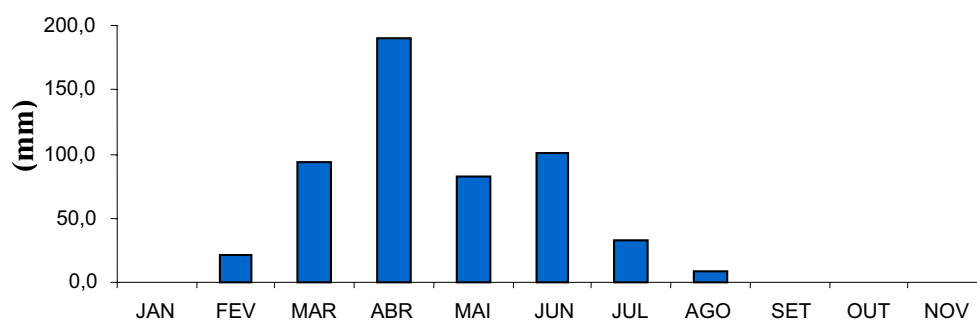


Figura 3 – Valores mensais da pluviometria, durante o período de janeiro a novembro de 2006.

A temperatura média do ar variou de 30,16°C em janeiro/06 a 26,95°C em abril/06. Nos dias das coletas em média um máximo de 29,2 °C em janeiro e mínimo de 26,9° C na primeira quinzena de abril/06. Em relação à velocidade do vento, houve uma média sem grandes alterações ao longo dos meses, com médias de 2,8ms⁻¹ no período chuvoso a 0,76ms⁻¹ no período de estiagem.

A evaporação média diária, no período estudado atingiu um valor mínimo em torno de 4,5mm/dia em abril/06 e valor máximo em janeiro/06 de 20,2mm/dia. Neste caso, registrou-se uma diminuição de evaporação no período de maior pluviometria se associando à diminuição da temperatura nesse período e à ocorrência de chuvas.

Na barragem Armando Ribeiro Gonçalves obteve-se para a transparência um valor de 0,60m no período chuvoso e 0,2 no período de estiagem. No Canal do Pataxó a

transparência variou de 0,51m no mês de janeiro (período seco) com profundidade neste mês de 0,70 até 0,95m no mês de abril (período chuvoso) com profundidade média de 1,3m (Fig. 4). Durante todo o período de estudo houve relativamente a mesma intensidade de luz em toda a coluna d'água, não sendo necessário medir a extensão da zona eufótica.

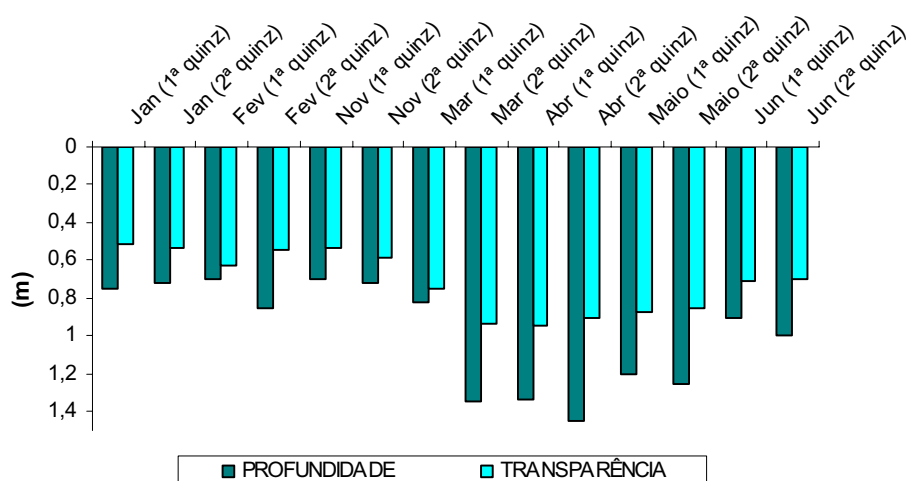


Figura 4 – Perfil vertical quinzenal da transparência da água e profundidade do Canal do Pataxó, durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006.

A vazão média da Barragem ARG foi de $9 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no período seco e $14 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no período chuvoso. No Canal do Pataxó a vazão obteve valores aproximados com média de $2,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em todo o período de estudo e correnteza da água variando de $0,5 \text{ ms}^{-1}$ a $0,7 \text{ ms}^{-1}$ com movimento unidirecional da água.

Na tabela 1, pode-se observar uma variação espaço-temporal padrão analisada através dos parâmetros químicos da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, evidenciando a baixa estratificação térmica ao longo da coluna d'água tanto no período seco como no chuvoso. O pH apresentou-se alcalino durante todo estudo com média de $8,31 (\pm \text{DP } 0,21)$ no período de estiagem e de $8,18 (\pm \text{DP } 0,29)$ no período chuvoso. A estratificação do oxigênio dissolvido na coluna d'água foi maior no período seco do que no chuvoso ocorrendo saturação do oxigênio entre 30 e 96% da superfície para o fundo no período seco e uma menor diferença entre 45% e 80% no período chuvoso. A condutividade elétrica máxima foi de $382 \mu\text{Scm}^{-1}$ na superfície no período seco e mínima de $202 \mu\text{Scm}^{-1}$ no fundo

no período chuvoso. A turbidez foi menor no fundo, tanto no período seco quanto no chuvoso.

Tabela 1 – Parâmetros físicos e químicos da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, durante os períodos de estiagem (Novembro/2006) e chuvoso (Abril/2006).

| BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|------|-------|-----------|-------|---------------------------|-------|------------|-------|---------------------|-------|----------------|-------|--|
| Parâmetros Químicos | pH | | Temp (°C) | | O.D. (mgL ⁻¹) | | O.Sat. (%) | | Cond. Elét. (µS/cm) | | Turbidez (NTU) | | |
| | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | |
| Superfície | 8,54 | 8,44 | 29,6 | 28,6 | 6,11 | 5,22 | 96 | 80 | 382 | 222 | 15 | 12 | |
| Meio | 8,28 | 8,10 | 28,2 | 28 | 4,25 | 3,81 | 72 | 65 | 359 | 212 | 10,2 | 9,8 | |
| Fundo | 8,12 | 8,0 | 25,2 | 25 | 1,24 | 2,14 | 30 | 45 | 361 | 203 | 5,1 | 5 | |

As análises no Canal do Pataxó e após o tratamento da água, de modo geral, apresentaram-se maiores antes da estação de tratamento. Desta forma, ocorreram pequenas amplitudes de variações na temperatura da água, que variou de 27,5°C na primeira quinzena do mês de abril a 31,5°C na segunda quinzena de janeiro, antes da ETA e de 27°C na segunda quinzena de maio a 32,5°C na 2ª quinzena de janeiro, depois da ETA. (Fig. 5A).

Os valores da distribuição do oxigênio dissolvido foram moderados no período estudado, com médias de 5,62mgL⁻¹ (± DP 0,73) no Canal do Pataxó e de 4,37mgL⁻¹ (± DP 0,90) depois da ETA, sendo as menores concentrações observadas na primeira quinzena de junho e as maiores no fim de março e início de abril. A porcentagem de saturação foi maior antes da ETA do que depois da ETA durante todo o período estudado, com máximo de 81% e mínimo de 62% antes da ETA e valores entre 42 e 72% depois da ETA (Fig. 5B).

O pH apresentou-se sempre alcalino com média de 8,40 (± DP 0,52) antes da ETA e com média de 7,61 (± DP 0,34) depois da ETA, mostrando uma diminuição no pH após o processo de tratamento da água. Os maiores valores foram observados no final do mês de março (9,67) no canal e no fim de maio (8,26) após o tratamento (Fig. 5C).

A média da condutividade elétrica na água foi de 237,33 µS.cm⁻¹ (± DP 23,97) no Canal do Pataxó, com máximo de 277,0 µS.cm⁻¹ no início do mês de março. Após o tratamento a média foi de 240,58 µS.cm⁻¹ (± DP 23,26), com máximo de 282,0 µS.cm⁻¹ no mesmo período, apresentando sempre valores muito aproximados entre os dois pontos de estudo (Fig. 5D).

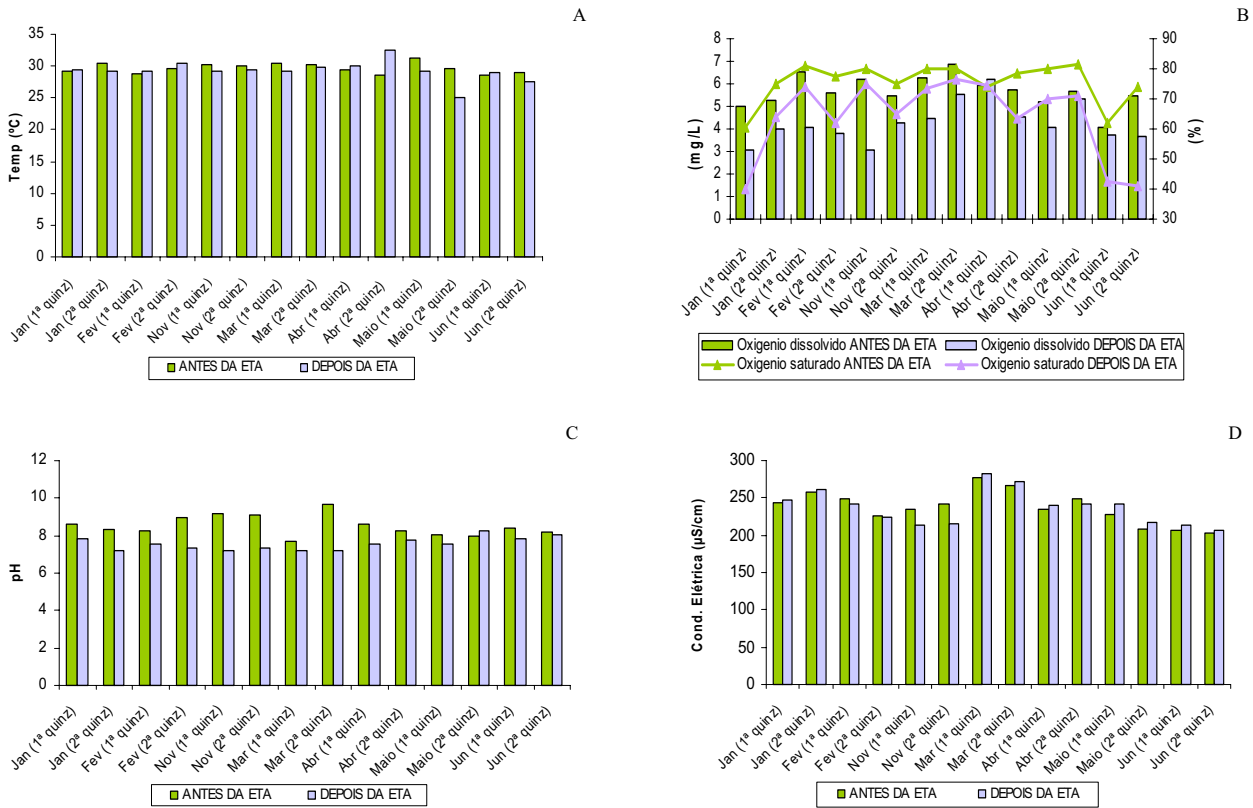


Figura 5 – Variação dos valores da temperatura da água (A), oxigênio dissolvido e saturado (B), pH (C), condutividade elétrica (D) antes e depois da ETA, durante o período estiagem (jan, fev e nov de 2006) e chuvoso (mar, abr, mai, jun de 2006).

A tabela 2 apresenta os parâmetros químicos da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves mostrando as menores concentrações de nutrientes no período de maior pluviometria (Abril/2006), com concentrações mais elevadas durante o período de estiagem (Novembro/2006), com exceção do orto-fosfato.

Tabela 2 – Nutrientes inorgânicos da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, durante os períodos de estiagem (Novembro/2006) e chuvoso (Abril/2006).

| Parâmetros Químicos | BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES | | | | | | | | | | | |
|---------------------|------------------------------------|-------|----------------------|-------|----------------------|-------|----------------------|-------|----------------------|-------|------|-------|
| | Nitrito | | Amônio | | Orto-fosfato | | NT | | PT | | N:P | |
| | (mgL ⁻¹) | | (mgL ⁻¹) | | (mgL ⁻¹) | | (mgL ⁻¹) | | (mgL ⁻¹) | | | |
| | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| Superfície | 0,24 | 0,05 | 0,79 | 0,46 | 0,58 | 0,25 | 6,3 | 5 | 2,16 | 1,098 | 2:1 | 4:1 |
| Meio | 0,15 | 0,04 | 0,57 | 0,34 | 0,32 | 0,24 | 5,1 | 4,5 | 2,12 | 1,085 | 2:1 | 4:1 |
| Fundo | 0,09 | 0,06 | 0,59 | 0,17 | 0,29 | 0,21 | 6 | 4 | 2,1 | 1,08 | 2:1 | 3:1 |

No Canal do Pataxó e depois da ETA os valores dos nutrientes inorgânicos apresentaram-se moderados conforme demonstrado nas figuras 6 e 7 com valores menores após o tratamento da água.

O orto-fosfato dissolvido na água está representado na figura 6A, onde se pode observar uma concentração máxima no início do mês de fevereiro de 0,1mgL⁻¹ antes da ETA e de 0,065mgL⁻¹ depois da ETA. Durante todo o período de estudo houve decréscimo na concentração de orto-fosfato após o tratamento da água. Os valores no Canal do Pataxó apresentaram-se maiores do que 0,025mgL⁻¹, permitido pelo CONAMA (2005), e oscilatório ao redor deste limite depois da ETA, com valores acima do permitido nos períodos de fevereiro, março, segunda quinzena de abril e maio a junho e novembro.

Com relação ao nitrato (Fig. 6B), antes do tratamento os níveis foram mais altos do que depois da estação de tratamento entre os meses de março a junho. Com concentrações baixas e ausência de variações durante todo o período de estudo tanto antes quanto depois do tratamento da água, chegando a um máximo de 0,498mgL⁻¹ em junho no Canal do Pataxó e 0,387mgL⁻¹ no mesmo mês depois do tratamento. Durante todo o período de estudo as concentrações de nitrato foram menores tanto antes quanto depois do tratamento da água em relação ao limite de 1,5mgL⁻¹ estabelecido pelo CONAMA.

Na figura 6C, pode se observar que o amônio apresentou valores maiores antes da ETA do que depois da ETA durante a maioria dos meses em estudo. No Canal do Pataxó as concentrações foram mais altas no mês de fevereiro ($0,63\text{mgL}^{-1}$) e segunda quinzena de abril ($0,823\text{mgL}^{-1}$). Depois da ETA os valores foram aproximados durante todo o período de estiagem, com maior concentração ($0,639\text{mgL}^{-1}$) na segunda quinzena de abril. Os valores durante todo o período de estudo foram maiores do que o permitido pelo CONAMA, o qual adota o limite de $0,02\text{mgL}^{-1}$ para águas de abastecimento público.

Neste estudo, considerando a Barragem ARG um ambiente lântico os valores de nitrogênio total (NT) foram maiores do que o valor de $1,27\text{mgL}^{-1}\text{N}$ estabelecido pelo CONAMA, apresentando-se entre $6,35\text{mgL}^{-1}$ na superfície e $5,1\text{mgL}^{-1}$ no meio da coluna d'água durante o período de estiagem e entre $5,0\text{mgL}^{-1}$ na superfície e $4,0\text{mgL}^{-1}$ no fundo no período chuvoso. Em relação aos valores de fósforo total (PT) os resultados na barragem também foram mais altos do que $0,020\text{mgL}^{-1}\text{P}$, valor permitido pelo CONAMA. Com concentrações entre $2,16\text{mgL}^{-1}$ na superfície e $2,10\text{mgL}^{-1}$ no mês correspondente ao período de estiagem e entre $1,098\text{mgL}^{-1}$ na superfície e $1,080\text{mgL}^{-1}$ no fundo no mês correspondente ao período chuvoso, de acordo com a tabela 2, citada anteriormente.

No Canal do Pataxó, considerado um ambiente lótico em decorrência de sua correnteza, foi observado valores com média de $2,77\text{mgL}^{-1}\text{N}$ (\pm DP 0,70) durante o período de estiagem e média de $1,81\text{mgL}^{-1}\text{N}$ (\pm DP 0,89) no período chuvoso, apresentando-se acima do limite estabelecido pelo CONAMA em todo o período de estudo. Depois do tratamento da água observa-se que as concentrações diminuíram consideravelmente, embora ainda apresente valores maiores do que o permitido, com valores entre $0,12$ e $1,98\text{mgL}^{-1}\text{N}$ durante o período de estudo (Fig. 7A).

O fósforo total (PT) também apresentou valores maiores no canal do que depois do tratamento. No Canal do Pataxó observaram-se concentrações mais elevadas no período de estiagem, destacando-se os valores da primeira e segunda quinzena de fevereiro ($0,17$ e $0,19\text{mgL}^{-1}\text{P}$, respectivamente). Depois da ETA, os valores foram baixos com média de $0,011\text{mgL}^{-1}\text{P}$ (\pm DP 0,01) durante todo o período de estudo. As concentrações de fósforo total após o tratamento da água apresentam-se menores do que o estabelecido pela resolução do CONAMA (Fig. 7B).

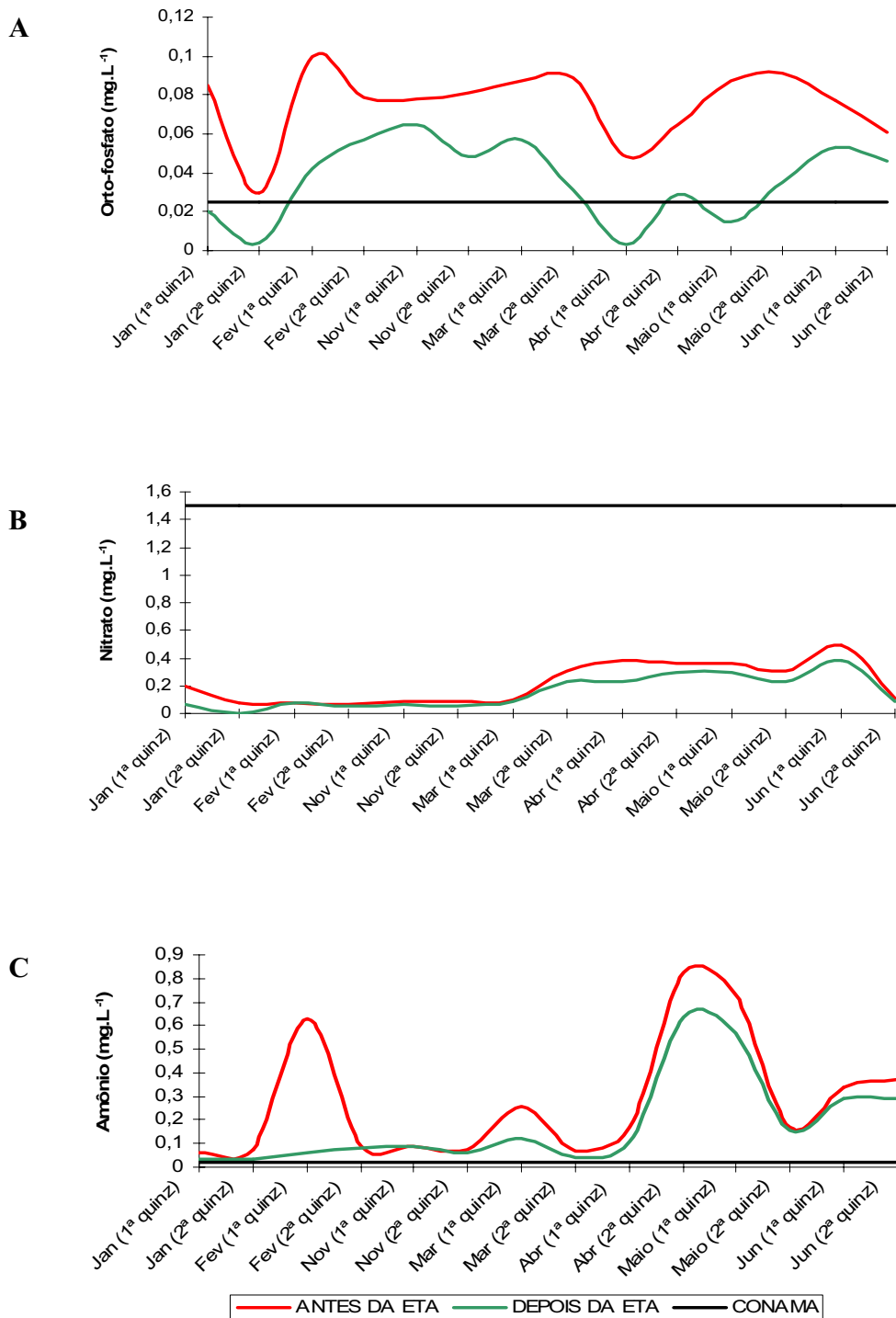


Figura 6 – Distribuição dos nutrientes inorgânicos (A - Orto-fosfato; B - Nitrato; C - Amônio) durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006, antes e depois da ETA.

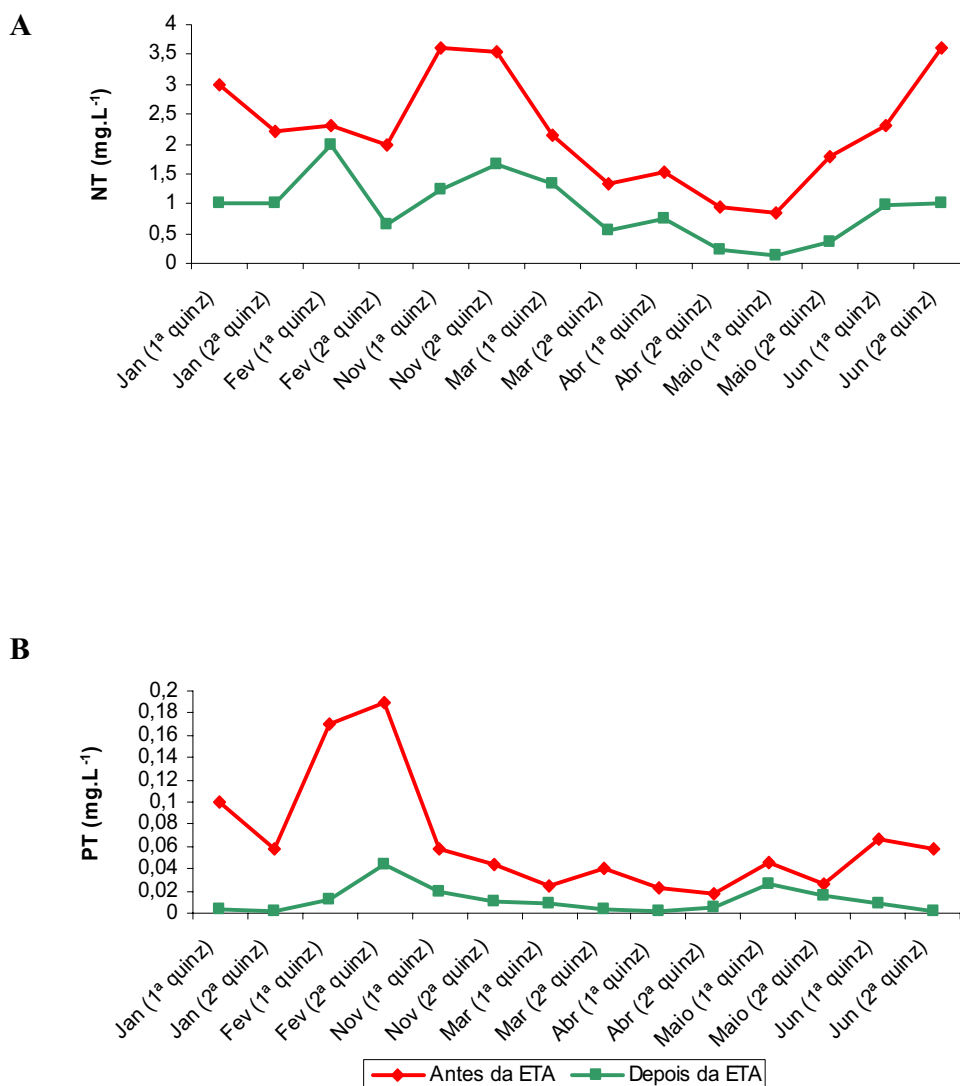


Figura 7 – Variação de A - nitrogênio total (NT) e B - fósforo total (PT) antes e depois da ETA, durante o período de estudo.

A partir das análises na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves pôde-se obter um padrão temporal e sazonal das concentrações de DQO para o presente estudo, em geral, os valores se apresentaram baixos, de modo que, no período de estiagem foram discretamente mais elevados (5,21; 5,64 e 6,05) do que no chuvoso (4,52; 4,12 e 4,92), respectivamente, na superfície, meio e fundo, estando deste modo dentro do valor considerado moderado para reservatórios de abastecimento público (Tabela 3). De um modo geral, os resultados

encontraram-se fora desta escala apresentando-se menores do que $1,0\text{mgL}^{-1}$ tanto no Canal do Pataxó como depois da Estação de Tratamento da Água (ETA).

Tabela 3. Qualidade da água em relação aos valores dos níveis de DQO em reservatórios de abastecimento público (Fonte: Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA).

| Qualidade da Água | Nível de DQO (mgL^{-1}) |
|-------------------|------------------------------------|
| Muito boa | Abaixo de 1 ^(*) |
| Moderada | 3-5 ^(*) |
| Pouco poluída | 6-9 |
| Muito poluída | Acima de 10 |

^(*) Valores encontrados neste estudo

Na figura 8 estão representados os valores da DQO no Canal do Pataxó (antes da ETA) e depois da ETA durante todo o período de estudo, mostrando todos os valores abaixo de $1,0\text{mgL}^{-1}$. De acordo com o test-t (5,27; 0,00015 $p < 0,05$), depois da estação de tratamento as concentrações da DQO foram significativamente mais baixas do que antes da estação de tratamento.

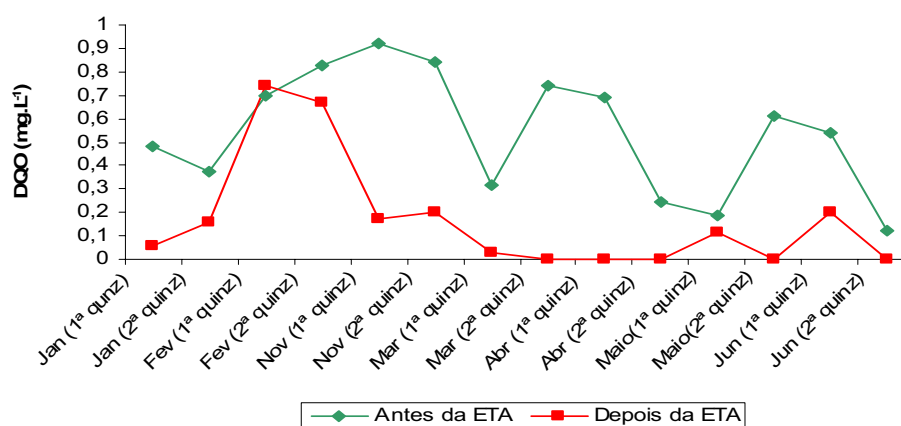


Figura 8 – Variação da Demanda Química de Oxigênio antes e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006.

Os valores de clorofila *a* de um modo geral foram moderados para ambiente eutrofizado na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, e baixos tanto no Canal do Pataxó como, principalmente, depois da estação de tratamento. Deste modo, as concentrações de clorofila *a* na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves foram maiores na superfície com valores de $199,2 \mu\text{gL}^{-1}$ no período de estiagem (novembro/2006) e $82,18 \mu\text{gL}^{-1}$ no período chuvoso (abril/2006), apresentando heterogeneidade ao longo do perfil vertical.

No Canal do Pataxó houve um decréscimo a partir de um valor máximo de $1,56 \mu\text{gL}^{-1}$ em janeiro até um mínimo de $0,028 \mu\text{gL}^{-1}$ em abril. A clorofila *a* depois da ETA, apresentou valores moderados durante todo o período com uma média de $0,059 \mu\text{gL}^{-1}$ (\pm DP 0,06) (Fig. 9).

Neste estudo, o teste-t (3,98; $0,0022 p < 0,05$) demonstra a existência de diferença significativa nas concentrações de clorofila *a* antes e depois da ETA.

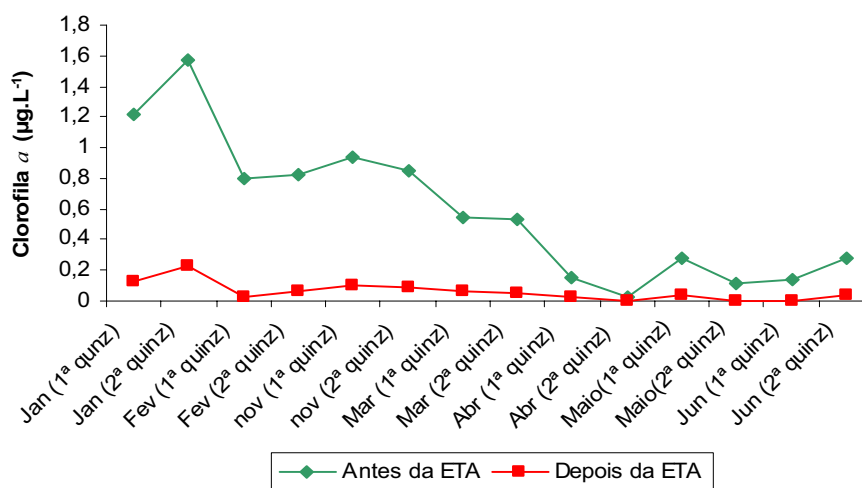


Figura 9 – Concentração de clorofila *a* (μgL^{-1}) antes e depois da ETA durante os meses de janeiro a junho e novembro de 2006.

Com base nos resultados a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves foi considerada eutrofizada de acordo com a classificação do estado trófico calculado pelo IET de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al* (1983) para ambientes tropicais, com base nos valores de transparência do disco de Secchi (S), concentrações de fósforo total (P), orto-fosfato (PO_4) e clorofila *a* (CHL). Antes da ETA (Canal do Pataxó) a classificação do estado

trófico enquadrado este ambiente como mesotrófico e depois da ETA como oligotrófico (Tabela 4).

Tabela 4 – Índices de estado trófico (IET) na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, antes e depois da ETA durante o período de janeiro a junho e novembro de 2006.

| | IET (S) | IET (P) | IET (PO ₄) | IET (CHL) | IET MÉDIO | CLASSIFICAÇÃO (Carlson, 1977; Toledo <i>et al</i> , 1983) |
|------------------------|------------|------------|---------------------------|--------------|-----------|--|
| Barragem A.R.G. | 60,76 | 58,95 | 60,2 | 58,72 | 59,5 | Eutrófico (> 54) |
| Antes da ETA | 54,72 | 54,22 | 54 | 50 | 53,02 | Mesotrófico (44 – 54) |
| Depois da ETA | - | 36,46 | 40,26 | 42 | 39,57 | Oligotrófico (<44) |

As tabelas 5, 6, 7 e 8 apresentam correlações significantivas entre as variáveis ambientais e a biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) na escala espaço-temporal.

Durante o período de estiagem, foi estabelecida, antes da ETA uma correlação positiva entre a clorofila *a* com o pH e o orto-fosfato e negativa entre a clorofila *a* com a turbidez, o amônio e a DQO. Depois da ETA, a biomassa fitoplanctônica continuou correlacionando negativamente com a turbidez e com a DQO e obteve correlação positiva com a condutividade e com o amônio.

Durante o período chuvoso, antes da ETA, as correlação em relação à clorofila *a* foram positivas com a temperatura e negativa com a turbidez e depois da ETA a biomassa obteve correlação indireta com o pH e direta com o orto-fosfato.

Tabela 5 – Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período de estiagem (jan/06, fev/06 e nov/06) antes da Estação de Tratamento da Água.

| ANTES | pH | Temp. | OD | Condut. | Transp. | Turb. | Nitrato | Amônio | O-fosf. | DQO | Clo-a |
|--------------|-------|-------|-------|---------|---------|-------|---------|--------|---------|-------|-------|
| Temp. | 0,43 | 1,00 | | | | | | | | | |
| OD | -0,01 | -0,33 | 1,00 | | | | | | | | |
| Condut. | -0,72 | 0,11 | -0,13 | 1,00 | | | | | | | |
| Transp. | -0,23 | -0,48 | 0,65 | -0,78 | 1,00 | | | | | | |
| Turb. | 0,54 | 0,00 | 0,56 | -0,62 | 0,51 | 1,00 | | | | | |
| Nitrato | -0,10 | -0,51 | 0,35 | 0,20 | 0,33 | -0,25 | 1,00 | | | | |
| Amônio | 0,71 | -0,69 | 0,83 | 0,13 | 0,86 | 0,34 | 0,47 | 1,00 | | | |
| O-fosf. | 0,85 | 0,13 | -0,31 | -0,70 | -0,21 | 0,34 | 0,03 | -0,45 | 1,00 | | |
| DQO | 0,73 | -0,12 | 0,58 | -0,76 | 0,37 | 0,86 | 0,16 | 0,30 | 0,58 | 1,00 | |
| Clo-a | 0,82 | 0,48 | -0,63 | 0,65 | -0,63 | -0,83 | -0,24 | 0,89 | 0,72 | -0,90 | 1,00 |

Tabela 6 – Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período de estiagem (jan/06, fev/06 e nov/06) depois da Estação de Tratamento da Água.

| DEPOIS | pH | Temp. | OD | Condut. | Turb. | Nitrato | Amônio | O-Fosf. | DQO | Clo-a |
|---------------|-------|-------------|-------|-------------|--------------|---------|-------------|---------|--------------|-------|
| Temp. | -0,13 | 1,00 | | | | | | | | |
| Ox. Diss. | -0,30 | 0,16 | 1,00 | | | | | | | |
| Condut. | 0,33 | -0,26 | 0,10 | 1,00 | | | | | | |
| Turb. | 0,16 | 0,73 | 0,29 | 0,09 | 1,00 | | | | | |
| Nitrato | 0,32 | -0,46 | 0,03 | -0,48 | -0,45 | 1,00 | | | | |
| Amônio | -0,49 | 0,39 | 0,02 | -0,81 | 0,31 | 0,08 | 1,00 | | | |
| Orto-fosf | 0,59 | 0,18 | -0,33 | -0,31 | -0,16 | 0,50 | -0,19 | 1,00 | | |
| DQO | -0,34 | 0,48 | 0,60 | -0,21 | 0,75 | -0,22 | 0,65 | -0,52 | 1,00 | |
| Clo-a | -0,22 | -0,17 | -0,30 | 0,80 | -0,72 | -0,31 | 0,92 | 0,12 | -0,74 | 1,00 |

Tabela 7 – Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período chuvoso (mar/06, abr/06, maio/06 e jun/06) antes da Estação de Tratamento da Água.

| ANTES | pH | Temp. | OD | Condut. | Transp. | Turb. | Nitrato | Amônio | O-fosf. | DQO | Clo-a |
|--------------|-------|-------------|--------------|--------------|---------|--------------|---------|--------------|---------|------|-------|
| OD | 0,32 | 0,43 | 1,00 | | | | | | | | |
| Condut. | 0,24 | 0,44 | 0,72 | 1,00 | | | | | | | |
| Transp. | -0,15 | 0,13 | 0,18 | 0,50 | 1,00 | | | | | | |
| Turb. | -0,24 | -0,28 | -0,34 | -0,46 | 0,64 | 1,00 | | | | | |
| Nitrato | 0,33 | -0,52 | -0,58 | -0,77 | -0,02 | 0,34 | 1,00 | | | | |
| Amônio | -0,65 | -0,04 | -0,65 | -0,45 | 0,10 | 0,62 | 0,06 | 1,00 | | | |
| O-fosf. | -0,09 | -0,19 | -0,76 | -0,63 | -0,31 | 0,43 | 0,44 | 0,68 | 1,00 | | |
| DQO | 0,53 | 0,00 | 0,15 | 0,19 | 0,14 | -0,39 | 0,26 | -0,76 | -0,44 | 1,00 | |
| Clo-a | 0,18 | 0,76 | 0,30 | 0,28 | -0,55 | -0,73 | -0,40 | -0,27 | 0,07 | 0,05 | 1,00 |

Tabela 8 – Correlação dos fatores bióticos e abióticos do período chuvoso (mar/06, abr/06, maio/06 e jun/06) depois da Estação de Tratamento da Água.

| DEPOIS | pH | Temp. | OD | Condut. | Turb. | Nitrato | Amônio | O-Fosf. | DQO | Clo-a |
|---------------|--------------|-------|-------|---------|-------|-------------|--------|-------------|------|-------|
| Temp. | -0,61 | 1,00 | | | | | | | | |
| Ox. Diss. | -0,29 | 0,03 | 1,00 | | | | | | | |
| Condut. | -0,91 | 0,48 | 0,43 | 1,00 | | | | | | |
| Turb. | 0,47 | 0,11 | 0,13 | -0,46 | 1,00 | | | | | |
| Nitrato | -0,13 | 0,30 | 0,31 | 0,14 | 0,27 | 1,00 | | | | |
| Amônio | 0,21 | 0,30 | -0,63 | -0,25 | 0,52 | 0,10 | 1,00 | | | |
| Orto-fosf | -0,04 | 0,38 | 0,12 | -0,05 | 0,34 | 0,83 | 0,13 | 1,00 | | |
| DQO | 0,46 | -0,07 | 0,39 | -0,43 | 0,36 | 0,01 | -0,31 | -0,04 | 1,00 | |
| Clo-a | -0,75 | -0,13 | -0,21 | -0,38 | 0,17 | 0,44 | 0,18 | 0,81 | 0,14 | 1,00 |

Discussão

A região em estudo que compreende a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves - cidade de Assu e Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento da água) – cidade de Itajá, apresenta regime pluviométrico típico de regiões semi-áridas, com período chuvoso de

baixa intensidade, ocorrendo em uma pequena etapa do ano com maior volume registrado durante o mês de abril (190,4mm). Trabalhos realizados nos açudes Açú (Costa, 2003), Acari (Costa, 2000), São Paulo do Potengi (Marinho, 2000), Parelhas (Nascimento, 2003) e Cruzeta (Borba, 2005) do estado do Rio Grande do Norte mostram que esses reservatórios apresentam o mesmo regime pluviométrico, com pouca ou nenhuma precipitação durante os meses de julho a janeiro do ano subsequente, correspondendo ao período de estiagem e período chuvoso que compreende os meses de março a junho.

Tem sido destacada por muitos trabalhos realizados em ecossistemas aquáticos, a importância dos fatores climatológicos, físicos e químicos na dinâmica desses sistemas, entre eles, podemos citar o trabalho de Padisak *et al* (1988) que destacaram a influência do regime pluviométrico sobre a comunidade de algas e o trabalho de Shapiro (1973) que mencionou uma inter-relação entre o pH e a abundância do grupo das cianofíceas. Além disso, Goldman & Horne (1983), destacaram o papel da estrutura física da coluna d'água e dos nutrientes na dinâmica dos ecossistemas.

A transparência da água no açude de Assu e no Canal do Pataxó demonstra um padrão claro entre os períodos de estiagem e chuvoso. De modo geral, durante a estação chuvosa a suspensão do seston diminui a transparência. No entanto, no presente estudo houve um maior valor em relação a transparência no período chuvoso em decorrência da maior biomassa de algas, pois a baixa velocidade do vento devido a profundidade da barragem não chegou a favorecer a suspensão do seston. De acordo com Harper (1992), a biomassa das algas é, geralmente, o fator que mais afeta a transparência dos lagos. Nascimento (2003) em um trabalho realizado no reservatório Ministro João Alves, no município de Parelhas, RN, observou resultados similares para a transparência com uma média de 0,9m para o período estudado, sugerindo ser consequência da elevada densidade fitoplanctônica e seston. Já no Canal do Pataxó, a transparência da água foi alta em relação a profundidade, visto que o canal apresentou entre 0,70m a 1,3m de profundidade e transparência entre 0,51m no período de estiagem e 0,95m no período chuvoso, o que significa que com o início das chuvas o disco passou a ser bem mais visível. O canal sofre constante mistura da água em decorrência do vento e da correnteza. No entanto, não há material sedimentado suficiente que possa influenciar na transparência da água. Deste modo, a diferença temporal (estiagem e chuvoso) na transparência pode ser explicada pela presença da biomassa fitoplanctônica e pelo aumento no volume de água no período chuvoso.

A luz e a temperatura são fundamentais para uma boa produtividade fitoplanctônica, interferindo de modo marcante no metabolismo desses organismos. Na barragem, a temperatura da água apresentou-se similar, durante todo período de estudo com variação de amplitude máxima da superfície para o fundo de 3°C. Costa (2003) observou importante significância da temperatura influenciando a circulação térmica na coluna d'água na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, com diferença máxima de 2,5°C entre a superfície e o fundo, definindo marcadamente a alta biomassa durante o ciclo anual. Similar ao encontrado no reservatório Tucuruí e diversos reservatórios da região sul do Brasil, onde as profundidades são relativamente altas (Henry, 1999). No Canal do Pataxó, antes e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), ocorreram pequenas amplitudes de variação na temperatura da água durante o período de estudo, não havendo estratificação térmica no Canal do Pataxó ao longo da coluna d'água, devido a baixa profundidade do local estudado, sendo facilmente quebrada a termoclina deste sistema, característica similar ao registrado no açude Cruzeta, RN considerado raso e sem estratificação térmica com diferenças entre as temperaturas da superfície e fundo de menos de 1°C (Borba, 2005). No ponto de saída da água tratada a temperatura se manteve relativamente muito similar à do Canal durante todo o período de estudo devido ao seu armazenamento em cisternas fechadas, expostas à luz solar.

O oxigênio é um elemento indispensável à respiração dos organismos aeróbicos, sendo sua presença na água de extrema importância para a existência dos mais variados organismos aquáticos. As concentrações de oxigênio variam com a temperatura, pressão e grau de mistura da água. De modo que, na presença de altas temperaturas e baixa velocidade do vento, como nas regiões tropicais ou ambientes poluídos, a concentração de oxigênio diminui (Araújo, 1997). Na barragem Armando Ribeiro Gonçalves, a mistura e a distribuição do oxigênio do ar na água é muito lenta, em decorrência da baixa agitação ou turbulência da água e profundidade consideravelmente alta. Deste modo, os valores de oxigênio dissolvido no fundo (1,24 mgL⁻¹ e 2,14 mgL⁻¹) foram significativamente menor do que na superfície (6,11 mgL⁻¹ e 5,22 mgL⁻¹) durante o período de estiagem e chuvoso, respectivamente. No Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento), a distribuição do oxigênio dissolvido foi moderada, com valores médios de 5,62 mgL⁻¹ e 4,37 mgL⁻¹ (antes e depois da ETA), possivelmente devido à alta produção pela fotossíntese e baixo consumo de oxigênio, característica de ambientes rasos e oligotróficos. Araújo (1997) estudando um ambiente raso, a Lagoa de Extremoz/RN, encontrou valores de oxigênio dissolvido

relativamente altos, sugestivamente devido à presença no sistema da microalga *Phormidium fragile*, que foi dominante durante grande parte do período estudado.

São encontrados elevados valores de pH em regiões onde a precipitação é menor do que a evaporação. No Brasil, os açudes são ecossistemas localizados em regiões com balanço hídrico negativo. Especialmente os açudes nordestinos, que geralmente apresentam valores de pH superiores a 8,0 (Wright, 1937). No presente estudo, o pH na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves durante o período de estiagem apresentou-se sempre alcalino e maior do que 8,0 na superfície, meio e fundo, o que indica a predominância de bicarbonato no reservatório resultante de uma intensa atividade fotossintética. Através da assimilação do CO₂, durante o processo fotossintético, as algas podem elevar o pH do meio, fato especialmente freqüente em águas com baixa capacidade de neutralizar ácidos como foi descrito por Esteves (1988). Antes da ETA (Canal do Pataxó), o pH continuou apresentando-se alcalino, devido sua água ser proveniente da barragem e após a submissão a processos de correção na estação de tratamento, o pH apresentou-se neutro durante todo o período de estudo.

Chellappa *et al* (1998) sugeriram que a alta condutividade elétrica é indicativa de eutrofização do ecossistema aquático do Estado do Rio Grande do Norte. No presente estudo a condutividade elétrica na barragem apresentou valores entre 202 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 382 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ considerados altos na escala espaço-temporal, resultado similar ao encontrado na Barragem Gargalheiras, Acari, RN, com reflexos no processo de mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica como foi descrito por Costa (2000). Os valores da barragem podem ser comparados com alguns ambientes eutróficos, como a Lagoa do Taquaral, em Campinas, SP onde a condutividade elétrica oscilou entre 250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 300 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e o reservatório da Pampulha, MG cujas medidas ficaram entre 122 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 376 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Giani *et al*, 1988). No Canal do Pataxó os valores continuaram altos com média de 237,33 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (\pm DP 23,97), no entanto devido a baixa profundidade, correnteza e grande mistura da coluna d'água o ambiente não se encontra eutrofizado, apresentando característica bastante análoga ao açude Cruzeta, RN o qual foi enquadrado no estado mesotrófico (Borba, 2005). Depois do tratamento houve um pequeno decréscimo no valor da condutividade elétrica, durante todo o período de estudo, entretanto diversos outros fatores e principalmente o tratamento químico ao qual a água bruta é submetida tornam este sistema oligotrófico.

Durante o período de estiagem a transparência correlacionou negativamente ($r = -0,78$) com a condutividade elétrica. Borba (2005) observou forte correlação negativa ($r = -$

0,99) entre a transparência e a condutividade elétrica no açude Cruzeta, RN atribuindo característica marcante de ambientes aquáticos rasos.

No presente estudo, as maiores concentrações de nutrientes na barragem foram encontradas na superfície, demonstrando a ausência de forte mistura da coluna d'água. O orto-fosfato, o nitrato e o amônio apresentaram diferenças significativas entre suas médias em relação aos períodos de estiagem e chuvoso, com maiores concentrações no período de estiagem. Embora menor do que no período de estiagem ($199,2\mu\text{gL}^{-1}$) a biomassa fitoplanctônica na barragem, representada pela clorofila *a*, permaneceu ainda bastante alta ($82,18\mu\text{gL}^{-1}$) no período chuvoso, provavelmente devido à diminuição do amônio e estoque de fosfato nas células das cianobactérias do período de estiagem. Certas espécies de algas, em especial as cianofíceas, são capazes de assimilar fosfato além de suas necessidades, estocando esse componente sob forma de grânulos de polifosfato no seu citoplasma (Darley, 1982). Bozzelli *et al* (1992), estudando o funcionamento limnológico de 18 lagoas na região de Linhares, ES encontraram sempre baixas concentrações de ortofosfato, sendo o fenômeno explicado pela rápida incorporação deste íon pelo fitoplâncton e macrófitas ali presentes. No Canal do Pataxó (antes e depois da ETA), o ortofosfato apresentou-se sempre em baixas concentrações, por ser forma facilmente assimilável pelo fitoplâncton, característica especialmente de águas não-eutrofizadas. O mesmo foi observado nas águas oligotróficas da Lagoa de Extremoz, RN, havendo aumento deste nutriente apenas nos meses de junho e julho não representando, no entanto, razão suficiente para algum tipo de predição relacionada a esta variável (Araújo, 1997).

Os níveis de nitrato foram consideravelmente mais baixos do que os de amônio, sugerindo a utilização preferencial deste último nutriente pela comunidade de microalgas, o que resultou em grande aumento da biomassa durante o período de estiagem. O amônio é geralmente preferido pelas algas, devido à economia de energia com essa estratégia, pois, quando usam o nitrato, este ainda precisa ser convertido, através de reações enzimáticas a amônio. Goldman & Horne (1983) trabalhando com resposta do fitoplâncton a nutrientes provenientes de esgotos, observou um consistente padrão de preferência do amônio sobre o nitrato, entre três espécies de algas com as quais trabalhou. Esta diferença entre as maiores concentrações de amônio em relação ao nitrato, com conseqüente aumento da biomassa fitoplanctônica, pode levar a eutrofização do ambiente. Trabalhos realizados por Pinto-Coelho & Giani (1985) em um ambiente eutrófico, como o Lago Paranoá, Brasília DF, mostram valores de nitrato bem menores do que os de amônio. No Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento) o amônio obteve correlação positiva ($r = 0,89$ e $r = 0,92$,

respectivamente) com a clorofila *a*, durante o período de estiagem, sugerindo o aumento da biomassa fitoplanctônica em decorrência da alta concentração de amônio.

Segundo a resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o seu valor não deverá ultrapassar $1,27\text{mgL}^{-1}\text{N}$ para ambientes lênticos e $2,18\text{mgL}^{-1}\text{N}$ para ambientes lóticos. As condições padrão em relação ao fósforo total (PT), de acordo com essa mesma resolução para ambientes lênticos são de no máximo $0,020\text{mgL}^{-1}\text{P}$ e para ambientes lóticos de até $0,1\text{mgL}^{-1}\text{P}$. Deste modo, na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, os valores tanto para o nitrogênio total como para o fósforo total foram acima das concentrações consideradas limitantes para o crescimento do fitoplâncton e acima do limite permitido pelo CONAMA. Devido à grande disponibilidade de nitrogênio e fósforo e baixas relações N:P no reservatório, principalmente no período de estiagem, o crescimento da biomassa algal tornou-se bastante apropriado e limitante para o nitrogênio. Dillon & Rigler (1974) analisaram um grande número de dados de fósforo total, nitrogênio total e clorofila *a* em lagos da Europa, América do Norte e Canadá e apontaram que a produção da biomassa fitoplanctônica era determinada em relação à taxa N:P. Acima de 17:1 a biomassa era limitada pelo fósforo e abaixo de 9:1 era o nitrogênio o fator limitante. Costa (2003) observou, nesta mesma barragem em estudo, baixas razões N:P durante os períodos de dominância de espécies fixadoras de nitrogênio e ressaltou ainda a assimilação pelas cianobactérias de diferentes formas de nitrogênio e fósforo disponíveis na barragem ARG. Sakamoto (1966) em um estudo sobre a produção fitoplanctônica de lagos japoneses de variadas profundidades mostrou um forte relacionamento entre o conteúdo de clorofila *a* e o fósforo e o nitrogênio total. No Canal do Pataxó (antes e depois da ETA), as concentrações de NT e PT foram bem menores do que na barragem, provavelmente devido à correnteza, baixa profundidade do canal e mistura da água, sem a descarga pontual de efluentes ricos em nutrientes. Observou-se, em consequência, uma baixa concentração na biomassa destes sistemas quando comparados aos da barragem.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a clorofila *a* são utilizadas como parâmetros de avaliação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos. Existe uma relação indireta entre a DQO e a clorofila *a*, de modo que, uma grande demanda realizada por processos biológicos e químicos pode consumir todo o oxigênio dissolvido na água, o que afetaria os organismos aquáticos causando sua morte e especialmente o fitoplâncton, não apenas pela dificuldade de penetração da luz, mas também pela presença de substâncias

tóxicas no meio, resultantes do metabolismo de organismos ali presentes como afirmou Araújo (1997). No presente estudo, foi observada uma correlação negativa ($r = -0,90$ e $r = -0,74$) no Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento, respectivamente), entre a clorofila *a* e a DQO. No período chuvoso, não houve forte correlação entre estas variáveis provavelmente devido a maior diluição da água.

Os níveis de DQO foram decrescentes na barragem, no canal e depois do tratamento e as concentrações de clorofila *a* seguiu o mesmo padrão horizontal. Os resultados encontrados relativo às concentrações de DQO indicam não haver poluição por matéria orgânica. Por outro lado, a considerável concentração de biomassa fitoplanctônica quando relacionadas com a transparência da água e concentrações de fósforo total e ortofosfato, proposto pelo índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al* (1983) classificaram o ambiente da barragem como eutrófico, o canal como mesotrófico e depois da estação de tratamento como oligotrófico. O estudo realizado por Costa (2003), também classificou a Barragem em estudo como eutrofizada, baseando-se nas associações funcionais do fitoplâncton.

Agradecimentos:

A primeira autora agradece a CAPES/MEC pela bolsa de Mestrado concedida e à Universidade Federal do Rio Grande do Norte. O segundo autor agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade em pesquisa.

Referências Bibliográficas:

- Apha, American Public Health Association. 1985 *Standard methods for examination of water and wastewater*. 16^aed. 1527 p.
- Araújo, M. F. F. 1997. Variação anual da Comunidade Fitoplanctônica, da Clorofila *a* e da Produtividade Primária na Lagoa de Extremoz, RN. Natal, RN. 139p. *Dissertação de Mestrado*. UFRN
- Borba, J. L. M. 2005. Caracterização da Comunidade Fitoplanctônica do Açude Cruzeta, RN. Natal, RN. 141p. *Dissertação de Mestrado*. UFRN
- Bozzelli, L., Thomaz, S. M., Roland, F. & Esteves, F. A. 1992. Variações nictemerais e sazonais de fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasileira*. 3: 319-346p.

- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Cestari, A.C.; Krug, T.; Novo, E. 1996. Modelo Empírico para a Estimativa de Concentração da Clorofila na Zona Eufótica em função da Concentração de Clorofila na Superfície. *Anais. VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Salvador – BA. 93-98.
- Chellappa. N. T., Bezerra, T. A., Costa W. T. & Melo, S. C. 1998. Physiological ecology of cyanophyceae na population from impounded freshwater aquatic ecosystems, Barragem Gargalheiras Rio Grande do norte State. *Anais IV Simpósio Ecossistemas Brasileiros*. Águas de Lindóia. SP. Brasil. V. II, 372-380p.
- Clarke E. D., Speirs D. C., Heath M. R., Wood, S. N., Gurney, W. S. C. And And Holmes S. J. 2006 Calibrating remotely sensed chlorophyll-a data by using penalized regression. *Splines Journal of the Royal Statistical Society*. Series C (Applied Statistics). 55 (3). 331-353.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705> . Acesso em: 07/08/2006.
- Costa, I. A. S. 2003. Dinâmica de populações de cianobactérias em um reservatório eutrofizado no semi-árido nordestino brasileiro. São Carlos, SP 214p. *Tese de doutorado*. UFSCar.
- Costa, M. A. M. 2000. Ecologia da Comunidade Fitoplanctonica da Barragem Gargalheiras em Acari, RN. Natal. 107p. *Dissertação de mestrado*. UFRN.
- Darley, W. M. 1982. Algal Biology: A Physiological approach. *Blackwell Scientific Publications*. London. UK. 168p.
- Dillon, P. J. & Rigler, F. H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773p.
- Giani, A. , Pinto-Coelho, R. M., Oliveira, S. J. M, & Pelli, A. 1988 Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil). *Rev. Ciência e Cultura*. 40: 69-77.
- Goldman, C. R. & Horne, A. J. 1983. *Limnology*. McGraw-Hill: London, 464p.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of Freshwaters*. IBP Handbook, Blackwell Sci. Publ. Oxford. 215p.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration*. Chapman & Hall: London, 327p.

- Henry, R. 1999. *Ecologia de Açudes: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP, Botucatu, SP. 799p.
- Kuhl, M.; Chen, M.; Ralph, P. J.; Schreiber, U.; Larkum, A. W. D. 2005. Ecology: A niche for cyanobacteria containing chlorophyll d. *Nature*. 433-820.
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L & Bender, E.P. 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Ed. EDUNISC. Santa Cruz do Sul, RS. 126p.
- Marinho, I. R. 2000. Dinâmica ecológica do fitoplâncton em relação aos fatores ambientais da Barragem Campo Grande (São Paulo do Potengi/RN). *Dissertação de Mestrado*. Natal, RN. 114p. UFRN.
- Marker, A.F.H., Nusch, E.A., Rai, H. & Riemann, B. 1980. The measurements of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih*, 14, 91-106.
- Nascimento, H. C. 2003. Caracterização ecológica da Comunidade Fitoplanctônica da Barragem Ministro João Alves (Parelhas, RN). Natal, RN. *Dissertação de Mestrado*. 70p. UFRN.
- Padisak J, G-Toth, L. & Rajczy. 1988. The role of storms in the summer succession of the phytoplankton community, in shallow lake (Lake Balaton, Hungary) *J. Plankton Res.* 10 (2): 249-265.
- Pinto-Coelho, R. M. & Giani, A. 1985. Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos da água no reservatório do Paranoá, Brasília, DF. *Ciência e Cultura*. 37 (12) 2000-2006.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence upon lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62: 1-28.
- Scheffer, M. 2004. Ecology of Shallow Lakes. *Journal of Paleolimnology*. v.22. p331-333.
- Shapiro, J. 1973. Blue-green algae: Why they become dominant. *Science*. New York. 179: 382-384.
- Toledo Jr., A. et al. 1983. Aplicação de modelos simplificados para avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. 1983, Camboriú. 1-34p.
- Tundisi, J.G. 2005. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: Estudos de caso e perspectivas. *Ecologia de reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em cascata*. São Carlos, SP. RIMA. cap.1 .1-21.

Wetzel, R.G. 1983 *Limnology*. Ed. 2. Estados Unidos: Saunders College, p. 767.

Wilhelm, C.; Becker, A.; Toepel, J.; Vieler, A. & Rautenberger, R. 2004. Photophysiology and primary production of phytoplankton in freshwater. *Physiologia Plantarum*. 120 (3), 347-357.

Wright, S. 1937. Chemical conditions in some waters of northeast Brazil. *A. Acad. Bras. Ci.* 9:278-306p

Artigo II

**Comunidade Fitoplanctônica: Indicadora da Qualidade da Água
no Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA
& NAITHIRITHI T. CHELLAPPA.

Artigo a ser submetido para publicação na Brazilian Journal of Biology

ISSN: 1519-7108

Revista de QUALIS A (CAPES/MEC)

Área: Ecologia e Meio Ambiente

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

**Comunidade Fitoplanctônica como Indicadora da Qualidade da Água
no Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA¹ & NAITHIRITHI T.
CHELLAPPA^{1*}

¹Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Via Costeira, s/ n. Praia de Mãe Luiza CEP 59014-100 Natal/RN. E-mail: fabirac@gmail.com; *chellappa@dol.ufrn.br.

Abstract: Phytoplankton community: Indicator of water quality in Canal do Pataxó/RN

The current study analyzed spatial-temporal modifications of the phytoplankton community and water quality, during dry and wet seasons. Phytoplankton community was studied in three areas: Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir, which is an important public use reservoir in RN, Canal do Pataxó (before water treatment), Itajá, RN, and after the water treatment. Water samples from the reservoir were collected during both dry (January, February and November 2006) and wet seasons (March to June 2006). Quali-quantitative analyses of phytoplankton were carried out. Results indicated a qualitative similarity of phytoplankton community in the three areas. However, significant differences were registered in these areas in relation to species relative abundance, with dominance of potentially toxic cyanobacteria, such as *Planktotrrix agardhii* (dry season) and *Microcystis* sp. (wet season). Ecological indexes obtained higher values before water treatment. Nevertheless, densities of cyanobacteria (organisms/mL) gradually reduced in the waters of the reservoir, Canal do Pataxó and after water treatment. After the treatment, density values of cyanobacteria were adequate for human consumption, according to the values established by the Health Ministry.

Key words: Canal do Pataxó/RN, Phytoplankton, Biological indicator, Water quality.

Resumo: Comunidade Fitoplanctônica: Indicadora da qualidade da água no Canal do Pataxó/RN

O presente estudo teve como objetivo avaliar as mudanças espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água, durante os períodos de estiagem e de chuvas. A comunidade fitoplanctônica foi estudada em três estações distintas: Na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves (um importante reservatório de abastecimento público no RN), no Canal do Pataxó (antes do tratamento da água), Itajá, RN; e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA). Na barragem foram realizadas amostras da água em ambos os períodos de estiagem (janeiro, fevereiro e novembro 2006) e de chuvas (março a junho 2006). A metodologia compreendeu análises quali-quantitativas do fitoplancton. Os resultados indicaram uma semelhança qualitativa da comunidade fitoplanctônica nos três pontos de estudo. Contudo, ocorreram diferenças significativas entre a abundância relativa das espécies, com a dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Planktotrrix agardhii* (período de estiagem) e *Microcystis* sp. (período de chuvas), nas três áreas estudadas. Os índices ecológicos obtiveram maiores valores antes da Estação de Tratamento da Água. Todavia, as densidades de cianobactérias (organismos/mL) diminuíram gradativamente nas águas da barragem, canal e após o tratamento, tornando-se, após o tratamento da água, apropriada ao consumo humano, segundo os valores preconizados pelo Ministério da Saúde.

Palavras-chave: Canal do Pataxó/RN, Fitoplancton, Indicador biológico, Qualidade da água.

Introdução

Na micro-região do semi-árido nordestino, a exploração racional dos recursos hídricos considerando seus múltiplos usos múltiplos, principalmente, sua utilização para abastecimento humano constitui o grande desafio a ser enfrentado neste século. Para garantir a oferta de água às populações desta região, foram implementados diversos programas de gestão dos recursos hídricos no estado do Rio Grande do Norte. Dos projetos existentes, a construção da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, o Canal do Pataxó e a construção de Estações de Tratamento da Água (ETA) tem beneficiado diversas populações e o desenvolvimento sustentável através do sistema de adutoras, embora algumas vezes tenham ocorrido impactos na qualidade da água de proporções variáveis com conseqüências ecológicas, econômicas e sociais que reflete na saúde humana (SERHID, 2006).

Deste modo, o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas destes ecossistemas se faz extremamente necessário (Xavier, 2005). As análises físicas e químicas permitem um conhecimento instantâneo das condições da água no momento em que são feitas as medições, tornando-se um tanto drásticas quando o objeto de estudo é um sistema lótico, em que a correnteza faz com que a água seja continuamente renovada em cada ponto. Contudo medições periódicas durante um tempo considerável aumentam significativamente o valor informativo dos métodos físicos e químicos, já que reduzem o caráter discreto da informação (Lobo *et al*, 2002). As análises biológicas podem detectar possíveis alterações na qualidade da água, bem como avaliar tendências ao longo do tempo, que se refletem em modificações no habitat ou no comportamento dos organismos aquáticos e, desta forma, mostram indicadores biológicos da qualidade de água.

O estudo de comunidades bióticas, abundância das espécies em determinados pontos de amostragem, uma ampla distribuição e uma bem documentada auto-ecologia são fatores importantes que devem ser levados em conta no momento de selecionar grupos de organismos para a avaliação da qualidade da água. Dentre estes grupos, destacam-se as algas por apresentarem distribuição espacial e temporal diversa e serem recomendadas por pesquisadores em muitos países como adequadas para avaliar a qualidade da água (Schoeman & Haworth, 1986; Coste *et al*, 1991; Prygiel, 1991; Round, 1971).

O fitoplâncton é essencialmente constituído por uma grande variedade de espécies de algas, com diferentes formas e estratégias de vida. Incluindo gêneros planctônicos, como por exemplo: *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Trichodesmium* capazes de flutuar através de vacúolos gasosos;

gêneros bentônicos (Lyngbya, Phormidium, Oscillatoria, Schizothrix) que tendem a sedimentar (Cood *et al*, 2005); e ainda as algas neutras que possuem densidade similar à da água como Oocystis e Chlorella ou podem migrar na coluna d'água graças a presença de flagelos como dinoflagelados e euglenofíceas (Padisak, *et al* 1993).

O conhecimento da composição fitoplanctônica de um determinado ecossistema é primordial para a realização dos trabalhos que visam caracterizar uma comunidade, quanto às modificações espaço-temporal, levando-se em consideração aspectos como dominância de espécies, riqueza, similaridade, equitatividade, produtividade, dentre outros. Em áreas represadas este conhecimento é necessário em virtude do aumento natural dessa população, devido à quantidade de nutrientes inorgânicos nas águas das represas, possibilitando assim uma área de grande produtividade primária (Chellappa, 1998).

Quando os reservatórios se tornam mais eutrofizados, a diversidade da composição do fitoplâncton diminui gradativamente e conduz por fim à dominância de cianobactérias. O florescimento das espécies de cianobactérias pode resultar em “scums” de superfície, com produção de odores e insuficiência de alimento para muitos organismos (Andersen, 1997). A dominância em longo prazo pelas espécies de cianobactérias está relacionada à produtividade dos lagos raso, enquanto que as espécies coloniais, de modo geral, dominam em lagos mais profundos (Schereus, 1992).

O objetivo do presente estudo foi a caracterização da comunidade fitoplanctônica do Canal do Pataxó e depois da estação de tratamento da água, permitindo obter maior conhecimento da estrutura da comunidade e de suas inter-relações possibilitando assim melhores alternativas de preservação, manejo do ecossistema e diagnóstico da qualidade da água através do biomonitoramento, conferindo o grau de dominância de cianobactéria tóxica.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na zona do semi-árido do estado do Rio Grande do Norte, em três pontos de amostragens distintos, sendo o primeiro na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, onde foram realizadas duas amostragens coletadas em estrato vertical, uma no período chuvoso (abril/06) e outra no período de estiagem (novembro/06), entre as coordenadas 5°40'12.10”S e 36°52'43.18”W, em um local próximo a área de captação da água para o Canal do Pataxó que possui vazão média de 2,2m³/s; o segundo, situado no próprio Canal do Pataxó próximo à BR-304, à 80m da Estação de Tratamento da Água (ETA) localizado entre as coordenadas 5°38'36.32”S e 36°52'54.58”W à 210km da capital

do estado, em um trecho construído em concreto armado com largura média de 2,70 metros, 2m de altura e correnteza da água variando de 0,5 a 0,7m/s com movimento unidirecional; e o terceiro ponto após o tratamento da água na estação de tratamento (ETA), onde a água recebe aditivos químicos sob a coordenação da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte – CAERN (Fig. 1). No canal e após o tratamento as amostragens foram realizadas quinzenalmente.

Os dados pluviométricos, temperatura do ar e velocidade do vento foram obtidos na EMPARN (Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio Grande do Norte).

As análises limnológicas foram baseadas em amostragem "in situ" e foram realizadas com auxílio da garrafa de Van Dorn com capacidade para 3L. As coletas na barragem em perfil vertical compreendendo três estratos de profundidade: superfície, meio (20m) e fundo (30m). Para as coletas no Canal do Pataxó e depois da estação de tratamento foram utilizadas garrafas de polietileno com capacidade para 600ml lavadas previamente com ácido clorídrico em uma proporção de 1:3 e enxaguadas com água destilada. Para todas as amostragens foram analisados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (kit Multiparâmetro WTW Multi 340i), nitrato (Golterman *et al*, 1978), orto-fosfato (Apha, 1985) e amônio (Golterman *et al*, 1978). A turbidez foi analisada com o auxílio do turbidímetro marca LaMotte 2020.

As amostras do fitoplâncton foram realizadas utilizando-se uma rede de malha de 20 µm por meio da qual foram filtrados 21 litros de água bruta que foram conservadas em Iodo-Lugol, segundo as recomendações de Chellappa (1990). Em laboratório as amostras foram analisadas com o auxílio de um microscópio da marca Taimim TM800, utilizando-se aumento de x40. Para as identificações taxonômicas dos principais gêneros e espécies foram consultadas as obras de Smith (1950), Desikachary (1959), Bicudo & Bicudo (1970), Prescott (1970); Lind & Brook (1980); Barber & Haworth (1981), Parra *et al* (1983); Wehr & Sheath (2003); Bicudo & Menezes (2005).

A determinação quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi obtida através da câmara de Sedgwick-Rafter, que possui 1 mL de volume com fundo contendo 1000 quadrados. Após 48 horas de sedimentação as amostras contidas em garrafas de polietileno de 1 litro, foram sinfonadas e desprezando-se parte do volume sobrenadante. O restante foi homogeneizado para evitar que as microalgas permanecessem no fundo. Foi transferida uma sub-amostra utilizando-se uma ponteira de 1mL para a câmara de contagem, que foi levada ao microscópio óptico de marca Taimim TM800, onde foram contados 10 quadrados aleatórios. Durante a contagem foram considerados como um indivíduo: células

isoladas, colônias inteiras e filamentos contendo mais de 10 células. Foi obtida a abundância relativa das espécies e sua frequência de ocorrência durante o período de estudo. Para a frequência de ocorrência foi utilizada a fórmula descrita por Mateucci & Colma (1982):

$F_o = a.100/A$, onde a = é o número de amostras em que o táxon ocorreu e A = é o número total de amostras.

Em função do valor de F_o , os táxons foram classificados como:

00-25% = Táxon presente

26-50% = Constituinte comum

51-75% = Importante

76-100% = Dominante

Através da análise quantitativa foram obtidos os valores dos índices ecológicos: riqueza de espécies calculada segundo Margalef (1958); diversidade de Shannon & Weaver (1949); dominância segundo Bergen & Parker (1970); e equitatividade segundo Pielou (1975).

Para análise estatística dos dados foi utilizada a Correlação de Pearson, através do programa Statistic versão 6.0, para avaliar relações entre os fatores bióticos e abióticos sendo consideradas significativas apenas as correlações $p < 0,05$.



Figura 1 – Localização da área de estudo e pontos de coleta: Ponto 1 - Barragem Armando Ribeiro. Ponto 2 - Antes da estação de tratamento (ETA). Ponto 3 - Depois da estação de tratamento.

Resultados

A pluviometria anual total registrada (jan/06 a nov/06) é típica de regiões semi-áridas do nordeste brasileiro apresentando valor máximo no mês de abril de 190,4mm e mínimo no período seco (janeiro, fevereiro e de julho a novembro) (Fig.2). A temperatura média do ar variou de 30,16°C em janeiro/06 a 26,95°C em abril/06. Obtendo-se nos dias das coletas um máximo de em média 29,2 °C em janeiro e mínimo de 26,9° C na primeira quinzena de abril/06. Em relação à velocidade do vento, houve uma média sem grandes alterações ao longo dos meses, com médias de 2,8m/s a 0,76m/s. Exercendo influencia nas

características limnológicas através de efeitos como mistura da coluna d'água, principalmente em ecossistemas de águas rasas, como no caso da área em estudo.

Na barragem o valor obtido para a transparência foi de 0,40m no período chuvoso e de 0,2m no período de estiagem. Já no Canal do Pataxó, a transparência variou de 0,51m no mês de janeiro (período seco) com profundidade neste mês de 0,70 até 0,95m no mês de abril (período chuvoso) com profundidade média de 1,3m.

A média das variáveis físico-químicas durante os períodos de estiagem e chuvoso analisadas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no Canal do Pataxó e depois da estação de tratamento, com os valores máximo e mínimo durante o período de estudo é encontrada na tabela 1.

Observou-se na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, uma baixa estratificação térmica ao longo da coluna d'água tanto no período de estiagem como no chuvoso. O pH apresentou-se alcalino durante o período de estiagem com média de 8,31 (desvio padrão de 0,21) e neutro no período chuvoso com média de 7,41 e desvio padrão de 0,29. A estratificação do oxigênio dissolvido na coluna d'água foi maior no período seco do que no chuvoso. A condutividade elétrica máxima foi de $382 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na superfície no período seco e mínima de $202 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no fundo no período chuvoso. A turbidez foi menor no fundo, tanto no período seco quanto no chuvoso.

De modo geral, os valores das análises no Canal do Pataxó e após o tratamento da água se apresentaram maiores antes da estação de tratamento (Canal do Pataxó). Desta forma, ocorreram pequenas amplitudes de variações na temperatura da água, que variou de $28,5^{\circ}\text{C}$ na segunda quinzena do mês de abril a $31,5^{\circ}\text{C}$ na primeira quinzena de maio, antes da ETA e de 25°C na segunda quinzena de maio a $32,5^{\circ}\text{C}$ na 2ª quinzena de abril, depois da ETA, não havendo estratificação térmica no Canal do Pataxó ao longo da coluna d'água, devido a baixa profundidade do local estudado.

O pH apresentou-se sempre alcalino com média de 8,74 no período de estiagem e 8,34 no período chuvoso, antes da ETA e com média de 7,42 no período de estiagem e 7,68 no período chuvoso, depois da ETA, mostrando uma diminuição no pH após o processo de tratamento da água. Os maiores valores foram observados no final do mês de março (9,67) no canal e no fim de maio (8,26) após o tratamento.

Os valores da distribuição do oxigênio dissolvido foram moderados no período estudado, com as menores concentrações observadas na primeira quinzena de junho ($4,08 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) antes da ETA e $3,05$ no início de janeiro depois da ETA e as maiores $6,84 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ antes da ETA e $6,19 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ depois da ETA.

A média da condutividade elétrica na água foi de 242 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período de estiagem e 234,12 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período chuvoso no Canal do Pataxó, com máximo de 277,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no início do mês de março. Após o tratamento a média foi de 233,6 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período de estiagem e 239,12 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período chuvoso, com máximo de 282,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ também no início de março.

A turbidez apresentou média de 6,45 NTU no período de estiagem e 4,59 NTU no período chuvoso, no Canal do Pataxó e 1,55 NTU no período de estiagem e 2,97 NTU no período chuvoso depois da ETA.

Tabela 1 - Distribuição espaço-temporal das variáveis físicas e químicas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e Depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo.

| BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|---------------|-------|---------------|-------|-----------------------|-------|--------------------------------------|--------|---------------|-------|
| | Temperatura | | pH | | Oxigênio Dissolvido | | Condutividade Elétrica | | Turbidez | |
| | (°C) | | | | (mg.L ⁻¹) | | ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | | (NTU) | |
| | seca | chuva | Seca | Chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| Superfície | 29,6 | 28,6 | 8,54 | 7,44 | 6,11 | 5,22 | 382 | 222 | 15 | 12 |
| Meio | 28,2 | 28 | 8,28 | 7,69 | 4,25 | 3,81 | 359 | 212 | 10,2 | 9,8 |
| Fundo | 26,2 | 25 | 8,12 | 7,1 | 1,24 | 2,14 | 361 | 203 | 5,1 | 5 |
| CANAL DO PATAXÓ (ANTES DA ETA) | | | | | | | | | | |
| | seca | chuva | Seca | Chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| Média | 29,73 | 29,62 | 8,74 | 8,34 | 5,685 | 5,636 | 242 | 234,12 | 6,45 | 4,59 |
| mín - máx | (28,5 - 31,2) | | (7,67 - 9,67) | | (4,08 - 6,84) | | (203,0 - 277,0) | | (1,6 - 8,4) | |
| DEPOIS DA ETA | | | | | | | | | | |
| | seca | chuva | Seca | Chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| Média | 29,53 | 29,02 | 7,42 | 7,68 | 3,708 | 4,7 | 233,6 | 239,12 | 1,55 | 2,97 |
| mín - máx | (25,0 - 32,5) | | (7,21 - 8,26) | | (3,05 - 6,19) | | (206,0 - 282,0) | | (0,061 - 5,0) | |

A tabela 2 apresenta as médias dos nutrientes inorgânicos durante os períodos de estiagem e chuvoso, com os valores mínimos e máximos durante o período de estudo, na barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e depois da ETA. A Barragem Armando Ribeiro Gonçalves apresentou as menores concentrações de nutrientes no período de maior pluviometria (Abril/2006), com concentrações mais elevadas durante o período de estiagem (Novembro/2006). No Canal do Pataxó e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA) a concentração de nutrientes foi moderada com valores menores após o tratamento da água.

Tabela 2 - Distribuição espaço-temporal das concentrações de nutrientes inorgânicos na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e Depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo.

| BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|----------------------------------|-------|---------------------------------|-------|---------------------------------------|-------|-----------------------------|-------|-----------------------------|-------|
| | Nitrato (mg.L ⁻¹) | | Amônio (mg.L ⁻¹) | | Orto-fosfato (mg.L ⁻¹) | | NT (mg.L ⁻¹) | | PT (mg.L ⁻¹) | |
| | seca | chuva | seca | Chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| Superfície | 0,24 | 0,05 | 0,79 | 0,46 | 0,58 | 0,25 | 6,3 | 5 | 2,16 | 1,098 |
| Meio | 0,15 | 0,04 | 0,57 | 0,34 | 0,32 | 0,24 | 5,1 | 4,5 | 2,12 | 1,085 |
| Fundo | 0,09 | 0,06 | 0,59 | 0,17 | 0,29 | 0,21 | 6 | 4 | 2,1 | 1,08 |
| CANAL DO PATAXÓ (ANTES DA ETA) | | | | | | | | | | |
| | seca | chuva | seca | Chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| média | 0,099 | 0,304 | 0,16 | 0,365 | 0,075 | 0,075 | 2,775 | 1,815 | 0,103 | 0,037 |
| mín - máx | (0,068 - 0,498) | | (0,058 - 0,823) | | (0,03 - 0,1) | | (0,84 - 3,62) | | (0,018 - 0,19) | |
| DEPOIS DA ETA | | | | | | | | | | |
| | seca | chuva | seca | Chuva | seca | chuva | seca | chuva | seca | chuva |
| Média | 0,052 | 0,231 | 0,06 | 0,277 | 0,039 | 0,033 | 1,258 | 0,662 | 0,015 | 0,009 |
| mín - máx | (0,005 - 0,387) | | (0,035 - 0,639) | | (0,003 - 0,065) | | (0,12 - 1,98) | | (0,001 - 0,044) | |

Um valor absoluto do nutriente nitrato e orto-fosfato quando transformados na relação N/P resultou em baixos valores para o nitrogênio em relação ao fosfato baseado na relação de Redfield, proposta por Buddendorf (2006). Os valores variaram entre 0 e 10, durante o período de estudo. Com abundância de cianobactérias na grande parte do período de estudo e baixa relação N/P no Canal do Pataxó (antes da ETA) e depois da ETA (Tabela 3).

Tabela 3 - Relação N/P (Redfield ratio) antes e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo.

| | ANTES DA ETA | | | DEPOIS DA ETA | | |
|-----------------------|--------------|---------|----------------|---------------|---------|----------------|
| | Nitrato | Fosfato | Redfield Ratio | Nitrato | Fosfato | Redfield Ratio |
| Jan (1ª quinz) | 0,199 | 0,085 | 2 | 0,064 | 0,02 | 2 |
| Jan (2ª quinz) | 0,082 | 0,03 | 2 | 0,005 | 0,004 | 1 |
| Fev (1ª quinz) | 0,074 | 0,1 | 1 | 0,073 | 0,042 | 1 |
| Fev (2ª quinz) | 0,068 | 0,079 | 1 | 0,055 | 0,057 | 1 |
| Nov (1ª quinz) | 0,084 | 0,078 | 1 | 0,061 | 0,065 | 1 |
| Nov (2ª quinz) | 0,087 | 0,081 | 1 | 0,056 | 0,048 | 1 |
| Mar (1ª quinz) | 0,103 | 0,087 | 1 | 0,091 | 0,057 | 1 |
| Mar (2ª quinz) | 0,308 | 0,089 | 2 | 0,231 | 0,031 | 5 |
| Abr (1ª quinz) | 0,386 | 0,048 | 6 | 0,233 | 0,033 | 7 |
| Abr (2ª quinz) | 0,362 | 0,065 | 4 | 0,299 | 0,029 | 7 |
| Mai (1ª quinz) | 0,359 | 0,087 | 3 | 0,297 | 0,028 | 10 |
| Mai (2ª quinz) | 0,311 | 0,091 | 2 | 0,225 | 0,035 | 4 |
| Jun (1ª quinz) | 0,498 | 0,077 | 5 | 0,387 | 0,053 | 5 |
| Jun (2ª quinz) | 0,107 | 0,061 | 1 | 0,088 | 0,046 | 1 |

Com base na identificação microscópica dos gêneros e espécies, a comunidade fitoplanctônica da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, do Canal do Pataxó e depois da estação de tratamento, ao longo dos meses de janeiro a junho e novembro de 2006, esteve representada pelos seguintes grupos taxonômicos: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae e Bacillariophyceae. Na tabela 4, encontra-se a lista de espécies fitoplanctônicas encontradas ao longo da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó (antes da ETA) e depois da ETA durante o período de estudo.

A figura 2 apresenta as espécies encontradas na superfície, na coluna intermediária e no fundo da barragem, nos períodos seco e chuvoso. O padrão temporal apresentou diferença no número de espécies, sendo registrados 45 táxons no período seco e 56 no período chuvoso. Na superfície da água, esses táxons foram distribuídos em 4 classes, dentre as quais houve domínio de cianofíceas, principalmente das espécies *Planktothrix agardhii* Smith (53,21%) e *Oscillatoria* sp (21%), no período seco e *Microcystis* sp (42,2%) no período chuvoso. Dentre as clorofíceas a espécie *Coelomorum* sp e *Staurastrum* sp se destacaram com abundância relativa de 10% e 8%, respectivamente, em relação à toda a amostra, tendo as outras 9 espécies de clorofíceas abundância relativa abaixo de 1%. As diatomáceas foram encontradas na superfície, meio e fundo da barragem, se destacando na superfície a espécie *Aulocoseira granulata* (5,21%) no período seco e em 6,25% no período chuvoso. Na coluna intermediária, embora em menor concentração do que na superfície, as espécies mais abundantes continuaram sendo *Planktothrix agardhii* Smith (31,2%) e *Oscillatoria* sp (21%), no período de estiagem e *Microcystis* sp (35,23%) no período chuvoso. Em seguida a espécie *Staurastrum* sp que ocorreu tanto no período seco (10,32%) como no chuvoso (9,25%); e a espécie dominante do grupo das diatomáceas foi *Navícula* sp encontrada regularmente em ambos os períodos de estiagem e chuvoso e em todas as profundidades com maior abundância no fundo de 34,25% no período seco e 29,54% no período chuvoso, ocorrendo neste meio, baixa abundância em relação às cianofíceas quando comparado com as amostragens da superfície e coluna intermediária. As espécies do grupo das euglenofíceas obtiveram menor representatividade sendo encontradas apenas três espécies (*Euglena* sp, *Phacus* sp e *Trachelomonas volvocina* Ehr) geralmente presente no meio da coluna d'água durante os períodos seco e chuvoso.

Tabela 4 - Lista das espécies fitoplanctônicas encontradas ao longo da barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Canal do Pataxó e depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), durante o período de estudo (janeiro a junho e novembro de 2006).

| | ESTIAGEM | | | CHUVA | | |
|---|-----------------|--------------|---------------|-----------------|--------------|---------------|
| | Barragem A.R.G. | Antes da ETA | Depois da ETA | Barragem A.R.G. | Antes da ETA | Depois da ETA |
| CYANOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Anabaena</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Komarek | x | x | x | x | x | x |
| <i>Aphanocapsa</i> sp | x | | | x | x | x |
| <i>Chroococcus minutus</i> Copeland | x | x | x | x | x | x |
| <i>Coelomorum tropicalis</i> Senna | x | x | x | x | x | x |
| <i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Smith | x | x | x | x | x | x |
| <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Horecká | x | x | x | x | x | x |
| <i>Cylindrospermum</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Gloeothece</i> sp | | | | x | x | x |
| <i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod | x | x | x | x | x | x |
| <i>Limnothrix</i> sp | | | | x | x | |
| <i>Lyngbya</i> sp | x | x | | x | x | x |
| <i>Merismopedia</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Microcystis protocystis</i> | | | | x | | |
| <i>Microcystis</i> sp | x | x | | x | x | x |
| <i>Nostoc</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria articulata</i> Gardin | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria granulata</i> Gardin | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria lacustre</i> Geitl | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria limosa</i> Smith | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria sancta</i> Kling | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oscillatoria splendida</i> Grev | x | x | x | x | x | x |
| <i>Phormidium autumnale</i> Komarek | x | x | | x | x | x |
| <i>Phormidium richardsii</i> Drouet | x | x | | x | x | x |
| <i>Planktothrix agardii</i> Smith | x | x | x | x | x | x |
| <i>Planktothrix rubescens</i> Gomont | x | x | x | x | x | x |
| <i>Pseudanabaena limnetica</i> Komarek | x | x | x | x | x | x |
| <i>Raphidiopsis curvata</i> Geitler | x | x | x | x | x | x |
| <i>Rivularia</i> sp | | | | x | x | x |
| <i>Sphaerocavum brasiliense</i> | | | | x | | |
| <i>Synechocystis</i> sp | x | x | | x | x | x |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Botryococcus braunii</i> | | | | x | | |
| <i>Chlamydocapsa bacillus</i> (Teiling) Fott | | | | x | | |
| <i>Closteriopsis longissima</i> Prescott | x | x | x | x | x | x |
| <i>Closterium</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Coelastrum</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Crucigenia</i> sp | | | | x | x | x |
| <i>Dictyosphaerium</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Eudorina</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oocystis</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Oocystis lacustris</i> | | | | x | | |
| <i>Palmella miniata</i> Bourrely | x | x | x | x | x | x |
| <i>Pandorina</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Sphaerocystis</i> sp | | | | x | | |
| <i>Staurastrum</i> sp | x | x | x | x | x | x |
| <i>Tetrademus</i> sp | x | x | x | x | x | x |

Tabela 4. Continuação...

| | | | | | | |
|------------------------------------|---|---|---|---|---|---|
| <i>Tetraspora</i> sp | X | X | X | X | X | X |
| EUGLENOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Euglena</i> sp | X | X | X | X | X | X |
| <i>Phacus</i> sp | | | | X | X | X |
| <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr | X | X | X | X | X | X |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| <i>Amphora</i> sp | X | X | X | X | X | X |
| <i>Aulacoseira granulata</i> Round | X | X | X | X | X | X |
| <i>Cilindrosperma</i> sp | X | X | X | X | X | X |
| <i>Cyclotella</i> sp | | | | X | | |
| <i>Cymbella</i> sp | X | X | X | X | X | X |
| <i>Navicula</i> sp | X | X | X | X | X | X |

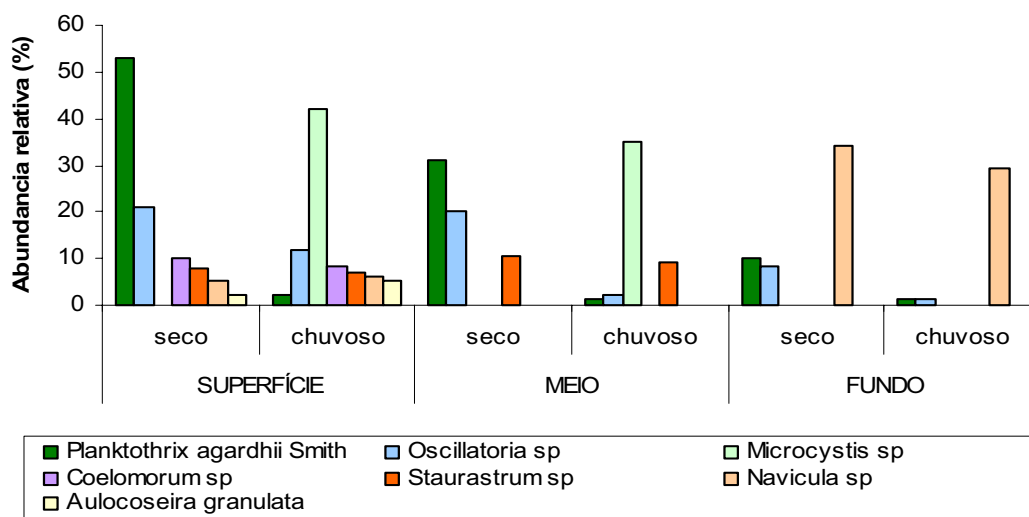


Figura 2. Distribuição temporal e espacial das espécies mais abundantes da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, durante o período de estudo.

Nas tabelas 5 e 6 são encontrados os dados quali-quantitativos das espécies, sua abundancia relativa em cada período (estiagem e chuvoso) e a frequência de ocorrência do fitoplâncton do Canal do Pataxó (Antes da ETA) e depois da ETA, durante o período de estudo. Na tabela 7 e 8 se encontra a densidade numérica das espécies dominantes, em organismos/ml, nos períodos de estiagem e chuvoso.

As espécies fitoplanctônicas do grupo das Cyanophyceae foram dominantes, se mostrando regular e com forte representatividade no Canal do Pataxó e depois da Estação de Tratamento da Água. Este grupo foi representado por espécies dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Chroococcus*, *Coelomorum*, *Coelosphaerium*, *Cylindrospermopsis*, *Cylindrospermum*, *Gomphosphaeria*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Microcistys*, *Nostoc*,

Oscillatoria, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Pseudoanabaena*, *Raphidiopsis* e *Syneocystis*. A maior quantidade de táxons foi encontrada no período chuvoso tanto no Canal do Pataxó (51) quanto depois da ETA (47). Espécies do grupo das Cyanophyceae obtiveram maiores abundância relativa durante o período de estudo com maior dominância para a espécie *Planktothrix agardhii*, que durante o período de estiagem apresentou abundância relativa entre 52,53% e 87,47% antes da ETA. Depois da ETA, neste mesmo período, houve uma abundância mínima de 62,61% e máxima 89,13% da espécie *Planktothrix agardhii*. No período chuvoso a espécie *Microcystis* sp apresentou abundância relativa entre 31,36% e 65,32% antes da ETA e entre 35,21% e 74,21% depois da ETA; enquanto que, a espécie *Planktothrix agardhii* apresentou abundância entre 11,32% e 32,21% antes da ETA e entre 10,14 e 29,64% depois da ETA.

Em seguida, as clorofíceas foram representadas por espécies dos gêneros *Closteriopsis*, *Closterium*, *Coelastrum*, *Dyctiosphaerium*, *Eudorina*, *Oedogonium*, *Oocystis*, *Palmella*, *Pandorina*, *Staurastrum*, *Tetradesmus* e *Tetraspora*.

Com representações ainda menores encontraram-se as euglenofíceas representadas pelas espécies *Euglena* sp, *Phacus* sp e *Trachelomonas volvocina*; e as diatomáceas representadas pelos gêneros *Amphora*, *Aulacoseira*, *Cilindrosperma*, *Cymbella*, *Navicula*, *Nitzschia* e *Synedra*.

Antes da ETA, dentre as Cyanophyceae, foram encontradas as espécies *Anabaena* sp, *Aphanizomenon flos-aquae* Komarek, *Chroococcus minutus* Copelan, *Coelomorum tropicalis* Senna, *Coelosphaerium kuetzingianum* Smith, *Cylindrospermum* sp, *Gomphosphaeria lacustris* Chod, *Lyngbya* sp, *Merismopedia* sp, *Oscillatoria articulata* Gardin, *Oscillatoria granulata* Gardin, *Oscillatoria lacustre* Geitl, *Oscillatoria limosa* Smith, *Oscillatoria sancta* Kling, *Oscillatoria* sp, *Oscillatoria splendida* Grey, *Phormidium autumnale* Komarek, *Phormidium richardsii* Drouet, *Planktothrix agardhii* Smith, *Planktothrix rubescens* Gomont, *Pseudanabaena limnetica* Komarek. Essas espécies juntas, na maioria dos meses do período seco apresentaram abundância relativa acima de 80%, sendo a espécie *Planktothrix agardhii* Smith a que apresentou maior ocorrência e abundância em relação às demais espécies de cianobactérias, com densidade numérica de 75.200 a 98.050 filamentos/ml. Já no período chuvoso, um maior número de espécies foram identificadas, dentre estas, *Aphanocapsa* sp, *Gloeotheca* sp, *Microcystis* sp e *Rivularia*. A espécie *Microcystis* foi a mais abundante durante o estudo com densidade entre 20.400 a 34.500 indivíduos/ml, e a espécie *Planktothrix agardhii* Smith com densidade numérica de 7.644 a 17.776 filamentos/ml, também se mostrou

consideravelmente abundante dentre a classe das cianofíceas. A espécie *Staurastrum* sp obteve maior representatividade nas amostras dentre as clorofíceas, obtendo densidade numérica de 119 a 4111 org/ml no período chuvoso e 194 – 1003 org/ml no período de estiagem. As diatomáceas foram representadas principalmente pela espécie *Aulacoseira granulata* (85 – 859 org/ml no período de estiagem e 35 – 566 org/ml no período chuvoso), *Amphora* sp (85 – 657 org/ml), *Cylindrosperma* sp (88 – 208org/ml) e *Navicula* sp (28 – 424 org/ml), com presença para as três últimas espécies no período chuvoso e ausência no período de estiagem (Fig. 3).

Depois da ETA, as espécies *Anabaena* sp, *Aphanizomenon flos-aquae* Komarek, *Chroococcus minutus* Copelan, *Coelomorum tropicalis* Senna, *Coelosphaerium kuetzingianum* Smith, *Cylindrospermum* sp, *Oscillatoria* sp, *Planktothrix agardii* Smith, *Planktothrix rubescens* Gomont continuaram prevalecendo na água durante o período de estiagem. Tais espécies representaram mais de 90% das cianobactérias encontradas na comunidade, sendo a ocorrência e abundância da espécie *Planktothrix agardii* relativamente alta, com média de 78% no período de estiagem e de 22% no período chuvoso, no entanto, com valores menores (entre 8.200 e 12.500 filamentos/ml, no período de estiagem, e entre 1.794 e 5.826 filamentos/ml, no período chuvoso) do que o encontrado antes da ETA. No período chuvoso, *Aphanocapsa* sp, *Gloeothecce* sp, *Microcystis* sp e *Rivularia* sp foram identificadas neste sistema; sendo encontrado neste período, considerável abundância das espécies *Microcystis* sp, com densidade entre 5.200 e 12.500 ind./ml, e a espécie *Planktothrix agardii* Smith, com densidade entre 1.794 e 5.826 filamentos/ml. Poucas espécies do grupo das clorofíceas foram abundantes em relação à comunidade, destacando-se apenas a espécie *Staurastrum* sp, com maior abundância relativa dentre esta classe, depois da ETA, durante o período seco. O mesmo ocorreu com as espécies *Staurastrum* sp e *Oocystys* sp no período chuvoso. Dentre as Diatomáceas, a espécie *Aulacoseira granulata* Round foi a mais abundante desse grupo na comunidade, seguida da espécie *Navicula* sp (Figura 4).

Tabela 5 – Continuação...

| MESES | | JANEIRO | | FEVEREIRO | | NOVEMBRO | | F.O. (%) | JANEIRO | | FEVEREIRO | | NOVEMBRO | | F.O. (%) |
|--|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | |
| ESPECIES | Estações de coleta Antes da ETA (A) Depois da ETA (D) | A | A | A | A | A | A | | D | D | D | D | D | D | |
| Clorophyceae | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Closteriopsis longissima</i> Prescott | | 0,49 | x | x | x | 0,11 | 0,06 | 50,0 | x | x | x | x | x | 0,09 | 16,6 |
| <i>Closterium</i> sp | | x | 0,41 | x | 0,09 | x | x | 33,3 | x | 0,21 | x | 0,26 | x | x | 33,3 |
| <i>Coelastrum</i> sp | | 0,29 | 0,08 | x | x | x | 0,12 | 50,0 | 0,10 | 0,21 | x | x | x | 0,09 | 50,0 |
| <i>Dictyosphaerium</i> sp | | 0,05 | x | 0,08 | x | x | 0,12 | 50,0 | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| <i>Eudorina</i> sp | | 0,09 | 0,08 | 0,08 | x | 0,05 | x | 66,6 | 0,46 | x | 0,15 | x | x | x | 33,3 |
| <i>Oocystis</i> sp | | 1,02 | x | 1,11 | 0,42 | 1,56 | 0,73 | 83,3 | 2,64 | x | 3,93 | 0,46 | x | 0,11 | 66,6 |
| <i>Palmella miniata</i> Bourrelly | | 0,24 | 0,52 | x | x | 0,11 | 0,06 | 66,6 | x | x | 0,75 | 2,25 | 1,50 | 0,01 | 66,6 |
| <i>Pandorina</i> sp | | x | 2,41 | x | 0,09 | x | x | 33,3 | x | 0,28 | x | 0,26 | x | x | 33,3 |
| <i>Staurastrum</i> sp | | 1,82 | x | 3,11 | 0,55 | 1,56 | 0,73 | 83,3 | 2,64 | x | 3,93 | 0,46 | 2,00 | x | 66,6 |
| <i>Tetrademus</i> sp | | 0,05 | x | 0,09 | x | x | 0,22 | 50,0 | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| <i>Tetraspora</i> sp | | 0,55 | 0,08 | 0,18 | x | 0,15 | x | 66,6 | 0,48 | x | 0,15 | x | 0,50 | x | 50,0 |
| Euglenophyceae | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Euglena</i> sp | | 0,82 | x | 0,11 | 0,42 | 1,56 | 0,66 | 83,3 | 0,64 | x | 0,93 | 0,29 | x | 0,50 | 66,6 |
| <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr | | 0,05 | x | 0,09 | x | x | 0,12 | 50,0 | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Amphora</i> sp | | 0,49 | x | 1,02 | x | x | 0,12 | 50,0 | 0,30 | x | 1,13 | x | 1,00 | x | 50,0 |
| <i>Aulacoseira granulata</i> Round | | 1,86 | 1,92 | 1,21 | 1,62 | 0,63 | 0,20 | 100,0 | 3,48 | 1,18 | 2,03 | 3,21 | 0,38 | 0,61 | 100,0 |
| <i>Cilindrosperma</i> sp | | 1,49 | x | 0,05 | x | x | 0,12 | 50,0 | 0,39 | x | 0,08 | x | x | 0,08 | 50,0 |
| <i>Cymbella</i> sp | | x | 0,09 | x | 0,08 | 0,11 | 0,06 | 66,6 | x | 0,13 | x | 0,21 | 0,10 | 0,09 | 66,6 |
| <i>Navicula</i> sp | | 1,58 | 0,71 | 3,16 | 0,62 | 3,32 | x | 83,3 | 4,38 | 0,22 | 1,42 | x | 0,63 | x | 66,6 |

Tabela 6 - Abundância relativa (%) da comunidade fitoplancônica encontrada no Canal do Pataxó (Antes da ETA) e Depois da ETA no período chuvoso de 2006

| MESES | | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | F.O. (%) | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | F.O. (%) |
|---|---------------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | |
| ESPECIES | Estações de coleta | A | A | A | A | A | A | A | A | F.O. (%) | D | D | D | D | D | D | D | D | F.O. (%) |
| | Antes da ETA (A) Depois da ETA (D) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cyanophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anabaena</i> sp | | 1,32 | 2,35 | 1,25 | 0,57 | 0,21 | 0,21 | 0,25 | x | 87,5 | 0,21 | x | 0,21 | 0,25 | x | x | 1,28 | x | 50,0 |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Komarek | | 1,25 | 0,54 | x | x | x | 0,25 | 1,32 | x | 50,0 | x | x | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| <i>Aphanocapsa</i> sp | | 2,36 | 0,95 | 3,65 | x | x | 0,14 | 0,25 | x | 62,5 | 0,35 | 0,21 | 0,64 | x | x | x | 0,21 | x | 50,0 |
| <i>Chroococcus minutus</i> Copeland | | 0,25 | 0,25 | 8,21 | x | x | 0,32 | x | 0,85 | 62,5 | 0,89 | 0,28 | 0,35 | x | x | x | x | 0,25 | 50,0 |
| <i>Coelomorium tropicalis</i> Senna | | 0,41 | 0,18 | 1,25 | 0,32 | 0,54 | x | x | x | 62,5 | 1,26 | 1,47 | 2,36 | 0,36 | 1,26 | x | x | x | 62,5 |
| <i>Coelosphaerium kuetsingianum</i> Smith | | 0,87 | x | 5,32 | x | x | 0,24 | x | x | 37,5 | x | x | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Horecká | | 0,98 | 0,47 | 4,25 | 0,17 | 0,25 | 0,28 | x | 1,20 | 87,5 | 2,87 | 1,23 | 2,24 | 0,25 | 1,32 | 0,12 | x | x | 75,0 |
| <i>Cylindrospermum</i> sp | | 0,54 | 0,49 | 1,25 | 0,13 | 1,25 | 0,75 | 0,54 | 2,15 | 100,0 | 1,35 | x | 0,65 | 0,17 | 0,36 | x | 2,15 | x | 62,5 |
| <i>Gloeothece</i> sp | | 0,87 | 0,16 | 5,21 | 0,85 | 1,02 | 0,25 | x | x | 75,0 | 4,31 | 1,23 | 3,25 | 0,95 | x | 0,84 | x | 0,58 | 75,0 |
| <i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod | | 2,54 | 1,25 | 0,31 | x | x | 0,21 | 0,84 | x | 62,5 | 5,23 | x | x | x | x | x | 0,25 | 0,25 | 37,5 |
| <i>Lyngbya</i> sp | | 0,92 | 1,84 | 4,32 | 1,25 | 2,32 | 0,87 | x | 1,32 | 87,5 | 4,23 | 2,32 | 2,36 | 0,81 | 1,32 | x | x | x | 62,5 |
| <i>Merismopedia</i> sp | | 2,65 | 3,25 | 2,14 | 0,25 | 1,33 | 0,48 | x | 0,21 | 87,5 | 0,55 | x | 1,65 | 0,12 | x | x | x | x | 37,5 |
| <i>Microcystis</i> sp | | 31,36 | 40,25 | 34,21 | 65,32 | 55,25 | 54,54 | 58,35 | 54,20 | 100,0 | 35,21 | 40,21 | 52,00 | 56,21 | 74,21 | 58,20 | 41,21 | 64,21 | 100,0 |
| <i>Nostoc</i> sp | | 0,33 | x | 5,31 | 0,21 | 1,32 | 0,47 | x | 2,32 | 75,0 | 8,51 | x | 7,65 | 1,21 | 0,21 | 2,10 | 2,10 | x | 75,0 |
| <i>Oscillatoria articulata</i> Gardin | | x | 4,25 | 2,31 | 0,36 | 5,32 | 0,36 | 0,84 | x | 75,0 | x | 8,32 | 2,15 | 0,28 | 0,32 | x | x | x | 50,0 |
| <i>Oscillatoria granulata</i> Gardin | | x | 2,32 | 2,14 | 0,23 | x | x | x | x | 37,5 | x | 2,14 | 3,21 | 0,95 | x | 1,36 | x | x | 50,0 |
| <i>Oscillatoria lacustre</i> Geitl | | x | x | 0,14 | x | 1,25 | 0,25 | 0,48 | 0,95 | 62,5 | x | 2,36 | x | x | 0,2 | 1,25 | x | 0,84 | 50,0 |
| <i>Oscillatoria limosa</i> Smith | | 2,36 | 2,14 | 0,12 | 0,20 | 1,36 | 0,54 | 0,25 | x | 87,5 | x | 1,25 | 0,09 | 0,10 | 0,1 | 0,84 | 1,25 | x | 75,0 |
| <i>Oscillatoria sancta</i> Kling | | 2,26 | 0,25 | 0,85 | x | 1,54 | 0,26 | 0,47 | x | 75,0 | x | x | x | x | 0,8 | 0,25 | 0,21 | x | 37,5 |
| <i>Oscillatoria</i> sp | | 2,64 | 0,32 | 0,24 | x | 0,25 | 0,48 | 1,25 | x | 75,0 | x | x | x | x | 0,15 | x | 0,98 | x | 25,0 |
| <i>Oscillatoria splendida</i> Grev | | 2,35 | 0,48 | x | x | 0,25 | x | x | 0,25 | 50,0 | 1,23 | x | x | x | x | x | x | x | 12,5 |
| <i>Phormidium autumnale</i> Komarek | | x | 1,58 | 1,12 | 0,10 | x | 0,25 | 0,12 | 0,12 | 75,0 | x | 0,28 | 0,21 | 0,28 | x | 0,12 | 0,25 | 0,18 | 75,0 |
| <i>Phormidium richardsii</i> Drouet | | x | x | x | x | 0,25 | 0,10 | 0,25 | 1,25 | 50,0 | x | x | x | 0,84 | 0,25 | x | 0,78 | 1,74 | 50,0 |

Tabela 6 - Continuação...

| MESES | | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | F.O. (%) | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | F.O. (%) |
|--|---------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | |
| ESPECIES | Estações de coleta | A | A | A | A | A | A | A | A | F.O. (%) | D | D | D | D | D | D | D | D | F.O. (%) |
| | Antes da ETA (A) Depois da ETA (D) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cyanophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Planktothrix agardii</i> Smith | | 24,23 | 14,21 | 11,32 | 21,25 | 15,01 | 32,21 | 28,75 | 18,32 | 100,0 | 22,35 | 25,23 | 10,14 | 29,32 | 17,32 | 28,36 | 29,64 | 19,36 | 100,0 |
| <i>Planktothrix rubescens</i> Gomont | | 2,10 | 5,26 | 0,21 | 0,74 | 1,23 | x | x | x | 62,5 | 2,21 | 2,25 | 2,36 | 0,21 | x | x | x | x | 50,0 |
| Cyanophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudanabaena limnetica</i> Komarek | | 0,50 | 2,12 | 0,03 | 0,2 | 2,01 | x | x | 1,48 | 75,0 | 0,21 | x | 0,86 | 0,75 | x | x | x | 0,84 | 50,0 |
| <i>Raphidiopsis curvata</i> Geitler | | 0,20 | 2,31 | 0,04 | 0,15 | x | x | 0,58 | x | 62,5 | x | 2,14 | 2,15 | 0,24 | x | x | 0,45 | x | 50,0 |
| <i>Rivularia</i> sp | | 2,04 | 1,57 | x | x | 0,25 | x | x | x | 37,5 | x | x | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| <i>Synechocystis</i> sp | | 3,25 | 4,32 | x | x | 1,25 | 0,2 | x | x | 50,0 | x | x | x | x | x | x | x | x | 0,0 |
| Clorophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chlamydocapsa bacillus</i> (Teiling) Fott | | 0,20 | 0,24 | 0,15 | 0,01 | 0,21 | 0,21 | 0,18 | 0,32 | 100,0 | 0,21 | x | 0,15 | 0,01 | x | 0,13 | 0,32 | 0,25 | 75,0 |
| <i>Closteriopsis longissima</i> Prescott | | 0,10 | 0,26 | x | 0,03 | 0,54 | 0,36 | 0,84 | 0,65 | 87,5 | 0,14 | x | x | x | 0,21 | x | x | 0,25 | 37,5 |
| <i>Closterium</i> sp | | 0,09 | 0,13 | 0,45 | 0,23 | 0,25 | 0,21 | 0,64 | 0,21 | 100,0 | 0,36 | x | x | x | x | x | 0,25 | 0,21 | 37,5 |
| <i>Closterium tumidum</i> Adlerstein | | 0,50 | 0,74 | 0,17 | 0,84 | 0,62 | 0,54 | 0,25 | 0,54 | 100,0 | 0,75 | 2,21 | 0,45 | 0,21 | x | 0,21 | 0,24 | 0,24 | 75,0 |
| <i>Coelastrum</i> sp | | x | 0,58 | 0,64 | 0,26 | x | x | x | 0,28 | 50,0 | x | x | 0,21 | 0,21 | x | x | x | 0,36 | 37,5 |
| <i>Crucigenia</i> sp | | x | 0,54 | 0,14 | 0,47 | 0,25 | 0,14 | 0,25 | 2,14 | 100,0 | x | 1,25 | x | 0,12 | 0,15 | 0,36 | 0,21 | 0,25 | 75,0 |
| <i>Dictyosphaerium</i> sp | | 0,20 | x | x | 0,26 | 0,21 | 0,25 | x | 1,36 | 62,5 | 0,10 | x | x | 0,14 | x | 0,68 | x | 0,15 | 50,0 |
| <i>Eudorina</i> sp | | 0,14 | x | 0,24 | 0,54 | 0,14 | 0,42 | 0,25 | 0,14 | 87,5 | 0,41 | x | 0,87 | x | 0,1 | 0,54 | 0,31 | 0,25 | 75,0 |
| <i>Oocystis</i> sp | | 0,7 | 0,04 | 0,36 | 0,84 | x | 0,27 | 0,51 | 1,32 | 87,5 | 0,1 | 0,01 | 0,36 | 0,54 | x | 0,15 | 8,21 | 0,25 | 87,5 |
| <i>Palmella miniata</i> Bourrelly | | 0,04 | 0,12 | 0,01 | 0,22 | 0,21 | 0,25 | 0,25 | 1,24 | 100,0 | 0,02 | 0,01 | x | 0,08 | 0,21 | 0,28 | 2,25 | 0,25 | 87,5 |
| <i>Pandorina</i> sp | | 0,07 | 0,06 | 0,02 | 0,26 | 0,58 | 0,25 | 0,32 | 0,24 | 100,0 | 0,14 | x | 0,26 | 2,14 | 0,21 | x | x | 1,35 | 62,5 |
| <i>Staurastrum</i> sp | | 6,32 | 3,40 | 0,20 | 0,84 | 0,26 | 0,31 | 0,21 | 2,15 | 100,0 | 0,41 | x | 1,20 | 2,14 | x | 1,02 | 3,00 | 3,36 | 75,0 |
| <i>Tetrademus</i> sp | | 0,03 | 0,25 | 0,55 | 0,41 | 0,12 | 0,27 | 0,45 | 2,21 | 100,0 | 0,51 | 0,02 | 0,03 | x | 0,32 | x | 0,64 | 0,31 | 75,0 |
| <i>Tetraspora</i> sp | | 0,04 | x | 0,22 | x | 0,32 | 0,10 | x | 0,75 | 62,5 | 0,10 | 0,15 | 0,10 | x | 0,20 | 0,14 | x | 0,24 | 75,0 |
| Euglenophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Euglena</i> sp | | 0,00 | x | 0,25 | 0,25 | 0,15 | 0,26 | 0,13 | 0,15 | 87,5 | x | x | 0,25 | 0,21 | 0,21 | 0,25 | 0,23 | 0,24 | 75,0 |
| <i>Phacus</i> sp | | 0,14 | 0,25 | x | 0,41 | 0,25 | 0,31 | x | 0,17 | 75,0 | 0,25 | 0,32 | x | 0,70 | x | 0,25 | x | 0,36 | 62,5 |

Tabela 6 - Continuação...

| MESES | | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | F.O. (%) | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | F.O. (%) |
|------------------------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | |
| ESPECIES | Estações de coleta Antes da ETA (A) Depois da ETA (D) | A | A | A | A | A | A | A | A | | D | D | D | D | D | D | D | D | |
| Euglenophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr | | x | 0,12 | 0,08 | 0,95 | 0,54 | 0,21 | 0,31 | 0,18 | 87,5 | 0,17 | 0,12 | 0,20 | x | 0,10 | x | x | 0,98 | 62,5 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Amphora</i> sp | | 1,01 | 0,12 | 0,64 | 0,21 | 0,25 | 0,25 | 0,15 | 0,28 | 100,0 | x | 0,45 | 0,20 | 0,10 | x | x | 1,14 | 0,44 | 62,5 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aulacoseira granulata</i> Round | | 1,32 | x | 0,40 | 0,16 | 0,25 | 1,02 | x | 0,43 | 75,0 | 1,01 | x | 0,19 | x | x | 0,81 | x | 0,10 | 50,0 |
| <i>Cilindrosperma</i> sp | | 0,32 | x | x | 0,17 | 0,36 | 0,25 | 0,25 | 0,16 | 75,0 | 1,14 | x | x | 0,10 | x | 0,21 | x | 1,10 | 50,0 |
| <i>Cymbella</i> sp | | x | x | x | 0,15 | 0,28 | 0,25 | 0,36 | 0,29 | 62,5 | 0,10 | x | x | x | 0,14 | x | 1,72 | 0,36 | 50,0 |
| <i>Navicula</i> sp | | 0,20 | 0,04 | 0,28 | 0,19 | 0,75 | 0,21 | 0,11 | 0,17 | 100,0 | 0,21 | 0,40 | 0,15 | x | 0,21 | x | 0,25 | 0,45 | 75,0 |

Tabela 7 - Espécies dominantes (cel.mL⁻¹) Antes e Depois da ETA durante o período de estiagem (jan, fev e nov de 2006)

| ESPÉCIES | CANAL DO PATAXÓ (ANTES DA ETA) | | | | | | FO(%) |
|--|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | JANEIRO | | FEVEREIRO | | NOVEMBRO | | |
| | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | |
| Cyanophyceae | | | | | | | |
| <i>Anabaena</i> sp | 1711 | 259 | 22 | 505 | 832 | 783 | 100,0 |
| <i>Cylindropermopsis raciborskii</i> Horecká | 214 | 699 | 100 | 236 | 33 | x | 83,3 |
| <i>Oscillatoria sancta</i> Kling | 697 | 155 | 278 | 539 | x | 32 | 83,3 |
| <i>Oscillatoria</i> sp | 697 | 389 | x | 1010 | 938 | 16 | 83,3 |
| <i>Planktothrix agardii</i> Smith | 29000 | 19500 | 22400 | 28500 | 25000 | 23400 | 100,0 |
| Clorophyceae | | | | | | | |
| Oocystys sp | 561 | x | 302 | 156 | 483 | 194 | 83,3 |
| <i>Staurastrum</i> sp | 1003 | x | 848 | 202 | 483 | 194 | 83,3 |
| Euglenophyceae | | | | | | | |
| <i>Euglena</i> sp | 451 | x | 29 | 156 | 483 | 176 | 83,3 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | |
| <i>Aulacoseira granulata</i> Round | 1027 | 605 | 332 | 595 | 197 | 54 | 100,0 |
| <i>Navicula</i> sp | 870 | 224 | 862 | 227 | 1028 | x | 83,3 |
| DEPOIS DA ETA | | | | | | | |
| Cyanophyceae | | | | | | | |
| <i>Cylindropermopsis raciborskii</i> Horecká | 16 | 258 | 120 | 86 | 9 | x | 83,3 |
| <i>Planktothrix agardii</i> Smith | 10200 | 8400 | 12500 | 10200 | 8200 | 9900 | 100,0 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | |
| <i>Aulacoseira granulata</i> Round | 566 | 138 | 311 | 424 | 35 | 69 | 100,0 |

Tabela 8 - Espécies dominantes (cel.mL⁻¹) Antes e Depois da ETA durante o período chuvoso (mar, abr, maio, jun de 2006)

| ESPECIES | CANAL DO PATAXÓ (ANTES DA ETA) | | | | | | | | FO(%) |
|---|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| | MARÇO | | ABRIL | | MAIO | | JUNHO | | |
| | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | 1ª quinz | 2ª quinz | |
| Cyanophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Anabaena</i> sp | 859 | 1664 | 844 | 301 | 119 | 116 | 142 | x | 87,5 |
| <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Horecká | 638 | 333 | 2870 | 90 | 141 | 155 | x | 660 | 87,5 |
| <i>Cylindrospermum</i> sp | 351 | 347 | 844 | 69 | 706 | 414 | 306 | 1182 | 100 |
| <i>Gloeothece</i> sp | 566 | 113 | 3518 | 449 | 576 | 138 | x | x | 75 |
| <i>Lyngbya</i> sp | 598 | 1303 | 2917 | 660 | 1310 | 480 | x | 726 | 87,5 |
| <i>Merismopedia</i> sp | 1724 | 2301 | 1445 | 132 | 748 | 265 | x | 115 | 87,5 |
| <i>Microcystis</i> sp | 20400 | 28500 | 23100 | 34500 | 31200 | 30100 | 33100 | 29800 | 100 |
| <i>Nostoc</i> sp | 211 | x | 3586 | 111 | 745 | 259 | x | 1276 | 75 |
| <i>Oscillatoria articulata</i> Gardin | x | 3009 | 1560 | 190 | 3004 | 199 | 477 | x | 75 |
| <i>Oscillatoria limosa</i> Smith | 1535 | 1515 | 81 | 106 | 768 | 298 | 142 | x | 87,5 |
| <i>Oscillatoria sancta</i> Kling | 1470 | 177 | 574 | x | 870 | 143 | 267 | x | 75 |
| <i>Oscillatoria</i> sp | 1717 | 227 | 162 | x | 141 | 265 | 709 | x | 75 |
| <i>Phormidium autumnale</i> Komarek | x | 1119 | 756 | 53 | x | 138 | 68 | 66 | 75 |
| <i>Planktothrix agardii</i> Smith | 15762 | 10062 | 7644 | 11224 | 8476 | 17776 | 16309 | 10073 | 100 |
| <i>Pseudanabaena limnetica</i> Komarek | 325 | 1501 | 20 | 106 | 1135 | x | x | 814 | 75 |
| Clorophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Chlamydocapsa bacillus</i> (Teiling) Fott | 130 | 170 | 101 | 5 | 119 | 116 | 102 | 176 | 100 |
| <i>Closteriopsis longissima</i> Prescott | 65 | 184 | x | 13 | 305 | 199 | 477 | 357 | 87,5 |
| <i>Closterium</i> sp | 59 | 92 | 304 | 121 | 141 | 116 | 363 | 115 | 100 |
| <i>Closterium tumidum</i> Adlerstein | 325 | 524 | 115 | 444 | 350 | 298 | 142 | 297 | 100 |
| <i>Crucigenia</i> sp | x | 382 | 95 | 248 | 141 | 77 | 142 | 1177 | 100 |
| <i>Eudorina</i> sp | 91 | x | 162 | 285 | 79 | 232 | 142 | 77 | 87,5 |
| <i>Oocystys</i> sp | 455 | 28 | 243 | 444 | x | 149 | 289 | 726 | 87,5 |
| <i>Palmella miniata</i> Bourrelly | 26 | 85 | 7 | 116 | 119 | 138 | 142 | 680 | 100 |
| <i>Pandorina</i> sp | 46 | 42 | 14 | 137 | 328 | 138 | 182 | 132 | 100 |
| <i>Staurastrum</i> sp | 4111 | 2407 | 135 | 444 | 147 | 171 | 119 | 1182 | 100 |
| <i>Tetrademus</i> sp | 20 | 177 | 371 | 217 | 68 | 149 | 255 | 1215 | 100 |

Tabela 8 – Continuação...

| Euglenophyceae | | | | | | | | | |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| <i>Euglena</i> sp | x | x | 169 | 132 | 85 | 143 | 71 | 82 | 87,5 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Amphora</i> sp | 657 | 85 | 432 | 111 | 141 | 138 | 85 | 154 | 100 |
| <i>Aulacoseira granulata</i> Round | 859 | x | 270 | 85 | 141 | 563 | x | 236 | 75 |
| <i>Cilindrosperma</i> sp | 208 | x | x | 90 | 203 | 138 | 142 | 88 | 75 |
| <i>Navicula</i> sp | 133 | 28 | 189 | 100 | 424 | 116 | 62 | 93 | 100 |
| ESPECIES | | | | | DEPOIS DA ETA | | | | |
| Cyanophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Horecká | 424 | 239 | 396 | 44 | 205 | 19 | x | x | 75,0 |
| <i>Gloeothece</i> sp | 637 | 239 | 575 | 167 | x | 134 | x | 113 | 75,0 |
| <i>Microcystis</i> sp | 5200 | 7800 | 9200 | 9900 | 11500 | 9300 | 8100 | 12500 | 100,0 |
| <i>Nostoc</i> sp | 1257 | x | 1353 | 213 | 33 | 336 | 413 | x | 75,0 |
| <i>Oscillatoria limosa</i> Smith | x | 242 | 16 | 18 | 15 | 134 | 246 | x | 75,0 |
| <i>Phormidium autumnale</i> Komarek | x | 54 | 37 | 49 | x | 19 | 49 | 35 | 75,0 |
| <i>Planktothrix agardii</i> Smith | 3301 | 4894 | 1794 | 5164 | 2684 | 4532 | 5826 | 3769 | 100,0 |
| Clorophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Chlamydocapsa bacillus</i> (Teiling) Fott | 31 | x | 27 | 2 | x | 20 | 63 | 49 | 75,0 |
| <i>Closterium tumidum</i> Adlerstein | 111 | 429 | 80 | 37 | x | 34 | 47 | 47 | 75,0 |
| <i>Crucigenia</i> sp | x | 242 | x | 21 | 23 | 58 | 41 | 49 | 75,0 |
| <i>Eudorina</i> sp | 61 | x | 154 | x | 15 | 86 | 61 | 49 | 75,0 |
| <i>Oocystis</i> sp | 15 | 2 | 64 | 95 | x | 24 | 1614 | 49 | 87,5 |
| <i>Palmella miniata</i> Bourrely | 3 | 2 | x | 14 | 33 | 45 | 442 | 49 | 87,5 |
| <i>Staurastrum</i> sp | 61 | x | 212 | 377 | x | 163 | 590 | 654 | 75,0 |
| <i>Tetrademus</i> sp | 75 | 4 | 5 | x | 50 | x | 126 | 60 | 75,0 |
| <i>Tetraspora</i> sp | 15 | 29 | 18 | x | 31 | 22 | x | 47 | 75,0 |
| Euglenophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Euglena</i> sp | x | x | 44 | 37 | 33 | 40 | 45 | 47 | 75,0 |
| Bacillariophyceae | | | | | | | | | |
| <i>Navicula</i> sp | 31 | 78 | 27 | x | 33 | x | 49 | 88 | 75,0 |

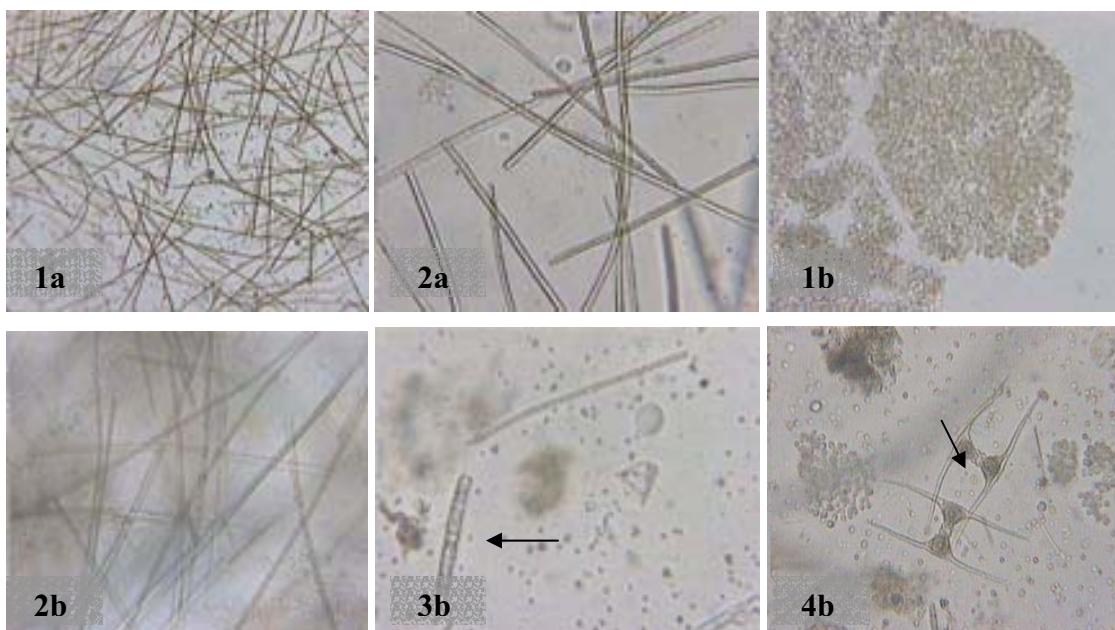


Figura 3 – Espécies mais abundantes no Canal do Pataxó (Antes da Estação de Tratamento) durante o período de estiagem, com maior representatividade a espécie *Planktothrix agardhii* Smith (1a e 2a) e durante o período chuvoso (1b. *Microcystys* sp, 2b. *Planktothrix agardhii* Smith, 3b. *Aulacoseira granulata* , 4b. *Staurastrum* sp).

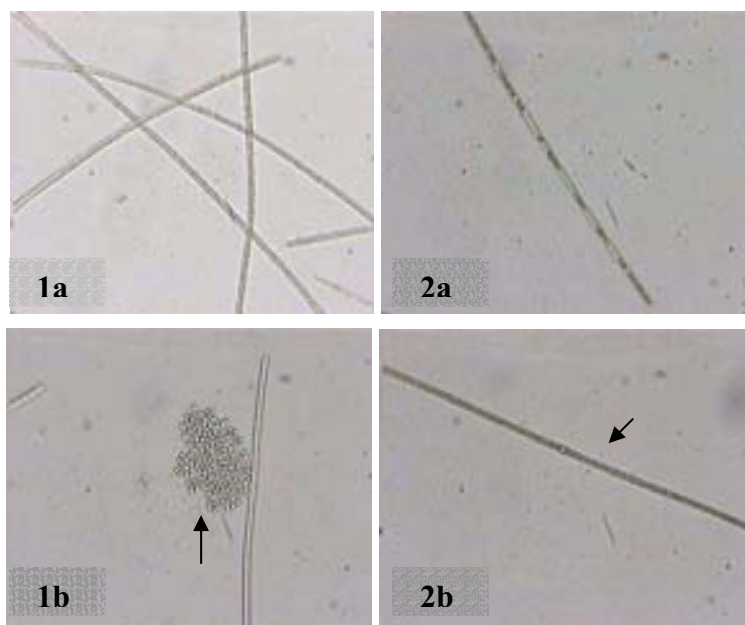


Figura 4 – Espécies mais abundantes depois da Estação de Tratamento durante o período de estiagem com maior representatividade a espécie *Planktothrix agardhii* Smith (1a), *Planktothrix agardhii* com heterocisto (2a) e durante o período chuvoso (1b. *Microcystys* sp e 2b. *Planktothrix agardhii* Smith com heterocisto).

Durante o período de estudos, os índices ecológicos de riqueza de espécies de Margalef, diversidade de Shannon, dominância de Bergen Parker e similaridade de Pielou (co-existência) observou-se que de uma maneira geral em relação ao fitoplâncton os maiores valores foram registrados antes da Estação de Tratamento da Água (ETA), embora depois da ETA tenha sido encontrados valores relativamente altos. A figura 5 apresenta os valores dos índices biológicos do fitoplâncton durante o período estudado

A riqueza de espécies apresentou valores variando de 3,17 (2ª quin. fev/06) a 6,54 (2ª quin. jun/06) antes da ETA e 1,79 (1ª quin. mar/06) a 4,32 (1ª quin. abr/06) depois da ETA. Ocorrendo valores menores durante o período de estiagem, em uma média de 4,08 antes da ETA e 3,12 depois da ETA em relação ao período chuvoso (5,26 antes da ETA e 3,59 depois da ETA).

Em relação ao índice de diversidade das espécies houve uma variação mínima de 0,77 (2ª quin. mar/06) a uma variação máxima de 4,21 (2ª quin. abr/06) antes da ETA e de 0,41 (1ª quin. mar/06) a 3,51 (2ª quin. jun/06) depois da ETA.

Os índices de dominância do fitoplâncton apresentaram um mínimo de 0,72 (2ª quin. maio/06) e máximo de 1,98 (1ª quin. nov/06) antes da ETA e depois da ETA valores entre 0,86 (2ª quin. maio/06) a 1,26 (1ª quin. nov/06).

Os índices de equitatividade antes e depois da ETA foram consideravelmente mais altos no período de estiagem quando comparados com o período chuvoso. E os menores valores foram observados na 2ª quinzena de março/06 (0,58) antes da ETA e na 1ª quinzena de março/06 (0,41) depois da ETA.

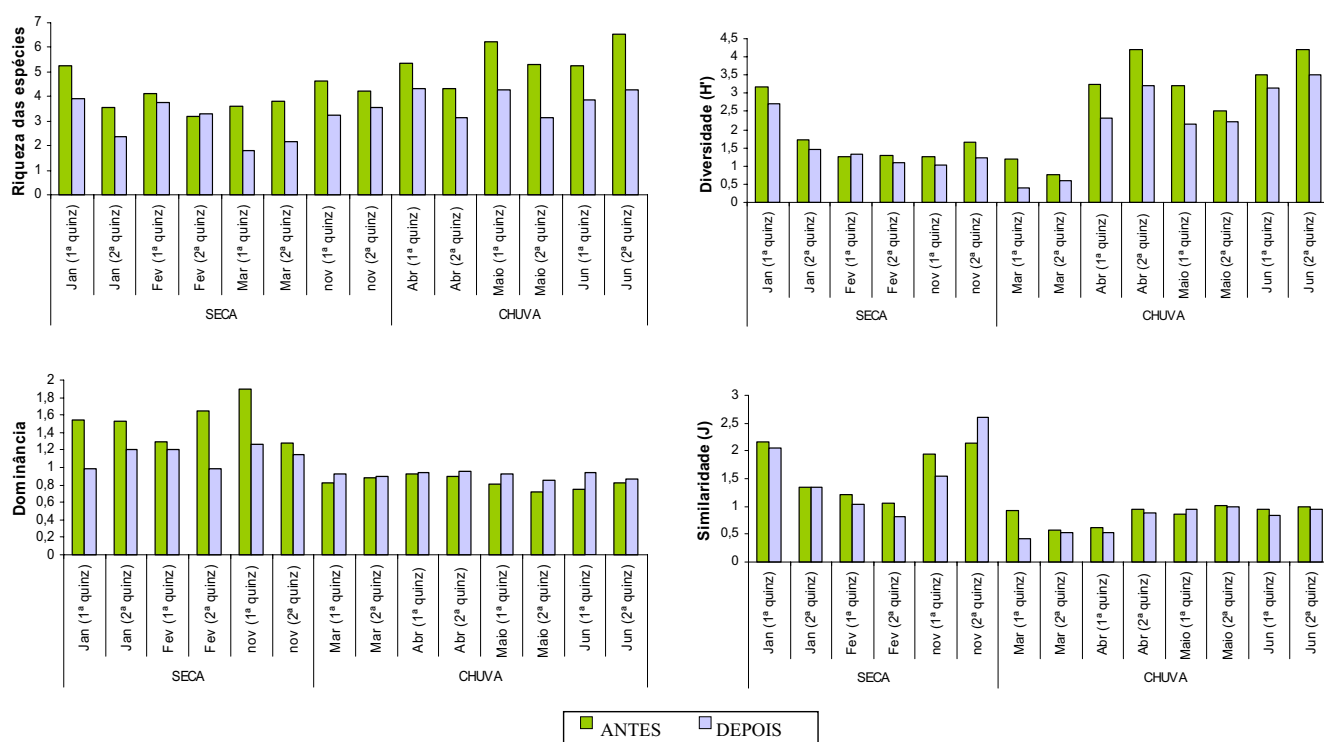


Figura 5 - Índices ecológicos (Riqueza, Diversidade, Dominância e Similaridade das espécies) do fitoplâncton durante o período de estiagem (jan/06, fev/06 e nov/06) e chuvoso (mar/06, abr/06, maio/06 e jun/06).

A tabela 9 apresenta correlações significativas entre as variáveis ambientais e os grupos fitoplanctônicos na escala espaço-temporal. Antes da ETA foram estabelecidas correlações significativamente positivas entre os grupos Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae com o nitrato e depois da ETA entre as Bacillariophyceae e o nitrato, durante o período de estiagem. Durante o período chuvoso, antes da ETA, correlacionou positivamente entre o grupo Cyanophyceae e a temperatura e entre o grupo Bacillariophyceae e o amônio; e correlação negativa entre as Bacillariophyceae e o pH. Durante o período chuvoso, depois da ETA, a maioria das correlações foram negativas, entre o nitrato e o grupo das Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae, o grupo Cyanophyceae e o pH e entre o grupo Euglenophyceae e o ortofosfato. As correlações positivas, neste período ocorreram apenas entre as Cyanophyceae e a condutividade elétrica.

Tabela 9. Correlação de Pearson entre variáveis ambientais e grupos fitoplanctônicos.

| VARIÁVEIS | ANTES DA ETA | | DEPOIS DA ETA | |
|------------------------------|--------------|---------|---------------|---------|
| | ESTIAGEM | CHUVOSO | ESTIAGEM | CHUVOSO |
| Chlorophyceae e Nitrato | 0,71 | - | - | -0,77 |
| Bacillariophyceae e Nitrato | 0,74 | - | 0,75 | -0,80 |
| Euglenophyceae e Nitrato | 0,87 | - | - | -0,71 |
| Cyanophyceae e Temperatura | - | 0,70 | - | - |
| Bacillariophyceae e pH | - | -0,87 | 0,97 | - |
| Bacillariophyceae e Amônio | - | 0,80 | - | - |
| Cyanophyceae e pH | - | - | 0,71 | -0,72 |
| Euglenophyceae e Temperatura | - | - | 0,99 | - |
| Cyanophyceae e Condutividade | - | - | - | 0,74 |
| Euglenophyceae e Ortofosfato | - | - | - | -0,86 |

Discussão:

O Canal do Pataxó no estado do Rio Grande do Norte é um longo corpo de água, que apresenta até 2,0m de profundidade e seu volume depende da descarga de água do reservatório de Assu (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves). O canal é alimentado regularmente pelo referido reservatório que fornece uma coluna d'água longitudinalmente uniforme, com alta mistura, rico em nutrientes dissolvidos e com fase de água clara e turva. Esta característica limnológica, junto ao fluxo moderado de água, fornece um habitat favorável para o fitoplâncton e algas perifíticas, com macrófitas flutuantes. Neste estudo, foram realizadas amostragens em três pontos: duas amostras, uma em cada estação seca e de chuvas, a partir da região lacustre do reservatório de Assu (ponto 1), quatorze amostras no Canal do Pataxó (ponto 2 – antes do tratamento) e na saída de água (ponto 3 – depois do tratamento), envolvendo as estações seca e de chuvas. Os resultados do fitoplâncton foram discutidos dentro dos parâmetros da limnologia de reservatórios e canal, incluindo variações sazonais das características físicas e químicas e diversidade fitoplanctônica.

O reservatório de Assú consistiu em 27 espécies de cianobactérias (do total de 42 espécies do fitoplâncton) durante o período seco e 32 (67 espécies fitoplanctônicas no total) na estação de chuvas, aproximadamente similar aos números estudados durante 2001-2003. Neste ciclo anual houve variação somente em relação à maior troca de cianobactéria tóxica, *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Costa, *et al.*, 2003) a uma forma de filamento não-tóxica, *Planktothrix agardhii*, observada neste estudo. A relativa abundância de *Planktothrix*, no entanto, variou sazonalmente com 52% (superfície da água) durante o período seco e reduziu a menos de 2% durante o bloom de 32-40% de *Microcystis aeruginosa* no período de chuvas. Os resultados do presente estudo ilustram a troca na dominância espaço-temporal encontrada nas águas rasas do norte da Austrália, onde as espécies dominantes trocam frequentemente de *Anabaena circinalis* para uma pequena população homogênea de cianobactérias consistindo em *Cylindrospermopsis*, *Planktolyngbya* and *Limnothrix* (Bormans *et al.*, 2005).

O Canal do Pataxó foi construído para amenizar o problema da falta de água em algumas cidades interiores do Rio Grande do Norte. O sistema constitui uma classe importante de corpos d'água tropicais com interação própria entre os processos físicos, químicos e biológicos. Esta interação cria uma forte sazonalidade de acordo com a variação

de luz, nutrientes e mistura do ambiente, o qual difere notadamente de outros sistemas aquáticos tropicais. O Canal do Pataxó recebe água do reservatório de Assu e a descarga é um exemplo de um sistema de rio fechado com alterações marcadas em relação ao alto nível de água durante o período de chuvas, o qual rapidamente é nivelado, e mínima entrada de água e nutrientes durante o período seco, quando os processos autótonos dominam. Este sistema não é suficientemente profundo para sofrer estratificação sazonal e está sujeito a regulares blooms de cianobactérias devido ao fluxo suave de água, alta temperatura na superfície, alcalinidade, pH e entrada moderada de nutrientes. Bormans *et al.* (2004) discutiram a relação entre o índice de oscilação sulista mensal e o fluxo padrão do Rio Fitzroy no norte da Austrália, identificando uma forte correlação entre a variabilidade de clima inter-anual e a variabilidade na dinâmica da população algal inter-anual. Neste estudo, foi demonstrado que a forte influencia do clima era um fator importante no desenvolvimento de cianobactérias nestes sistemas pela sazonalidade padrão do fluxo e a variabilidade resultante do fator luz-clima. Contudo, em condições de baixo-fluxo, fatores climatológicos locais também afetam o comportamento da mistura. Em contraste, o presente estudo revela baixo fluxo de água, temperatura de superfície alta e baixa NP ou relação de Redfield respondidas por alta abundância de população de cianobactérias, apesar do fato de ambos o norte australiano semi-árido e parte do nordeste brasileiro apresentar semelhanças climáticas.

A abundância de cianobactérias dentro das diversas espécies fitoplanctônicas caracteriza o reservatório de Assu, o ponto do Canal do Pataxó (antes do tratamento de água) e a saída de água (depois de tratamento) com uma distribuição padrão semelhante. O reservatório de Assu mostra troca sazonal na abundância de cianobactérias (do período seco para o de chuvas) de *Planktothrix* para *Microcystis*, enquanto que o Canal de Pataxó (antes e depois do tratamento da água) manteve abundância contínua de *Planktothrix* ainda que mudança sazonal. Havendo diferenças nas formas morfológicas das espécies de cianobactérias dominantes entre o reservatório de Açú e o Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento). No reservatório, segue sucessão de espécies de cianobactérias da estação seca para a chuvosa de filamentos de *Planktothrix agardii* para forma colonial de *Microcystis aeruginosa*, enquanto, que o Canal do Pataxó manteve domínio contínuo de

Planktothrix agardii ao longo do período estudado. Também houve diferenças significantes no estado trófico entre os três locais estudados.

Todos estes fenômenos são explicáveis por dois fatores delineados na seção de resultados: as diferenças em relação à disponibilidade de luz no reservatório de Assu e em ambas as profundidades de camadas superfície-mistura e a profundidade do Canal de Pataxó; a bio-disponibilidade discrepante nos dois locais de nitrato e orto-fosfato, nutrientes limitantes para o crescimento do fitoplâncton em geral e para as cianobactérias em particular. Enquanto estes são os fatores primordiais, um último controle é realizado pela baixa velocidade de água do Canal do Pataxó, apesar da escala sinóptica da meteorologia ser idêntica nos dois locais. Diferenças entre os pontos na realização misturas específicas nas camadas de temperatura relativa à luz na coluna de água fornecem condições que direcionam a composição de população de cianobactérias.

No reservatório de Assu, quando a turbidez diminui a luz fica bem disponível na coluna d'água, o que é suficiente para o crescimento do fitoplâncton. Somente quando a coluna d'água estratifica, as partículas afundam lentamente e são removidos da camada da superfície iniciando-se o crescimento de cianobactérias. A dominância de cianobactérias em relação a sistemas estratificados tem sido relatada por Oliver *et al* (1999) no Rio Darling do norte australiano, onde ocorreu dominância da espécie *Anabaena circinalis*. Caso a profundidade de mistura fica maior do que a profundidade de penetração da luz, a produção de biomassa fitoplanctônica permanece baixa. O crescimento do fitoplâncton tem sido encontrado negativo quando a profundidade de mistura excede quatro vezes a profundidade eufótica (Talling, 1986). Em sistemas estratificados, como o reservatório de Assu, a flutuação de cianobactérias tem uma clara vantagem em relação a outros grupos fitoplanctônicos com 27 (cianobactérias) espécies diante do total de 42 espécies. O nicho longitudinal do Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento) apresenta tendência semelhante, mas não influenciada pela estratificação. A fonte de nutrientes foi provida pelo vento, o qual induziu a entrada de nutrientes pela mistura da água hipolimnética anóxica para a superfície, no reservatório de Assu semelhante ao descrito por Bormans *et al.* (2004).

A teoria do conceito ecológico discorre que a biodiversidade, no que se refere à heterogeneidade espaço-temporal, aos processos funcionais e à diversidade das espécies, pode fornecer um tema unificado para a ecologia de rios, considerando a produtividade e o

papel combinado de perturbação (Ward & Tockner, 2001). O presente estudo incluiu aspectos ecológicos quantitativos da diversidade das espécies, equitabilidade, riqueza e dominância da comunidade fitoplanctônica no Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento). Os resultados indicaram valores moderados de riqueza de espécies e diversidade, apesar do estado trófico ter oscilado de mesotrófico para oligotrófico e ter ocorrido a abundância de *Planktothrix* no período de estiagem e *Microcystis* no período chuvoso. O índice de dominância e relação de equitabilidade para valores de diversidade foram peculiares e influenciados grandemente pela dominância de *Planktothrix* no Canal do Pataxó. Entretanto, a heterogeneidade espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica encontrada no reservatório de Assu é bastante diferente do Canal do Pataxó, local com fluxo laminar da água com baixo a moderada velocidade da água, aumentou a diversidade das espécies assim como foi observado em perturbações intermediárias encontradas em muitos ecossistemas de água corrente (Reynolds, 1984). A variação sazonal foi consideravelmente diferente entre os pontos de estudo indicando também heterogeneidade temporal. No reservatório de Assu, foram registrados 45 táxons na estação seca e 56 táxons durante o período de chuvas com um aumento de 11 táxons, enquanto no Canal do Pataxó (nos pontos de água não-tratada e tratada) foi restrito a 51 e 47 táxons durante o período de estiagem.

Segundo o Ministério da Saúde, portaria nº 518 de 25 de março de 2004, a densidade máxima de cianobactérias no manancial, no ponto de abastecimento, não deve exceder $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$, devendo haver comprovação de toxicidade na água bruta. Neste estudo, as densidades das cianobactérias *Planktothrix agardhii* no período de estiagem e *Microcystis sp* durante o período chuvoso na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e no Canal do Pataxó excede a densidade permitida pelo Ministério de Saúde e depois do tratamento a água apresenta densidade bem abaixo dessas condições, tornando-se permitida ao consumo humano no aspecto de sua densidade; no entanto, são necessários estudos com bioensaios para atestar a não toxicidade deste sistema.

Este artigo enfatizou como as condições climáticas do semi-árido, através das chuvas, resultam em fluxos de alta descarga, com reajustes da luz, do clima e da entrada de nutrientes a partir da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves para sustentar o crescimento de *Planktothrix agardhii* e *Microcystis sp* no Canal do Pataxó (antes e depois do tratamento

da água). Também realçou a importância da diferença de profundidade no reservatório de Assu e Canal do Pataxó e as condições variadas dos níveis tróficos encontrados através das condições físicas e químicas que favoreceram a dominância e conduziram a sucessão observada de cianobactérias.

Agradecimentos

A primeira autora agradece a CAPES/MEC pela bolsa de Mestrado concedida e à Universidade Federal do Rio Grande do Norte. O segundo autor agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade em pesquisa.

Referencias Bibliográficas

- Andersen, T. 1997. *Pelagic nutrient cycles*. Herbivores as sources and sinks. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 280 pp.
- Apha, American Public Health Association. 1985. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 16^aed. 1527 p.
- Barber, H. G. & Haworth, E. Y. 1981. A guide to the morphology of the diatom frustule. British: *Freshwater Biological*, 112p.
- Bergen, W. H. & Parker, F. L.. 1970 Diversity of plankton foraminifer in deep-sea sediments. *Science*. V 168, p. 1345-1347.
- Bicudo, C. E.M. & Bicudo R. M. T. 1970. *Algas de águas continentais Brasileiras*. São Paulo. FBDEC: 228p.
- Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. 2005. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. ed. Rima, São Carlos, SP. v.1. 489p.
- Bormans, M., Ford, P.W. & Fabro, L. 2004. Onset and persistence of cyanobacterial blooms in a large impounded tropical river, Australia. *Mar. Freshwater Res.*, 55: 1–15.
- Bormans, M., Ford, P.W. & Fabro, L. 2005. Spatial and temporal variability in Cyanobacterial populations controlled by physical processes. *Jour. Plankton Res.* 27 (1): 61-70.
- Buddendorf, Charles. 2006. Free of algae with Redfield ratio. *Aquariumpagina's van*. Disponível em <http://www.buddendo/aquarium/redfield_eng.htm> Acesso em: 12 de outubro.
- CAERN, Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte. 2006. *ETA – Estação de Tratamento da Água*. 2004. Disponível em: <<http://www.caern.com.br>>. Acesso em: 20 de agosto.
- Chellappa, N. T. 1990. Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass and primary productivity of Jundiá reservoir, Northeast, Brazil. Before and after eutrophication. *Acta Hydrobiology*. 32:75-91.
- Chellappa, N. T.; Bezerra, T. A.; Costa, W. T. T., Melo, S. C. 1998. *Physiological Ecology of Cyanophycean Population from impounded Freshwater aquatic ecosystems*

- (*Barragem Gargalheiras*) of Rio Grande do Norte State: Anais, IV Simpósio de Ecossistemas brasileiros, 2-7 Abril de 1998; São Paulo, Brasil, v.II p. 372-380.
- Cood, G. A. *et al.* 2005. Harmful Cyanobacteria: From mass mortalities to management measures. *Aquatic ecology series*. Springer. v. 3. 1: 1-23.
- Costa, I.A.S., Azevedo, S.M.F.O., Senna, P.A.C., Bernardo, R.R., Costa, S.M. & Chellappa, N.T. 2003. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian Semiarid reservoir. *Braz.J.Biol.* 66 (1B): 211-219
- Coste, M., Bosca, C., Dauta, A. 1991. *Use of algae for monitoring rivers in France*. In: Use of algae for monitoring rivers (Ed. Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G.). pp.75-88. Institut fur Botanik. Universitat Innsbruck.
- Desikachary, T. V. 1959. *Cyanophyta*. ICAR: New Delhi, Índia. 689p.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of Freshwaters*. IBP Handbook, Blackwell Sci. Publ. Oxford. 215p.
- Lind, E. M. & Brook, A.J. 1980. Desmids of English Lake district. *Freshwater Biological Association Special Publication UK*. 123p.
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L & Bender, E.P. 2002. *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. Ed. EDUNISC. Santa Cruz do Sul, RS. 126p.
- Margalef, R. 1958. *Information theory in ecology*. general system. v.3, 36-71p.
- Mateucci, S. D.; Colma, A. 1982. La Metodologia para El Estudio de la Vegetacion. *Coleccion de Monografias Cientificas. Série Biologia*. n. 22. 168 p.
- Ministério da Saúde. 2006. Portaria 518 de 25 de março de 2004. Disponível em:http://www.portoalegre.rs.gov.br/dmae/doc_usu/SDDVP-portaria518.pdf Acesso em: 03 de setembro.
- Oliver, R. L., Hart, B. T., Olley, J. 1999. The Darling River: algal growth and the cycling and sources of nutrients. *Final Report to Murray Darling Basin Commission for Project, M386*.
- Padisak, J., Reynolds, C.S. & Sommer, U. 1993. *Intermediary disturbance hypothesis in Phytoplankton Ecology*. Developments in Hydrobiology 81, Kluwer Press, Dordrecht.
- Parra, O., Gonzalez, M., & Dellarosa, V. 1983. *Manual Taxonomico del Fitoplâncton de Águas Continentales com Especial Referencia al Fitoplâncton de Chile*. Ed. Universidad de concepción, Chile. 151p.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. New York. John Wiley & Sons. 165p.
- Prescot, W. G. 1970. *The freshwater algae*. Wn. C. Brown Company Publishers, 348p.
- Prygiel, J. 1991. *Use of benthic diatoms in surveillance of the Artois-Picardie Basin hydrological quality*. In: Use of algae for monitoring Rivers (Ed. Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G). pp. 89-96. Institut fur Botanik. Universitat Innsbruck.
- Reynolds, C. S. 1984. *The Ecology of Freshwater phytoplankton*. London-Cambridge: University Press. p.383.
- Round, F.E. 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. *British phycological journal*. 6(2): 235-264.
- Schereus, H. 1992. *Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and Lake morphology*. Doctoral thesis, Univ. Amsterdam: 198 pp.
- Schoeman, F.R. & Haworth, E. Y. 1986. *Diatom as indicador of pollution. Proceedings of the eighth international diatom symposium*. pp.757-766. Koeltz Scientific Books. Koenigstein. Germany.

- Serhid, Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos. 2006. Coordenadoria de gestão dos recursos hídricos. *Plano estadual de recursos hídricos*. Disponível em: <<http://www.serhid.rn.gov.br>>. Acesso em: 26 de agosto
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Illinois, Urbana, USA. 125P.
- Smith, G.M. 1950. *The Freshwater algae of the United States*. 2 ed. Mc. Greaw-Hill, New York: 719p.
- Talling, J. F. (1986) The seasonality of phytoplankton in African lakes. *Hydrobiologia*, 138, 139–160.
- Xavier, C. F. F. 2005. *Avaliação da influência do uso e ocupação sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná*. 167pp.
- Ward, T. & Tockner, R. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46, 174-193.
- Wehr, J.D. & Sheath, R.G. 2003. *Freshwater algae of North-America: Ecology and Clasification*. *Academic Press*. London. 918p.



Discussão Geral

5.0 DISCUSSÃO GERAL

Os ecossistemas artificiais são extremamente complexos e apresentam um padrão dinâmico, com mudanças rápidas no gradiente vertical e horizontal (Tundisi, 1999).

Essas mudanças podem causar intensas influências na qualidade da água, tornando-se necessária uma avaliação integrada, considerando-se o conjunto das informações de caráter físico, químico e biológico. Portanto, neste estudo foram utilizados indicadores químicos (Demanda Química de Oxigênio - DQO e Índice do Estado Trófico), assim como indicadores biológicos representados pela biomassa (clorofila *a*) e abundância das espécies fitoplanctônicas.

As análises químicas e biológicas demonstraram, em geral, valores significativamente maiores destas variáveis na água bruta (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves – ARG e Canal do Pataxó) do que na água tratada (Estação de Tratamento da Água – ETA). Takenaka *et al* (2006), em um estudo de análise da qualidade da água de reservatórios que abastece a cidade de Araraquara (SP), observaram que algumas variáveis como, por exemplo, NO₂, NH₄, N total, P total, dentre outras, mostraram diminuições claras entre as amostras de água bruta (reservatórios Anhumas e Cruzes) e de água tratada.

As concentrações de clorofila *a* foram decrescentes na escala horizontal, de forma que, na barragem ocorreram altas concentrações de clorofila *a* principalmente no período de estiagem, no Canal do Pataxó houve uma menor carga de nutrientes e por conseqüência menor biomassa com maior diversidade de espécies do que nos outros pontos estudados, provavelmente devido à mistura da coluna d'água e correnteza. Depois da Estação de Tratamento da Água (ETA), a biomassa fitoplanctônica foi ainda mais baixa do que no canal, devido ao processo de tratamento ao qual é submetida. A mesma característica apresentada na barragem ARG tem sido observada em outros reservatórios do semi-árido nordestino como, por exemplo, no açude Gargalheiras em Acari, RN (Costa, 2000) e no reservatório Ministro João Alves em Parelhas, RN (Nascimento, 2003).

A comunidade fitoplanctônica foi representada por espécies de cianobactérias como *Planktothrix agardhii* e *Microcystis sp.* A abundância deste grupo caracterizou a barragem ARG, o Canal do Pataxó e a água após o tratamento, com uma distribuição semelhante ao longo do perfil horizontal, ocorrendo sucessão sazonal das referidas espécies com dominância de *Planktothrix agardhii* no período de estiagem e troca sazonal desta espécie

por *Microcystis sp* no período chuvoso, na Barragem ARG. Enquanto que no Canal do Pataxó, a mudança sazonal ocorreu embora tenha se mantido abundância contínua de *Planktothrix*. Depois da ETA, ocorreu a mesma dominância embora as diversidades destas espécies tenham sido consideravelmente menor. Costa (2003) estudando esta mesma barragem observou variação anual em relação à troca de cianobactéria tóxica, *Microcystis aeruginosa* por *Cylindrospermopsis raciborskii*. Situação semelhante é encontrada também nas águas rasas do norte da Austrália, onde as espécies dominantes trocam frequentemente de *Anabaena circinalis* para uma pequena população homogênea de cianobactérias consistindo em *Cylindrospermopsis*, *Planktolyngbya* and *Limnothrix* (Bormans et al., 2005).

Embora tenha sido freqüente a dominância de cianobactérias durante o estudo, a densidade encontrada na água tratada não excede $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$, limite estabelecido pelo Ministério da Saúde na portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Em contrapartida, a água bruta, tanto da barragem ARG quanto do Canal do Pataxó, excede a densidade permitida. Ao contrário do estudo realizado por Costa (2003), que revela a ocorrência de células de cianobactérias na água tratada muito acima do permitido para água bruta, uma grande ineficiência na remoção de células nas estações de tratamento de água, seu estudo inclusive classificou a Barragem ARG como eutrofizada, baseando-se nas associações funcionais do fitoplâncton. Neste estudo, houve diferenças significantes no estado trófico entre os três locais estudados, com um decréscimo a partir da barragem, a qual se apresentou eutrofizada, segundo o Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo (1983), chegando a um estado de trofia mesotrófico no Canal do Pataxó e oligotrófico depois do tratamento.

A ocorrência de cianobactérias neste estudo sugere a necessidade de avaliar o grau de toxicidade na água bruta e tratada; além de um monitoramento constante de modo a mitigar o surgimento de florações de cianobactérias, que podem causar graves problemas de saúde pública em decorrência da liberação de cianotoxinas na água. A ingestão de cianotoxinas, mesmo em pequenas quantidades representa um grande risco à saúde da população a longo prazo (Magalhães et al, 2001).



Conclusões Gerais

6.0 CONCLUSÕES GERAIS

A Barragem Armando Ribeiro Gonçalves possui baixa zona eufótica, caracterizada pela mistura de água existente, água com pH alcalino, com concentrações de nitrogênio e fosfato total e condições climáticas favoráveis ao crescimento do fitoplâncton e dominância de espécies potencialmente tóxicas.

O Canal do Pataxó consiste num ambiente raso, regime pluviométrico comum de regiões semi-áridas e em virtude do caráter lótico proporcionou menor biomassa fitoplanctônica e menores concentrações de nutrientes inorgânicos quando comparados aos valores da barragem.

Os nutrientes inorgânicos (nitrato, orto-fosfato e amônio) apresentaram valores moderados na Barragem, Canal do pataxó e depois da estação de tratamento, expressando homogeneidade mensal durante o período de estudo, com valor do amônio tipicamente relacionado com os valores de pH.

De um modo geral, o pH apresentou-se sempre neutro depois da ETA e correlacionou positivamente com a clorofila *a* e amônio, e negativamente com a condutividade e oxigênio dissolvido.

Em relação à presença de matéria orgânica verificada pelos valores da Demanda Química de Oxigênio (DQO), a qualidade da água da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves é considerada “moderada” para o consumo humano, e “muito boa” no Canal do Pataxó e depois da estação e tratamento de acordo com a resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA.

Os valores dos índices de estado trófico indicaram estado eutrófico da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, mesotrófico do Canal do Pataxó e oligotrófico depois do tratamento da água.

A comunidade fitoplanctônica ao longo do gradiente horizontal (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no Canal do Pataxó (antes do tratamento da água) e depois do tratamento) obteve considerável predominância de espécies da Classe *Cyanophyceae* com dominância de *Planktothrix agardii* Smith durante o período seco; e além desta, *Microcystis* sp no período chuvoso, espécies potencialmente tóxicas.

Na barragem Armando Ribeiro Gonçalves, o padrão temporal apresentou diferença no número de espécies, sendo registrados 45 táxons no período seco e 56 no período chuvoso. Na superfície da água, esses táxons foram distribuídos em 4 classes, dentre as quais houve domínio de cianofíceas, principalmente das espécies *Planktothrix agardhii* Smith e *Oscillatoria* sp, no período seco e *Microcystis* sp no período chuvoso.

No Canal do Pataxó e depois da ETA, a maior quantidade de táxons foi encontrada no período chuvoso (51 e 47 táxons, respectivamente). Espécies do grupo das Cyanophyceae obtiveram maiores abundância relativa durante o período de estiagem com maior dominância para a espécie *Planktothrix agardhii*, antes da ETA. Depois da ETA, neste mesmo período, houve também abundância da espécie *Planktothrix agardhii*, embora em menor densidade numérica. No período chuvoso houve considerável abundância das espécies *Microcystis* sp e *Planktothrix agardhii* antes da ETA. Depois da ETA estas mesmas espécies foram dominantes e freqüentes numa densidade numérica menor do que antes da ETA.

Com base nos resultados obtidos a água proveniente da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves vem tornando-se menos eutrofizada ao longo do gradiente horizontal.

As biomassas fitoplanctônica apresentaram diferenças significativas de clorofila *a* em relação à escala espaço-temporal entre a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e o Canal do Pataxó apresentando estado fisiologicamente ativo das microalgas, com menores concentrações no canal. O valor da biomassa depois da estação de tratamento da água enquadra este ecossistema no estado oligotrófico.

Os resultados mostraram que os valores das concentrações de nitrato, orto-fosfato, amônio, clorofila a e DQO, assim como, das análises quali-quantitativas do fitoplâncton foram menores depois da Estação de Tratamento da Água (ETA) quando comparados aos valores da água bruta (antes do tratamento).

As densidades das cianobactérias *Planktothrix agardhii* no período de estiagem e *Microcystis sp* durante o período chuvoso na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e no Canal do Pataxó excede a densidade permitida pelo Ministério da Saúde.

Depois do tratamento a água apresenta densidade bem abaixo das condições apresentadas pelo Ministério da Saúde em relação à presença de cianobactérias, tornando-se permitida ao consumo humano no aspecto de sua densidade; no entanto, são necessários estudos com bioensaios para atestar a não toxicidade deste sistema.



Referências Bibliográficas Gerais

7.0 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

ANDERSEN, T. **Pelagic nutrient cycles. Herbivores as sources and sinks.** Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 280 pp. 1997.

APHA, American Public Health Assciation. **Standard methods for examination of water and wasterwater.** 16^aed. 1527 p. 1985.

ARAUJO, M. F. F. **Variação anual da comunidade fitoplanctônica, da clorofila *a* e da produtividade primária na lagoa de Extremoz, RN.** 139 p. Dissertação (Mestrado). UFRN, Natal, 1997.

AZEVEDO, S. M.F.O. **Toxinas de Cianobactérias : Causas e conseqüências para a Saúde Pública.** Revista Virtual de Medicina. v. 1 ed. 3 - Ano I ed. 3, 1998.

BARBER, H. G. & HAWORTH, E. Y. **A guide to the morphology of the diatom frustule.** British: Freshwater Biological, 112p. 1981

BERGEN, W. H. & PARKER, F. L.. **Diversity of plankton foraminifer in deep-sea sedments.** Science. V 168, p. 1345-1347. 1970.

BICUDO, C. E.M. & BICUDO R. M. T. **Algas de águas continentais Brasileiras.** São Paulo. FBDEC: 228P. 1970

BICUDO, C.E.M. & MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições.** ed. Rima, São Carlos, SP. v.1. 489p. 2005.

BORBA, J. L. M. **Caracterização da Comunidade Fitoplanctônica do Açude Cruzeta/RN.** 141p. Dissertação (Mestrado). UFRN, Natal. 2005.

BORMANS, M., FORD, P.W. & FABRO, L. **Onset and persistence of cyanobacterial blooms in a large impounded tropical river, Australia.** Mar. Freshwater Res., 55: 1–15. 2004.

BORMANS, M., FORD, P.W. & FABRO, L. **Spatial and temporal variability in Cyanobacterial populations controlled by physical processes.** Jour. Plankton Res. 27 (1): 61-70. 2005.

BOZZELLI, L., THOMAZ, S. M., ROLAND, F. & ESTEVES, F. A.. **Variações nictemeraias e sazonais de fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, SP.** Acta Limnologica Brasileira. 3: 319-346p. 1992.

BUDDENDORF, Charles. **Free of algae with Redfield ratio.** Aquariumpagina's van. Disponível em <http://www.buddendo/aquarium/redfield_eng.htm> Acesso em: 12 de outubro. 2006.

BRANDÃO C.C.S, LACERDA M.R.S, ABREU M.C. **Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas.** In: Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Lisboa, Portugal. 1996.

CAERN, Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte. **ETA – Estação de Tratamento da Água.** Disponível em: <<http://www.caern.com.br>>. Acesso em: 20 de agosto 2006. 2004.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MONOTI, R. T. A produtividade Primária pelo Fitoplâncton na Represa de Salto Grande. In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu: FUNDIBIO. São Paulo: FAPESP. cap.5. p.111-148. 1999.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes.** Limnol. Oceanog. 22: 361-369. 1977.

CASSINI, S. T. **Qualidade de água e poluição antrópica.** Curso de especialização em gerenciamento ambiental. UFES. Vitória, ES. Cap 9. p 35-39. 2006.

CESTARI, A.C.; KRUG, T.; NOVO, E. **Modelo Empírico para a Estimativa de Concentração da Clorofila na Zona Eufótica em função da Concentração de Clorofila na Superfície.** Anais. VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Salvador – BA. 93-98. 1996.

CHAGAS, F. C. **Normais climatológicas para Mossoró-RN (1970-1996).** ESAM- Escola Superior de Agricultura de Mossoró. 40p. 1997.

CHELLAPPA, N. T. **Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass and primary productivity of Jundiaí reservoir, Northeast, Brazil Before and after eutrophication.** Acta Hydrobiology. 32:75-91. 1990.

CHELLAPA, N.T.; BEZERRA, T. A. ; COSTA, W. T. T. MELO, S. C. **Physiological Ecology of Cyanophycean Population from impounded Freshwater aquatic ecosystems (Barragem Gargalheiras) of Rio Grande do Norte State:** Anais, IV Simpósio de Ecossistemas brasileiros, 2-7 Abril de 1998; São Paulo, Brasil, v.II p. 372-380, 1998.

CHELLAPPA, N. T. **Cyanobacterial buoyancy and ecological dynamism of inland reservoir of the state Rio Grande do Norte, BRAZIL.** VIII Congresso Brasileiro de Limnologia, João Pessoa, PB. Resumo. p.295. 2001.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water.** E & FN Spon, Londres. p 416. 1999.

CLARKE E. D., SPEIRS D. C., HEATH M. R., WOOD, S. N., GURNEY, W. S. C. AND AND HOLMES S. J. **Calibrating remotely sensed chlorophyll-a data by using penalized regression.** Splines Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics). 55 (3). 331-353. 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama>> Acesso em: 07/08/2006. 2005

COOD, G. A. *et al.* **Harmful Cyanobacteria: From mass mortalities to management measures**. Aquatic ecology series. Springer. v. 3. 1: 1-23. 2005.

COSTA, I. A.S. **Dinâmica de Populações de Cianobactérias em um Reservatório Eutrofizado no Semi-árido Nordeste Brasileiro**. 214p. Tese de Doutorado. UFSCAR. São Carlos. 2003.

COSTA, I. A.S. **Ecologia Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, Assú/RN**. 158p. Dissertação (Mestrado). UFRN, NATAL, 1999.

COSTA, M. A. M. **Ecologia da Comunidade Fitoplanctonica da Barragem Gargalheiras em Acari, RN**. Natal. 107p. Dissertação de mestrado. UFRN. 2000.

COSTE, M., BOSCA, C., DAUTA, A. **Use of algae for monitoring rivers in France**. In: Use of algae for monitoring rivers. Ed. Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G. pp.75-88. Institut fur Botanik. Universitat Innsbruck. 1991

DARLEY, W. M. **Algal Biology: A Physiological approach**. Blackwell Scientific Publications. London. UK. 168p. 1982.

DILLON, P. J. & RIGLER, F. H. **The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes**. Limnol. Oceanogr. 19: 767-773p. 1974.

DE PAW, N. & VANHOOREN, G. **Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium**. Hydrobiologia, 100: 153-168. 1983.

DESIKACHARY, T. V. **Cyanophyta**. ICAR: New Delhi, Índia. 689p. 1959.

DI BERNARDO L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES; 1995.

EDZWALD J.K. **Algae, bubbles, coagulants and dissolved air flotation**. Water Science and Technology; 27(10):67-81. 1993.

EDZWALD J.K, WINGLER B.J. **Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae**. Journal Water SRT-Aqua. 39(1): 24-35. 1990.

ESTEVEZ, A. F. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Inter-Ciência/FINEP, 1988.

FELDMANN, F. Revisão constitucional e recursos hídricos. **In: O gerenciamento dos recursos hídricos e o mercado de águas**. Brasília: Secretaria de Irrigação, p.9-19. 1994.

GIANI, A. , PINTO-COELHO, R. M., OLIVEIRA, S. J. M, & PELLI, A. **Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil)**. Rev. Ciência e Cultura. 40: 69-77. 1988.

GLEICK, P.H. **A guide to the world's freshwater resources**. Water in crisis. Oxford University. 473 pp. 1993.

GOLDMAN, C. R. & HORNE, A. J.. **Limnology**. McGraw-Hill: London, 464p. 1983.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M.. **Methods for physical and chemical analysis of Freshwaters**. IBP Handbook, Blackwell Sci. Publ. Oxford. 215p. 1978.

HAARHOFF J., CLEASBY J.L. **Biological and physical mechanisms in slow sand filtration**. In: Logsdon GS, editor. Slow Sand Filtration. ASCE. 1991.

HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration**. Chapman & Hall: London, 327p. 1992.

HART J., FAWELL J.K, CROLL B. **The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment**. Water Supply. 61. p1-6. 1998.

HAUER F.R & LAMBERT G.A. **Methods in Stream Ecology**. Academic Press. 31: 647-665p. 1996.

KAUR K, BOTT TR, HEATHCOTE GR, Keay G, Leadbeater BSC. **Treatment of algal-laden water: pilot-plant experiences**. Journal IWEM. 8:22-32. 1994.

KUHL, M.; CHEN, M.; RALPH, P. J.; SCHREIBER, U.; LARKUM, A. W. D. **Ecology: A niche for cianobactéria containg chlorophyll d**. Nature. 433-820. 2005.

LIND, E. M. & BROOK, A.J. **Desminds of English Lake district**. Freshwater Biological Association Special Publication UK. 123p. 1980.

LOBO, E.A., CALLEGARO, V.L & BENDER, E.P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Ed. EDUNISC. Santa Cruz do Sul, RS. 126p. 2002.

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

MARGALEF, R. **Information theory in ecology**. general system. v.3, 36-71p. 1958.

MARINHO, I. R. **Dinâmica ecológica do fitoplâncton em relação aos fatores ambientais da Barragem Campo Grande (São Paulo do Potengi/RN)**. 114p. Dissertação (Mestrado). UFRN, Natal, 2000.

MARKER, A.F.H., NUSCH, E.A., RAI, H. & RIEMANN, B. **The measurements of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations**. Arch. Hydrobiol. Beih, 14, 91-106. 1980.

MATEUCCI, S. D.; COLMA, A. **La Metodologia para El Estudio de la Vegetacion**. Coleccion de Monografias Científicas. Série Biologia. n. 22. 168 p. 1982.

MINISTÉRIO DA SAUDE. Secretaria de vigilância em saúde. Coordenação geral de vigilância em saúde ambiental. **Portaria MS nº 518/2004**. Brasília, DF. 2005.

NASCIMENTO, H. C. **Caracterização Ecológica da Comunidade Fitoplanctônica da Barragem Ministro João Alves (Parelhas/RN)**. 70p. Dissertação (Mestrado). UFRN, Natal, 2003.

OLIVER, R. L., HART, B. T., OLLEY, J. **The Darling River: algal growth and the cycling and sources of nutrients**. Final Report to Murray Darling Basin Commission for Project, 386p. 1999.

PADISÁK J, G-TOTH, L. & RAJCZY. **The role of storms in the summer sucession of the phytoplankton community, in shallow lake (Lake Balaton, Hungary)**. J. Plankton Res. 10 (2): 249-265. 1988.

PARRA, O., GONZALEZ, M., & DELLAROSA, V. **Manual Taxonomico del Fitoplâncton de Águas Continentales com Especial Referencia al Fitoplâncton de Chile**. Ed. Universidad de concepción, Chile. 151p. 1983.

PEARL, H.W. R. S.; FULTON, P. H.; MOISANDER & DYBLE, J. **Harmful freshwater algal bloom, with anemphasis on cyanobacteria**. The Scientific World: 1: 76 – 113. 2001.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York. John Wiley & Sons. 165p. 1975

PIELOU, E. C. **Freshwater**. Chicago: The University of Chicago Press. 275 pp. 1998.

PINTO-COELHO, R. M. & GIANI, A. **Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos da água no reservatório do Paranoá, Brasília, DF**. Ciência e Cultura. 37 (12) 2000-2006. 1985.

POMPEO, M. L. M. **Produtividade primária do fitoplâncton e tipologia da Lagoa Dourada (Brotas, SP)**, Anais do VII Seminário Regional de Ecologia, v. 7, p. 15-25, 1996.

PRATT, J. M. & COLER, R. A. **A procedure for the routine biological evaluation os urban runoff is small rivers**. Water Research, 10: 1019-1025. 1976.

- PRESCOT, W. G. **The freshwater algae**. Wn. C. Brown Company Publishers, 348p. 1970.
- PRYGIEL, J.. **Use of benthic diatoms in surveillance of the Artois-Picardie Basin hydrological quality**. In: Use of algae for monitoring Rivers (Ed. Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G). pp. 89-96. Institut fur Botanik. Universitat Innsbruck. 1991.
- RAMBERG, L. **Phytoplankton succession in the Sanyati Basin, Lake Kariba**. Hydrobiologia, 153, 193–202. 1987.
- REBOUÇAS A.C. **Água na região nordeste: Desperdício e escassez**. Estudos avançados. nº 29. vol 11. São Paulo, SP. 1997.
- REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Academia Brasileira de Ciências, Inst. de Estudos Avançados/USP, Escrituras Editora e Distribuidora de Livros Ltda., 807p. 1999.
- REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Freshwater phytoplankton**. London-Cambridge: University Press. p.383. 1984.
- RODRIGUES, L.; JATI, S.; PEREIRA S. R. S. **Perifíton**. p. 101-112. 2000.
- ROUND, F.E. **The taxonomy of the chlorophyta II**. British phycological journal. 6(2): 235-264. 1971.
- SAKAMOTO, M. **Primary production by the phytoplankton community in some japanese lakes and its dependence upon lake depth**. Arch. Hydrobiol. 62: 1-28. 1966.
- SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Journal of Paleolimnology. v.22. p331-333. 2004.
- SCHEREUS, H. **Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and Lake morphology**. Doctoral thesis, Univ. Amsterdam: 198 pp. 1992.
- SCHOEMAN, F.R. & HAWORTH, E. Y. Diatom as indicador of pollution. Proceedings of the eighth international diatom symposium. pp.757-766. Koeltz Scientific Books. Koenigstein. Germany. 1986.
- SERHID, Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos. Coordenadoria de gestão dos recursos hídricos. **Plano estadual de recursos hídricos**. Disponível em: <<http://www.serhid.rn.gov.br>>. Acesso em: 26 de agosto 2006.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Illinois, Urbana, USA. 125P. 1949.
- SHAPIRO, J. **Blue–green algae: Why they become dominant**. Science. New York. 179: 382-384. 1973.

SMITH, G.M. **The Freshwater algae of the United States**. 2 ed. Mc. Greaw-Hill, New York: 719p. 1950.

SOUZA, George Taylor. et al. **Água: Geopolítica internacional e propostas para um estudo integrado de bacias hidrográficas**. Geografares. nº3. 69-77. Vitória, ES. EDUFES. 2002.

SOUZA, P. V. V. **Estudo comparativo da qualidade da água dos Rios Pitimbú e Pium/RN através de microalgas como bioindicadoras**. 92p. Dissertação (Mestrado). UFRN, Natal. 2003.

SUASSUNA, J. **Potencialidades hídricas do Nordeste brasileiro**. In. 3ª Conferencia Nacional de C,T&I. Tema: Inclusão social. nº 20. Brasília, DF. p131-156. 2005.

TAKENAKA, R. A., SOTERO-SANTOS, R. B., ROCHA, O. **Water Quality Assessment by Ecotoxicological and Limnological Methods in Water Supplies, Southeast Brazil**. Ecotoxicology. 15, 73-82. 2006.

TALLING, J. F. **The seasonality of phytoplankton in African lakes**. Hydrobiologia, 138, 139-160. 1986.

THOMAS, R. L. **Management of freshwater systems: The interactive roles of science, politics and management, and the public**. Lakes & Reservoirs: *Research and Management* 9 (1), 65-73. 2004.

TOLEDO Jr., A. et al. **Aplicação de modelos simplificados para avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. 1983, Camboriú. 1-34p. 1983.

TUNDISI, J. G. **Reservatórios como ecossistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos**. In: Ecologia dos Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais. (Henry, R. Eds) p. 19-38. São Paulo, SP. FAPESP-FUNDIBIO. 1999

TUNDISI, J.G. **Limnologia e gerenciamento integrado de recursos hídricos. Avanços conceituais e metodológicos**. Ciência e Ambiente 21. 9-20 pp. 2001.

TUNDISI, J. G.. **Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado**. *Cienc. Cult.*, vol.55, no.4, p.31-33. 2003.

TUNDISI, J.G. **Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: Estudos de caso e perspectivas**. Ecologia de reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em cascata. São Carlos, SP. RIMA. 1: 1-21. 2005.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. **The river continuum concept**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, 130-137.

- WETZEL, R. G. **Limnology**. ed. 2. Estados Unidos: Saunders College, p.767, 1983
- WILHELM, C.; BECKER, A.; TOEPEL, J.; VIELER, A. & RAUTENBERGER, R. **Photophysiology and primary production of phytoplankton in freshwater**. *Physiologia Plantarum*.120 (3), 347-357. 2004.
- WARD, T. & TOCKNER, R.. **Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology**. *Freshwater Biology*, 46, 174-193. 2001.
- WEHR, J.D. & SHEATH, R.G. **Freshwater algae of North-America: Ecology and Clasification**. Academic Press. London. 918p. 2003.
- WRIGHT, S.. **Chemical conditions in some waters of northeast Brazil**. *A. Acad. Bras. Ci.* 9:278-306p.1937.
- WHITTAKER, R.H. **Evolution and measurement of species diversity**. *Taxon*, 21: 213-251. 1972.
- XAVIER, C. F. F. **Avaliação da influência do uso e ocupação sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná**. 167pp. 2005.