



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA

Vanessa Pereira Mosca

**Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves,
no Rio Grande do Norte: implicações para o abastecimento público e
para a piscicultura intensiva em tanques-rede.**

**Natal/RN,
2008.**

Vanessa Pereira Mosca

**Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves,
no Rio Grande do Norte: implicações para o abastecimento público e
para a piscicultura intensiva em tanques-rede.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Bioecologia Aquática, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Bioecologia Aquática.

Orientador:

Prof. Dr. José Luiz Attayde

**Natal/RN,
2008.**

Vanessa Pereira Mosca

**Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves,
no Rio Grande do Norte: implicações para o abastecimento público e
para a piscicultura intensiva em tanques-rede.**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação, em
Bioecologia Aquática, da
Universidade Federal do Rio
Grande do Norte, como requisito
parcial à obtenção do título de
Mestre em Bioecologia Aquática.

BANCA EXAMINADORA

Dra. Vera Huszar, UFRJ

Dra. Renata Panosso, UFRN

Dr. José Luiz Attayde, UFRN

Agradecimentos

A Deus, por minha vida e pela presença em todos os momentos.

Ao professor José Luiz de Attayde, pela orientação neste trabalho, pela paciência e carinho.

À professora Vera Huszar, por aceitar fazer parte da banca de defesa.

À professora Renata Panosso, por aceitar fazer parte da banca de defesa.

À professora Eneida Eskinazi-Sant'anna, por aceitar fazer parte da banca de qualificação.

À FINEP, pelo apoio financeiro ao Projeto Capacidade de Suporte.

À CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós-graduação em Bioecologia Aquática, do Departamento de Oceanografia e Limnologia – UFRN, em especial aos professores Marcos Rogério e Eliane Marinho, pelas orientações.

Ao Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia do Centro de Biociências pelo apoio técnico.

Ao Departamento de Microbiologia e Parasitologia do Centro de Biociências, pelo apoio técnico.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEA), UFRN, pelo apoio técnico, onde foi realizada a maior parte das análises.

Ao Laboratório de Microbiologia Aquática (LAMAQ), UFRN, pelo apoio técnico.

Ao Laboratório de Química Analítica, UFRN, especialmente à Química Ângela.

Ao Laboratório de Biologia Molecular e Genômica (LBMG), UFRN, pelo apoio técnico.

Ao Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA), pelo apoio técnico.

Ao DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas, pelos dados técnicos do reservatório.

À SEMARH – Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pelos dados técnicos.

Ao Rafael, do LARHISA, pela amizade, ajuda e orientações.

À Eulina, do LARHISA, pelas contribuições valiosas sobre a área de estudo.

A todos os colegas do LEA e do LAMAQ pela ajuda e contribuição (especialmente Gabi, Fabiana, Francisco, Danyhelton, Jandeson, Marcolina, Elinez e todo o pessoal da Ecologia)... Foi muito bom trabalhar com vocês!

À professora Ivaneide Costa, pela ajuda com os dados do fitoplâncton.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Bioecologia Aquática.

Ao Edson Santana, pela indispensável participação nas coletas, pela disposição em ajudar em todos os momentos, pelo encorajamento nas situações difíceis que enfrentamos algumas vezes.

À Polícia de Itajá, pelo resgate naquela noite nas coletas de outubro...

Aos pescadores locais, pelo auxílio em duas situações de resgate...

Aos motoristas Gilvan e Sr. Assis, pela disponibilidade e ajuda nas coletas.

Ao Rosemberg, por todo o apoio, amizade, ajuda, incentivo em todos os momentos desde a graduação e na realização deste trabalho...obrigada mesmo!

À querida Ana Catarina, companheira de coletas, debaixo de sol e chuva (às vezes muita chuva), companheira de todas as análises... Sua ajuda foi muito importante e sua amizade é muito especial!

À Ana Paula, do LAMAQ, pela valiosa contribuição com os dados do fitoplâncton.

Aos colegas do mestrado pelo incentivo, apoio e carinho.

À minha família, por todo apoio (especialmente Laize, Alexandre, Glauber e meu pai).

Ao meu querido Marcos, por todo carinho e incentivo... Agradeço a Deus por ter você em minha vida!

SUMÁRIO

Lista de tabelas	VII
Lista de figuras	VIII
Resumo	IX
Abstract	X
1.Introdução	01
2.Objetivos	06
3.Área de estudo	06
3.1. A bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu	06
3.2 O reservatório Engº. Armando Ribeiro Gonçalves	08
4. Materiais e métodos	12
4.1. Amostragem e análises limnológicas	12
4.2. Análises estatísticas	15
4.3. Modelo de capacidade de carga (suporte)	15
5. Resultados	17
5.1 Variáveis abióticas	17
5.2 Variáveis bióticas	20
5.3 Análise estatística	23
5.4 Modelo de capacidade de carga	27
6. Discussão	28
6.1 Estado trófico e fatores limitantes do crescimento fitoplanctônico	28
6.2 Modelo de capacidade de carga	35
7.Conclusões	38
8.Referências	39
Anexos	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Coeficientes de regressão (B), erro padrão dos coeficientes (EP), correlações parciais (CP) e níveis de probabilidade (p) da análise de regressão múltipla utilizando a clorofila <i>a</i> como variável dependente e o P e N como variáveis independentes.	24
Tabela 2.	Coeficientes de regressão (B), erro padrão dos coeficientes (EP), correlações parciais (CP) e níveis de probabilidade (p) da análise de regressão múltipla utilizando a transparência da água como variável dependente e como variáveis independentes a clorofila <i>a</i> , os sólidos fixos (SF) e os sólidos voláteis (SV).	24
Tabela 3.	Valores médios, mínimos e máximos e desvios-padrão de algumas variáveis morfométricas e hidrológicas do reservatório Eng. Armando Ribeiro Gonçalves (1985 – 2007).	27
Tabela 4.	Médias mensais das concentrações de P dos pontos 1 e 2, vazões mensais e cargas de P mensais.	28

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Mapa da Bacia do Rio Piranhas-Açu nos Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte.	08
Figura 2.	Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu no Estado do Rio Grande do Norte e o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.	10
Figura 3.	Bacia do rio Piranhas-Açu. Os pontos vermelhos indicam as estações meteorológicas do INMET. Destaque para a estação meteorológica mais próxima do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.	11
Figura 4.	Normais climatológicas da temperatura média mensal e anual do período 1961-1990 (a) e balanço hídrico da estação meteorológica de Florânia (b).	11
Figura 5.	Imagem de satélite mostrando os dez pontos de coleta no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.	13
Figura 6.	Varição espacial das concentrações médias de nitrogênio total, fósforo total, razões N:P, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, profundidade do disco de Secchi e profundidade média dos pontos de coleta.	18
Figura 7.	Varição temporal das concentrações médias de nitrogênio total, fósforo total, razões N:P, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, profundidade do disco de Secchi e profundidade média dos pontos de coleta.	19
Figura 8.	Varição espacial (esquerda) e temporal (direita) nas concentrações de clorofila <i>a</i> e na riqueza de espécies fitoplanctônicas.	20
Figura 9.	Varição espacial (a e b) e temporal (c e d) das densidades e biovolumes do fitoplâncton.	22
Figura 10.	Varição espacial (a e b) e temporal (c e d) das densidades e biomassas do mesozoplâncton.	23
Figura 11.	Regressões lineares simples entre clorofila e nutrientes: P total (a); N total (b); razão N:P (c); e entre secchi e clorofila (d), secchi e sólidos fixos (e) e secchi e sólidos voláteis (f).	25
Figura 12.	Regressões lineares simples entre biovolume de cianobactérias e nutrientes: N total(a); P total (b); razão N:P(c); e entre biovolume de cianobactérias e zooplâncton: zooplâncton total (d); <i>Notodiptomus</i> + copepoditos de calanoidas (e); <i>Diaphanosoma</i> (f).	26
Figura 13.	Hidrograma das vazões médias mensais na seção do Posto Jardim de Piranhas.	28

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo descrever os padrões espaciais e temporais de variação do estado trófico e sua relação com a estrutura e dinâmica da comunidade planctônica de um grande reservatório localizado na região tropical semi-árida do Nordeste Brasileiro. O reservatório Armando Ribeiro Gonçalves é o maior reservatório do Estado do Rio Grande do Norte e é responsável pela acumulação de cerca de 53 % de toda a água doce superficial represada no Estado. As amostragens de água e de plâncton foram realizadas mensalmente em 10 pontos de coleta distribuídos ao longo do eixo longitudinal do reservatório e ao longo de um ciclo hidrológico completo. As amostras foram coletadas para determinação das concentrações de fósforo total, nitrogênio total, clorofila *a* e sólidos suspensos (fixos e voláteis) e para determinação da composição e abundância de espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas. Durante o período de estudo, o reservatório caracterizou-se como eutrófico e não houve tendência de aumento do estado trófico do reservatório no período de estiagem. As concentrações de fósforo total e de sólidos fixos em suspensão diminuíram no sentido da montante para a jusante do reservatório enquanto que as razões N:P aumentaram no mesmo sentido devido à redução nas concentrações de fósforo e relativa constância nas concentrações de nitrogênio. As razões N:P observadas foram indicativas de maior limitação por fósforo do que por nitrogênio. No entanto, como as concentrações de ambos os nutrientes foram elevadas e a transparência da água muito reduzida, geralmente não ultrapassando um metro de profundidade do disco de Secchi, é muito provável que a produção primária planctônica do reservatório seja mais limitada pela disponibilidade de luz do que pela disponibilidade de nutrientes. Elevadas concentrações de nutrientes aliadas à baixa disponibilidade de luz podem explicar a persistente dominância de cianobactérias filamentosas como *Cylindrospermopsis raciborskii*, no plâncton do reservatório. Tais cianobactérias são potencialmente tóxicas e representam um grave problema ambiental pois comprometem a qualidade da água para o abastecimento público, a recreação e a pesca quando presentes em elevadas densidades, assim como as observadas neste estudo. O mesozooplâncton do reservatório foi dominado pelo copépodo calanóida *Notodiaptomus cearensis* e pelo cladóceros *Diaphanosoma spinulosum*. Em geral, a estrutura da comunidade zooplanctônica parece ser especialmente influenciada pela variação espacial das cianobactérias. Os resultados das análises de regressão mostram que tanto a clorofila *a* quanto o biovolume de cianobactérias estiveram mais fortemente correlacionados com o nitrogênio do que com o fósforo e que a transparência da água esteve mais fortemente correlacionada com a biomassa algal do que com as demais fontes de turbidez. A carga máxima de fósforo que pode ser lançada no reservatório visando manter a concentração máxima de P total permitida foi estimada em 63,2 toneladas P/ano. A carga atual que entra no reservatório, estimada em 324 ton P/ano, precisa ser drasticamente reduzida a fim de possibilitar a implantação de atividades de piscicultura que contribuiriam para o desenvolvimento sócio-econômico da região.

ABSTRACT

This study aimed to describe the spatial and temporal patterns of variation in trophic state and its relation with the structure and dynamics of planktonic community of a large reservoir located in semi-arid tropical region of Northeast Brazil. The reservoir Armando Ribeiro Gonçalves is the biggest reservoir of the Rio Grande do Norte State and is responsible for about 53% of all surface water accumulated in the State. The samples of water and plankton were taken monthly in 10 points distributed throughout the longitudinal axis of the reservoir and over a full hydrological cycle. The samples were collected to determine concentrations of total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll a and suspended solids (fixed and volatile) and for determining the composition and abundance of phytoplanktonic and zooplanktonic species. During the study period, the reservoir was characterized as eutrophic and there was no trend of increasing the trophic state of the reservoir in the period of drought. The concentrations of total phosphorus and suspended fixed solids decreased towards the dam while the N:P ratios increased in the same direction due to the reduction in the phosphorus concentrations and relative constancy in the nitrogen concentrations. The N:P ratios observed were indicative of greater limitation by phosphorus than by nitrogen. However, as concentrations of both nutrients were high and the water transparency was very low, with secchi depth usually lower than one meter, it seems likely that the planktonic primary production of the reservoir is more limited by the availability of light than the availability of nutrients. High nutrient concentrations coupled with low availability of light may explain the continuing dominance of filamentous cyanobacteria such as *Cylindrospermopsis raciborskii* in the plankton of the reservoir. These cyanobacteria are potentially toxic and pose a serious environmental problem because it compromises the water quality for public supply, recreation and fishing when present in high densities as in this study. The mesozooplankton of the reservoir was dominated by the calanoid *Notodiaptomus cearensis* and the cladoceran *Diaphanosoma spinulosum*. In general, the structure of zooplankton community seems to be particularly influenced by the spatial variation of cyanobacteria. The results of the regression analyses show that both the chlorophyll a concentrations and the cyanobacteria biovolume were more strongly correlated with the nitrogen than with phosphorus and that the water transparency was more strongly correlated with algal biomass than with other sources of turbidity. The maximum load of phosphorus to attain the maximum permissible concentration of total P in the reservoir was estimated in 63.2 tonnes P/ year. The current external P load to the reservoir is estimated in 324 tonnes P / year and must be severely reduced to improve the water quality for water supply and allow the implementation of aquaculture projects that could contribute to the socio-economic development of the region.

1. Introdução

Entende-se por qualidade da água o conjunto de características físicas, químicas e biológicas de uma determinada amostra de água, sendo que algumas serão consideradas mais importantes que outras dependendo do uso que será feito da água: água potável, água para produção de peixes, etc. (Straskraba, M & Tundisi, J.G. 2000). Dentre as principais causas da perda de qualidade das águas superficiais, a eutrofização é geralmente apontada como a mais freqüente e também uma das mais graves (Carpenter *et al.* 1998).

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos é resultado do enriquecimento com nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que são despejados de forma dissolvida ou particulada em lagos, represas, rios e regiões costeiras e são transformados em matéria orgânica através do metabolismo das plantas. A eutrofização é um processo natural dos sistemas aquáticos, mas este processo tem sido fortemente acelerado nas últimas décadas principalmente pelo despejo de esgotos domésticos e industriais e pela aplicação crescente de fertilizantes na agricultura (Tundisi 2003; Sas 1989).

Esse enriquecimento de nutrientes leva a formação de densas populações de algas, principalmente cianobactérias, além de plantas aquáticas. Florações de cianobactérias são um sintoma proeminente de eutrofização em ecossistemas de água doce (Kotak *et al.* 1993; Carpenter *et al.* 1998) e um aumento na incidência e expansão dessas florações resulta em sérios problemas ambientais, econômicos e sociais. Tais florações afetam a qualidade da água, sabor, odor e causam uma aparência desagradável tornando o ambiente impróprio para o abastecimento, pesca e recreação (Carmichael & Falconer 1993). Além disso, a deposição e decomposição dessas algas no fundo dos lagos ou represas aumentam a demanda bioquímica de oxigênio dissolvido na água podendo desencadear um processo de desoxigenação do ambiente e liberação de gases tóxicos, com conseqüente morte dos animais aquáticos (Tundisi 2003; Chorus & Bartram 1999; Levings *et al.* 1995). A degradação dos sistemas aquáticos produz ainda uma série de impactos econômicos, tais como o aumento nos custos de tratamento da água, perda do valor estético, do valor turístico, prejuízos a atividades econômicas, como aqüicultura, e prejuízos à saúde humana em decorrência de doenças de veiculação hídrica (Tundisi 2003).

Os efeitos da eutrofização podem ser observados em toda a comunidade aquática. Por isso torna-se importante o conhecimento dos organismos aquáticos e da cadeia alimentar de um reservatório, pois a presença ou a ausência de certas espécies e a composição da cadeia

alimentar servem como indicadores do “status” a longo prazo da qualidade da água, além de sinalizar a aproximação de mudanças (Straskraba & Tundisi 2000). A comunidade planctônica sofre alterações em sua estrutura em ambientes afetados pela eutrofização. Estes organismos respondem rapidamente às variações ambientais da água onde vivem, de forma que a análise da variabilidade espacial e temporal de sua distribuição torna-se bastante relevante para o biomonitoramento da qualidade da água dos reservatórios (Attayde & Bozelli 1998; Sousa *et al.* 2008).

Estudos sobre eutrofização são mais abundantes em regiões temperadas e úmidas em relação às regiões tropicais e semi-áridas. No entanto, lagos ou reservatórios tropicais são mais sensíveis à eutrofização do que lagos ou reservatórios temperados (Lewis 1996). Nos trópicos, a irradiância solar é maior, sendo responsável por maiores temperaturas médias da coluna d’água e uma amplitude térmica relativamente pequena entre a camada superior e o fundo (Lewis 2000). Os processos metabólicos dependentes de temperatura tendem a ter maiores taxas nos lagos tropicais. Assim, a ciclagem de nutrientes e a fotossíntese na camada superior e o metabolismo microbiano no fundo do lago têm taxas maiores. Conseqüentemente, os nutrientes são regenerados mais rapidamente e o oxigênio é removido mais rapidamente em relação aos lagos com temperaturas mais baixas (Lewis 2000).

Os estudos sobre eutrofização em geral são desenvolvidos sob três aspectos. O primeiro enfatiza a limitação do crescimento algal por nutrientes e está baseado nas seguintes premissas: um único nutriente deve ser o fator limitante para o crescimento algal num dado corpo d’água; o crescimento algal deve ser proporcional ao suprimento deste nutriente e; o controle do crescimento algal e da eutrofização de um corpo d’água deve envolver restrições de entrada deste nutriente limitante para o sistema (Smith 1998). Nitrogênio e fósforo são geralmente considerados os dois principais nutrientes limitantes para algas e plantas vasculares em ecossistemas aquáticos e na ausência de bioensaios ou medidas fisiológicas, as razões entre esses elementos geralmente são usadas para inferir limitação por nutriente. Redfield (1958), estudando ambientes marinhos, propôs que o crescimento máximo de algas planctônicas seria alcançado quando a razão atômica intracelular de nutrientes estivesse em torno de 106C:16N:1P . Algas com razão N:P menor que a de Redfield seriam limitadas por N e com razão maior seriam limitadas por P. No entanto, a razão N:P ótima para o crescimento algal pode sofrer variações dependendo da espécie e do ambiente (Sakamoto 1966; Smith 1979).

O segundo aspecto da pesquisa sobre eutrofização é o desenvolvimento de relações quantitativas entre aportes externos de nutrientes e as concentrações resultantes na coluna d'água de um ambiente. Vollenweider publicou em 1968 um modelo quantitativo de balanço de massa do fósforo que se tornou uma das principais ferramentas utilizadas na gestão de lagos e reservatórios eutrofizados. Desde então, grande número de modelos tem sido desenvolvido para prever as respostas de lagos e reservatórios ao aporte externo de fósforo (Smith 1998). A maioria dos modelos é direcionada ao controle da carga externa de fósforo por ser este o nutriente limitante na maioria dos lagos (Dilon & Rigler 1974; Vollenweider & Kerekes 1982; Salas & Martino 1991). Apesar do N também ser um importante nutriente limitante em lagos e reservatórios (Elser *et al.* 1990), poucos modelos foram desenvolvidos visando o controle do aporte deste elemento (Smith 1998).

O terceiro aspecto dos estudos de eutrofização é o desenvolvimento de modelos que relacionam concentrações de nutrientes às variáveis que indicam a qualidade da água, notadamente a biomassa algal. Portanto, modelos empíricos que relacionam concentração de nutrientes na água, principalmente o fósforo, e biomassa de algas são muito utilizados no manejo de ecossistemas aquáticos eutrofizados para prever a carga externa de nutrientes que deve ser reduzida para reduzir a biomassa de algas até um nível desejado e conseqüentemente aumentar a transparência da água (Vollenweider 1968, Dilon & Rigler 1974, Schindler *et al.* 1971).

A redução das cargas externas de nutrientes nos sistemas aquáticos, por exemplo, através da redução do uso de fertilizantes na agricultura e aperfeiçoamento dos métodos dos tratamentos de esgotos, entre outros, vem contribuindo para a diminuição do problema da eutrofização. Vários benefícios podem ser citados como conseqüências da redução da eutrofização de um sistema aquático, dentre eles: economia nos custos do tratamento de água, desenvolvimento da região, valorização das propriedades, aumento da pesca comercial e esportiva, menor necessidade de abastecimento alternativo de água, aumento da recreação, entre outros (Tundisi 2003).

No entanto, o controle das cargas externas muitas vezes não é suficiente para eliminar ou mitigar o problema da eutrofização devido ao aporte interno de nutrientes acumulados no sedimento e/ou na biota (Sas 1989). Por isso, outras ferramentas alternativas, como a biomanipulação, são muitas vezes aplicadas junto com a redução do aporte externo para reduzir as cargas internas de nutrientes (Fonseca 2001; Starling & Lazzaro 2001).

A biomanipulação é uma técnica complexa e de alto nível que compreende a aplicação de ecotecnologias adequadas, com custo reduzido, e consiste no controle biológico das populações de algas em lagos ou reservatórios eutrofizados, visando a melhoria da qualidade da água (Fonseca 2001). Estudos no Lago Paranoá, em Brasília, evidenciaram a necessidade de associar a estocagem de carpas prateadas, um peixe herbívoro com alta eficácia no consumo de cianobactérias, com o controle da superpopulação de tilápias, um peixe onívoro que favorece a produção algal, pela liberação de nutrientes via excreção e ressuspensão de nutrientes do sedimento (Starling & Lazzaro 2001; Starling *et al.* 2002; Leão & Starling 2003; Starling *et al.* 2003). A estocagem de tilápias também tem sido evidenciada como um método de controlar florações de cianobactérias em lagos eutrofizados, especialmente em lagos onde a carga de nutrientes não pode ser reduzida eficientemente ou a herbivoria pelo zooplâncton não controla efetivamente o fitoplâncton (Lu *et al.* 2006).

Panosso *et al.* (2007) sugeriram a estocagem de tilápias como método complementar para o controle de cianobactérias em reservatórios do nordeste brasileiro. Estes autores mostraram que as populações humanas que utilizam água dos reservatórios dessa região podem estar expostas aos efeitos de cianotoxinas, cuja presença foi confirmada em pelo menos três reservatórios estudados.

As cianotoxinas são produtos naturais tóxicos produzidos por várias espécies de cianobactérias formadoras de florações e são liberadas quando ocorre lise das células durante a senescência, contaminando as águas. Cerca de 40 espécies de cianobactérias são potencialmente tóxicas e produzem diversas toxinas, incluindo as neurotoxinas (anatoxinas e saxitoxinas), hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), cilindrospermopsina e lipopolissacarídeos (Carmichael & Falconer 1993). As neurotoxinas são produzidas por espécies dos gêneros *Anabaena*, *Lyngbya*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix/Oscillatoria*, *Trichodesmium* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael 2001). As anatoxinas são potentes bloqueadores neuromusculares e sua ingestão pode causar desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. As saxitoxinas inibem a condução nervosa (Ministério da Saúde, 2004). As hepatotoxinas representam a causa mais comum de intoxicação por cianotoxinas. As microcistinas inibem proteínas fosfatases e promovem tumores (Ministério da Saúde, 2004). A cilindrospermopsina inibe a síntese protéica, afetando principalmente o fígado, mas produz efeitos citotóxicos também nos rins, baço, coração e outros órgãos (Ministério da Saúde, 2004).

No Rio Grande do Norte, os reservatórios representam a principal fonte de suprimento de água para a população. No entanto, a eutrofização foi identificada como o

maior problema de qualidade de água desses ambientes (Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2006), os quais encontram-se sob condições climáticas de elevadas temperaturas (cerca de 26° C), com pequena variação interanual, precipitação distribuída irregularmente, com longos períodos secos, forte evapotranspiração e déficit hídrico durante praticamente todo o ano. Esses fatores tornam as conseqüências da eutrofização ainda mais graves nesses reservatórios, restringindo as opções de uso desses ambientes. O maior reservatório do estado (Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves) encontra-se eutrofizado, com concentrações de nutrientes acima dos limites aceitáveis para o abastecimento público e com florações de cianobactérias tóxicas, o que vem comprometendo a qualidade da água deste importante manancial (Costa 2003). O estágio avançado de eutrofização em que se encontra o reservatório também vem impedindo o desenvolvimento da atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede.

O reservatório Armando Ribeiro Gonçalves havia sido selecionado para se tornar um dos maiores parques aquícolas brasileiros através do Programa Nacional de Parques Aquícolas Continentais lançado pelo Governo Federal em 2005. De acordo com o projeto, este parque aquícola utilizaria uma área de 120 hectares do reservatório Armando Ribeiro para a produção de tilápias em regime intensivo, produzindo cerca de 50 mil toneladas de peixe por ano, ocupando diretamente mais de 6.000 pescadores e indiretamente 12.000 pessoas. A criação do parque teria como objetivo promover o desenvolvimento sustentável utilizando melhor o potencial hídrico deste reservatório (SERHID, 2006).

No entanto, as condições de eutrofização encontradas no reservatório inviabilizaram a implantação do empreendimento, tendo em vista que a atividade de piscicultura intensiva enriqueceria ainda mais o ambiente aquático com nutrientes advindos da eliminação de dejetos e sobras de ração não consumidas pelos peixes, o que agravaria os problemas gerados pela eutrofização, inclusive diminuindo a qualidade da água para o abastecimento público. Portanto, ações de saneamento e gestão ambiental na bacia hidrográfica do Piranhas-Açu são importantes e necessárias para reduzir as cargas externas de nutrientes que entram anualmente no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, visando diminuir as concentrações dos mesmos, possibilitando o aproveitamento das águas do reservatório para a produção de pescado de forma sustentável, sem comprometer a qualidade da água para outros fins.

2. Objetivos

- Descrever padrões de variação espacial e temporal do estado trófico do reservatório e as relações entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais e a biomassa fitoplanctônica.
- Determinar a importância relativa do nitrogênio e do fósforo como fatores limitantes à produção primária fitoplanctônica do reservatório a partir das razões entre esses elementos.
- Determinar a importância relativa da matéria orgânica e inorgânica em suspensão para a turbidez da água do reservatório.
- Descrever os padrões de variação espacial e temporal do fitoplâncton e do zooplâncton e suas relações com o estado trófico do reservatório.
- Estimar a carga máxima anual de fósforo que deve ser lançada no reservatório para que as concentrações de P total na água não ultrapassem níveis iguais a $30 \mu\text{g L}^{-1}$. (Classe II da resolução CONAMA 357).

3. Área de estudo

3.1. A bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu

A Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu (**Figura 1**) está totalmente inserida no semi-árido nordestino. Possui área total de drenagem de $43.681,5 \text{ km}^2$, sendo 26.183 km^2 no Estado da Paraíba e $17.498,50 \text{ km}^2$ no Estado do Rio Grande do Norte. A bacia possui 147 municípios, sendo 45 municípios no Estado do Rio Grande do Norte e 102 no Estado da Paraíba, e conta com uma população total de 1.363.802 habitantes, tendo 914.343 habitantes (67%) no Estado da Paraíba e 449.459 habitantes (33%) no Rio Grande do Norte (BRAGA *et al.* 2004).

A bacia é constituída por sete sub-bacias: Piancó, Peixe, Alto Piranhas, Médio Piranhas, Espinharas, Seridó e Baixo Piranhas. As três primeiras estão totalmente inseridas em território paraibano, a sub-bacia do Baixo Piranhas situa-se totalmente no estado do Rio Grande do Norte e as demais estão compreendidas nos dois estados. A condição climática encontrada na área da Bacia confere aos rios características intermitentes, com exceção do rio Piranhas-Açu que foi perenizado artificialmente, com a construção das Barragens Coremas Mãe D'água na Paraíba e Armando Ribeiro Gonçalves no RN.

O clima predominante da região é quente e semi-árido, do tipo BSw'h', conforme a classificação de Köppen. A região apresenta dois regimes climáticos bastante distintos: um período chuvoso e úmido, em que a vegetação está com sua maior biomassa e outro seco, com pouca umidade, quase nenhuma espécie vegetal permanece com folhas. O período chuvoso inicia-se em fevereiro e termina em maio, com precipitações máximas nos meses de março e abril. Particularmente, durante o período de fevereiro a maio de 2007, as condições do Oceano Pacífico estiveram favoráveis às chuvas no semi-árido do Nordeste, em virtude de uma condição de LA NIÑA (EMPARN 2007).

Solos rasos e pedregosos compõem o substrato pouco desenvolvido da região onde se insere a bacia. A vegetação apresenta maior porte e maior adensamento onde a geologia é sedimentar e os solos são mais desenvolvidos e profundos. Ao longo das várzeas dos rios predominam dois tipos de ecossistemas: a mata ciliar com carnaúba, bastante denso devido às palmeiras novas e outras espécies arbustivas. A altura média dos carnaubais está em torno de 10 a 15 metros, predominando a carnaúba *Erythrina velutina*. O outro ecossistema é a mata ciliar sem carnaúba, que também se localiza nas várzeas dos rios, onde predomina a oiticica (*Licania rígida*), cujo porte varia de 8 a 15 metros (Cestaro 2006).

Estudo realizado por Amorim *et al.* (2007) sobre mapeamento de uso e ocupação do solo na Bacia Piranhas-Açu apresentou os seguintes resultados:

- **Solo exposto** (25,09%), englobando núcleos urbanos, áreas sem vegetação ou com vegetação espaçada formando manchas onde as espécies vegetais ficam muito distantes umas das outras;
- **Caatinga arbustivo-arbórea** (32,93%), apresentando um porte baixo com dossel irregular e esparso, com presença de algumas árvores que podem atingir de 7 a 8 metros de altura. As espécies que mais se destacam são angico (*Anadenanthera collubrina*), aroeira (*Astronium urundeuva*) e pau-branco (*Auxema glazioviana*) (Cestaro 2006).
- **Caatinga arbustiva** (19,82%), com predominância de arbustos, dossel irregular e mais esparso do que na caatinga arbustivo-arbórea. As espécies que mais têm destaque são pereiro (*Aspidosperma pyriformium*), mofumbo (*Combretum leprosum*) e marmeleiro (*Croton sonderianus*) (Cestaro 2006). Essa vegetação encontra-se em avançado estado de degradação devido a sua retirada para dar lugar às áreas de pastagem e fornecimento de lenha para as cerâmicas da região.
- **Lavouras** (19,74%), que são encontradas principalmente nos terrenos de aluvião ao longo dos rios e em locais onde a geologia é sedimentar e os solos são bem desenvolvidos. Na região do Baixo-açu ocorre grande número de plantações de fruticultura irrigada. No restante da bacia predomina a agricultura de subsistência no período chuvoso.

Quanto ao abastecimento público, apenas 43,6% dos domicílios existentes na bacia recebem água tratada através de sistemas de adutoras. Outros domicílios são abastecidos através de poços e nascentes e cerca de 34,5% recorrem a outras fontes de abastecimento (Gruben & Lopes 2002). Apenas 2,4% estão ligados à rede geral de saneamento básico. Grande parte utiliza fossas rudimentares (48,7%). Esta situação constitui uma fonte de preocupação devido à contaminação dos rios e lençóis freáticos através dos efluentes domésticos (Gruben & Lopes 2002).

A base econômica dos municípios da bacia centra-se nas atividades agro-pecuárias e, em menor grau, na atividade industrial, relativamente diversificada. Na agricultura, a cultura principal é o algodão, geralmente consorciado com o milho, o feijão e a banana. Recentemente a produção da banana tem-se intensificado no Vale do Açu, sendo cultivada, a exemplo do melão, através de irrigação. Além disso, também estão presentes na região as indústrias têxtil, de cerâmica e de produtos alimentares (Gruben & Lopes 2002).

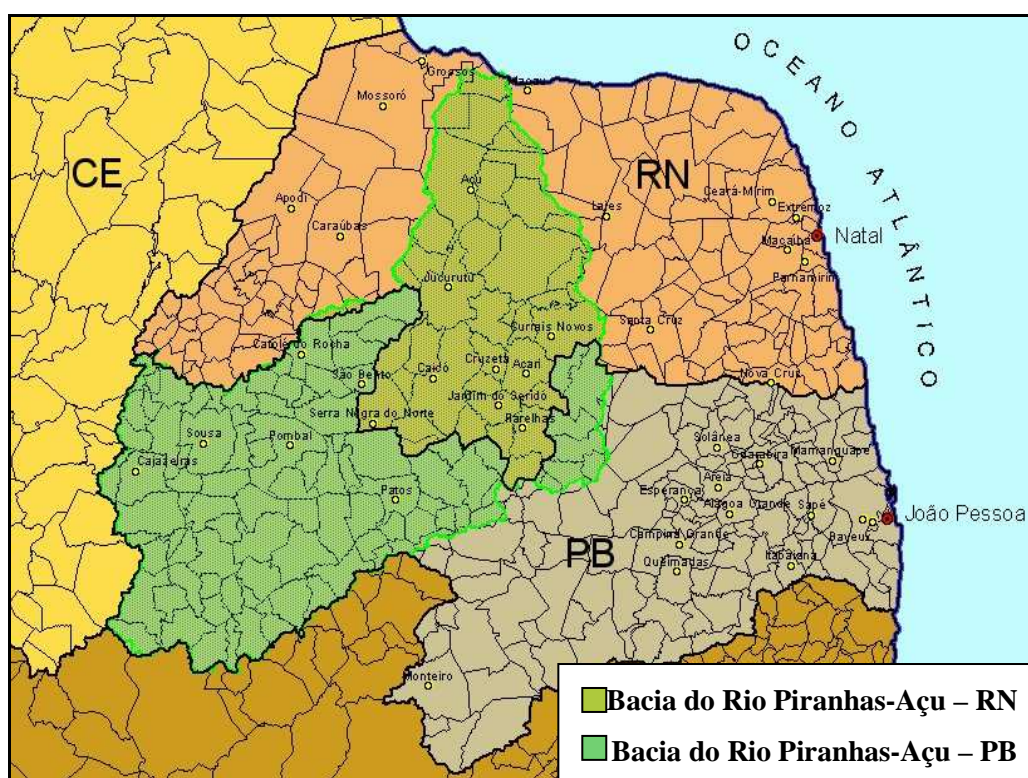


Figura 1. Mapa da Bacia do Rio Piranhas-Açu nos Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte.

3.2 O reservatório Eng^o. Armando Ribeiro Gonçalves

O reservatório Eng^o. Armando Ribeiro Gonçalves (**figura 2**) está localizado entre os municípios de Jucurutu e Itajá, no Estado do Rio Grande do Norte. A barragem fica a 6 km a montante da cidade de Açu, e dista cerca de 250 km de Natal. O açude foi construído em

1983 visando o suprimento de água ao Projeto de Irrigação do Baixo-Açu e regulariza cerca de 100 km do rio Piranhas-Açu até a sua foz, permitindo o desenvolvimento da atividade agrícola de toda região do Baixo - Açu. Além disso, garante o abastecimento de vários municípios e comunidades rurais, utilizando 4 grandes sistemas adutores que estão em operação: Adutora de Mossoró, Adutora Sertão Central / Cabugi, Adutora Serra de Santana, Adutora do Médio Oeste. (DNOCS 2007; Ministério da Integração Nacional 2007).

A construção do reservatório exigiu ações complementares necessárias ao remanejamento das populações atingidas, com o enchimento do reservatório, e das infraestruturas localizadas na área inundável da bacia hidráulica. Entre as ações desenvolvidas merecem destaque: relocação da sede do município de São Rafael com reassentamento de toda a população (730 famílias); construção de um dique de proteção à cidade de Jucurutu com reassentamento de parte da população urbana; relocação das linhas de transmissão e do sistema viário e reassentamento da população rural (1.852 famílias), em sítios convenientemente selecionados, de modo a não paralisar as atividades agrícolas, principal fonte de manutenção e subsistência.

Com capacidade de armazenamento de 2,4 bilhões de m³ de água e bacia hidráulica com área de 195 km², o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves responde por cerca de 53 % de toda a água acumulada no estado do Rio Grande do Norte e é fundamental para o desenvolvimento da região, banhando parte dos territórios dos municípios de Açu, Itajá, São Rafael e Jucurutu. Assemelha-se a um ambiente lântico devido ao longo tempo de residência da água, de cerca de 3 anos (Costa 2003). A área da bacia tributária do açude é de 36.770 km², ou cerca de 84% da área total da bacia do rio Piranhas-Açu, estando incluídos nesta área, a montante da barragem, 20 açudes públicos construídos pelo DNOCS, bem como 115 açudes construídos em regime de cooperação, além de um número razoável de pequenos açudes particulares (DNOCS 2007).

No entanto, o estado do Rio Grande do Norte necessita garantir uma vazão mínima vinda do estado da Paraíba (4,5 m³/s), para garantir não só o abastecimento a montante do Reservatório Armando Ribeiro, mas também o próprio volume de água armazenado. O estado da Paraíba construiu num dos principais afluentes do rio Piranhas, o rio Piancó, um reservatório - o Sistema Coremas-Mãe D'Água - com capacidade para acumular 1,4 bilhões de m³, para perenizar esse afluente e um trecho do rio Piranhas, garantindo assim a vazão mínima a entrar no Rio Grande do Norte (Gruben & Lopes 2002). Desta forma, o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves é parte integrante do Sistema Coremas-Açú.

Segundo o Marco Regulatório disposto pela Resolução 687/04 da Agência Nacional de Águas, a vazão de 27,30 m³/s é a vazão máxima disponível considerada para todo o Sistema Curema-Açu. As vazões máximas disponíveis, discriminadas por trecho e por finalidade de uso, estão apresentadas no **anexo 1**.

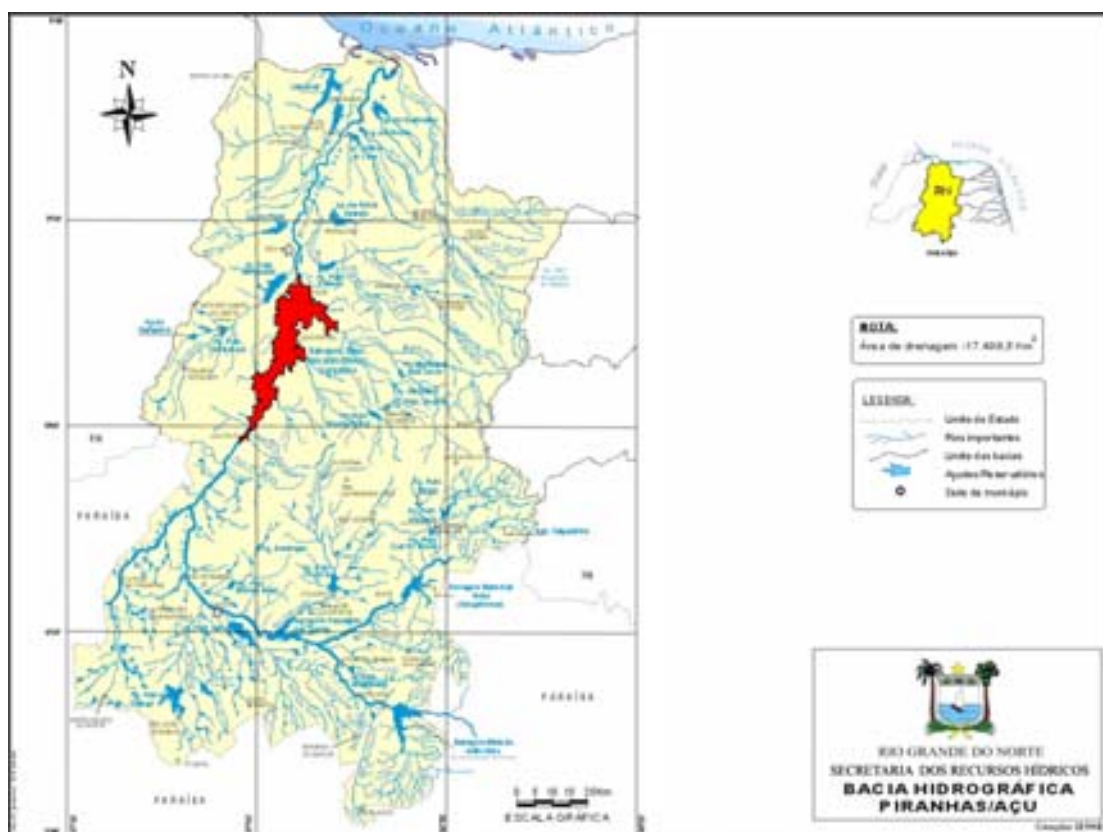


Figura 2 Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu no Estado do Rio Grande do Norte e o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, destacado em vermelho.

Fonte: SERHID - Secretaria de Recursos Hídricos do RN. 2006.

Através do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, lançado recentemente pelo Governo Federal, o açude Armando Ribeiro Gonçalves será um dos grandes açudes receptores das águas do rio São Francisco, o que proporcionará o aumento da garantia de sua oferta hídrica e a perenização do rio Piranhas-Açu (Ministério da Integração Nacional 2007).

O reservatório ARG, assim como toda a bacia do rio Piranhas-Açu, está localizado numa região sob a influência marcante da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), um dos fenômenos meteorológicos condicionantes do clima e do regime de chuvas. O deslocamento da ZCIT para o hemisfério sul é o fator principal da ocorrência do período chuvoso entre fevereiro e maio, com precipitações máximas nos meses de março e abril, e esse deslocamento é influenciado por fenômenos climáticos como o El Niño e a La Niña.

As variáveis climáticas da bacia Piranhas-Açu são medidas em estações meteorológicas do INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. As estações que melhor representam a região da bacia estão em Macau, Florânia, Cruzeta e São Gonçalo, sendo esta última na Paraíba. A estação mais próxima do reservatório ARG é a de Florânia (**figura 3**). Valores das normais climatológicas de temperatura e o balanço hídrico medidos nesta estação encontram-se na **figura 4**.

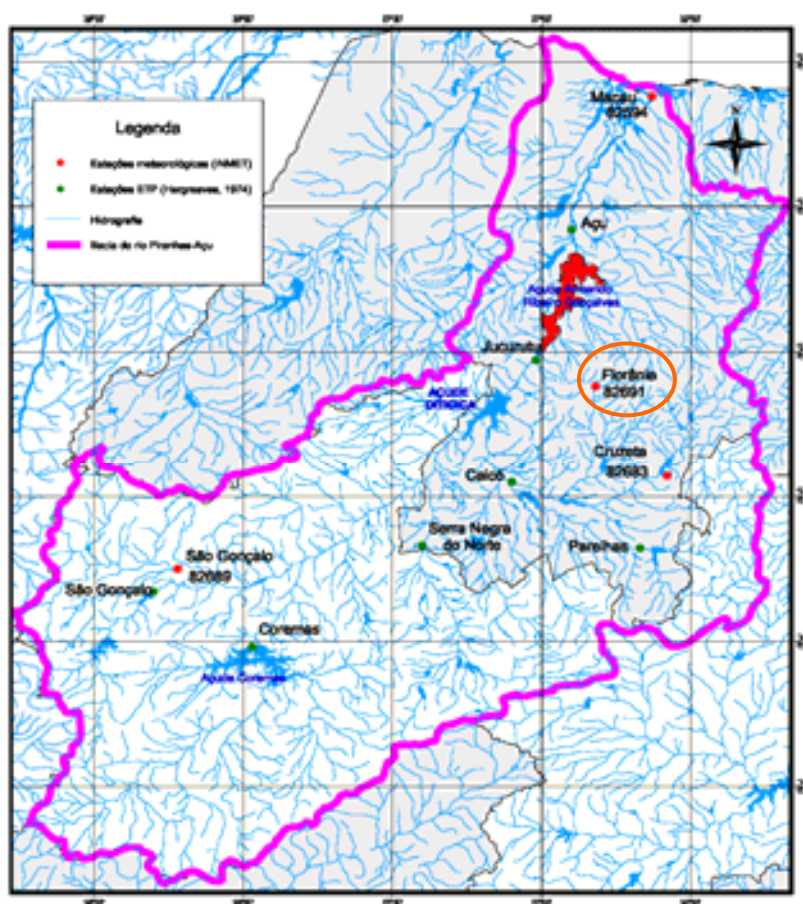


Figura 3. Bacia do rio Piranhas-Açu. Os pontos vermelhos indicam as estações meteorológicas do INMET. Fonte: SERHID-RN (2005). Destaque para a estação meteorológica de Florânia, a mais próxima do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

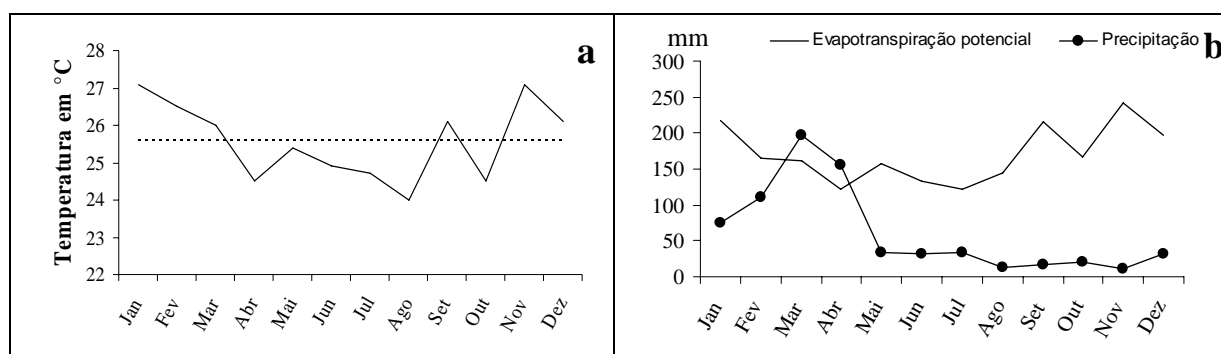


Figura 4. Normais climatológicas da temperatura média mensal e anual do período 1961-1990 (a) e balanço hídrico (b) da estação meteorológica de Florânia. Fonte: SERHID-RN (2005).

4. Materiais e métodos

4.1. Amostragem e análises limnológicas

Foram realizadas coletas de água mensais, no período de julho de 2006 a julho de 2007, em 10 pontos de coleta aproximadamente equidistantes entre si, selecionados sistematicamente no sentido longitudinal do reservatório (**figura 5**). As coordenadas dos pontos foram registradas com auxílio de um GPS (**anexo 2**).

Em cada ponto, amostras de água foram coletadas, em todo o perfil vertical, a cada dois ou três metros de profundidade com uma garrafa de Van Dorn e integradas em uma caixa plástica de 40 litros de onde foram retiradas subamostras para a determinação em laboratório das concentrações de clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total, sólidos fixos e voláteis em suspensão. A transparência da água foi medida em cada ponto através da profundidade do disco de Secchi. Nos pontos 1, 3, 7 e 10, foram retiradas subamostras da amostra integrada para a quantificação do fitoplâncton. Nesses mesmos pontos, também foram realizadas coletas de mesozoplâncton por meio de 3 arrastos verticais com uma rede de plâncton com abertura de malha de 200 µm. A escolha da rede de 200µm foi feita porque o mesozoplâncton do reservatório é dominado por grandes copépodos (Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2007), os quais são eficientemente amostrados por redes com esta abertura de malha (Pinto Coelho 2004).

Para a análise de clorofila *a* foi feita a filtração da água coletada, com auxílio de bomba a vácuo, em filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH, de 25mm. Os filtros secos foram envoltos em papel alumínio e congelados em campo. Em laboratório, a extração da clorofila *a* foi feita em 10ml de etanol 95%, por um período de 20 horas, e então foi procedida a leitura em espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 665 e 750nm (Jespersen & Christoffersen 1988). A determinação do fósforo total foi feita pelo Método do Ácido Ascórbico após digestão das amostras em persulfato de potássio, segundo a APHA (1998). Já a determinação do nitrogênio total foi feita pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981), seguida do método de Muller & Weidemann (1955), em que o nitrato reage com salicilato de sódio, formando um composto de cor amarelada.



Figura 5. Imagem de satélite mostrando os dez pontos de coleta no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. Fonte: Google

Para a análise de sólidos em suspensão, filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH, de 25mm foram previamente secos a 105°C e pesados até atingir peso constante. Após a filtração em campo, com auxílio de bomba a vácuo, os mesmos foram armazenados em recipiente com sílica gel. Em laboratório, os filtros foram novamente secos a 105°C e pesados. A diferença dos pesos dos filtros antes e depois da filtração forneceu os resultados de sólidos suspensos totais da água. Para a obtenção dos sólidos fixos e voláteis, os filtros foram submetidos à temperatura de 550°C, em mufla, por 15 minutos, e em seguida pesados. A diferença dos pesos dos filtros antes da filtração e após a mufla forneceu os dados de sólidos fixos. Os valores de sólidos voláteis foram obtidos pela diferença entre sólidos totais e fixos (APHA 1998).

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada com amostras coletadas em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 µm) e fixadas com formol a 4%. Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foi o de Komárek & Anagnostidis

(1998) para a Chroococcales, Anagnostidis & Komárek (1988) para as Oscillatoriales e Komárek & Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

A quantificação do fitoplâncton seguiu o método de Ütermol (1958) usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) foi feita em transectos horizontais e verticais, contados em campos alternados, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% seguindo o critério de Lund *et. al.* (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie mais abundante e pela curva de estabilização das espécies, obtida a partir da adição de espécies novas adicionadas com o número de campos contados. O volume celular do fitoplâncton foi estimado usando aproximações de formas geométricas sólidas similares, de acordo com Hillebrand *et al.*(1999).

As amostras de zooplâncton foram fixadas em formol 4%. Em laboratório procederam-se a identificação e contagem dos organismos. A contagem dos organismos foi realizada com auxílio da câmara de Sedwick-Rafter, em microscópio óptico. Subamostras de 1ml foram retiradas da amostra homogeneizada e todos os organismos foram contados até que o coeficiente de variação fosse igual ou inferior a 20%. Para calcular a quantidade total de organismos na amostra, o número médio de organismos das subamostras foi multiplicado pelo volume da amostra (ml) e dividido pelo volume da subamostra (ml). Para calcular a densidade original dos organismos zooplânctônicos na amostra, a quantidade de organismos na amostra foi dividida pelo volume de água amostrado no campo (L). A biomassa do zooplâncton foi determinada segundo o método alométrico, o qual baseia-se no uso de equações exponenciais ajustadas a partir da relação entre as dimensões lineares dos organismos (L) e seu peso seco (B). Esses coeficientes podem ser obtidos por meio de regressões entre o comprimento do animal versus o peso individual (Pinto-Coelho 2004), normalmente representadas pela seguinte equação:

$$B = a.L^b, \text{ em que } a \text{ e } b \text{ são coeficientes específicos (alométricos) para cada espécie.}$$

As equações de regressão utilizadas encontram-se no **anexo 2**.

Os organismos zooplancctônicos foram medidos linearmente com auxílio de ocular milimetrada, em microscópio óptico. Para cada espécie foram medidos 30 indivíduos. As médias das medidas foram utilizadas para obtenção do peso-seco com base nas equações de regressão comprimento-peso seco encontradas na literatura, específicas para cada espécie ou gênero (Bouvy *et al.* 2001; Dumont H.J. *et al.* 1975; Pinto-Coelho 1991; Saint-Jean & Bonou 1994; Bottrel *et al.* 1976). A biomassa das espécies foi obtida multiplicando-se o peso-seco pelas densidades encontradas nas amostras.

4.2. Análises estatísticas

Análises de correlação e regressão linear foram usadas para descrever as relações entre as concentrações de nutrientes (N e P) e a biomassa fitoplanctônica (clorofila), entre a transparência da água e as concentrações de sólidos fixos e voláteis em suspensão, entre a biomassa fitoplanctônica (clorofila) e a transparência da água, e entre o biovolume fitoplanctônico e a biomassa zooplancctônica. Estas análises também foram utilizadas para testar a premissa básica dos modelos de eutrofização de Vollenweider (1968) e Dillon & Rigler (1974) de que a biomassa fitoplanctônica depende fortemente da concentração de fósforo nesses ambientes e que a transparência da água depende fortemente da biomassa fitoplanctônica.

As análises de correlação e regressão foram realizadas com o auxílio do software Statistica da StatSoft, versão 6.0, utilizando-se valores de significância $\alpha = 0,05$. Os dados foram transformados em logaritmo natural para atender as premissas de linearidade e normalidade dos resíduos. A análise dos resíduos da regressão evidenciou que as premissas foram atendidas após a remoção dos principais *outliers*.

4.3. Modelo de capacidade de carga (suporte)

Para estimar a carga de fósforo anual máxima que pode ser lançada no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves sem que a concentração de fósforo total da água ultrapasse o limite de 30,0 $\mu\text{g/L}$, estabelecido pela resolução CONAMA 357 para águas de classe II, foi utilizado o modelo de Dillon & Rigler (1974). Este modelo é um dos modelos mais testados e utilizados para descrever as respostas dos ecossistemas lacustres aos aumentos das cargas externas de fósforo como parte do processo de eutrofização artificial.

O modelo de Dillon & Rigler (1974) é uma modificação do modelo original de Vollenweider (1968) e considera que num intervalo de tempo de um ano a concentração média de fósforo total [P] em um dado corpo d'água é determinada pela carga de P, tamanho do lago (volume, área e profundidade média), descarga do reservatório e a fração de P que entra e fica retida no sistema (não é perdida para a jusante). O modelo utiliza uma escala temporal anual.

Numa situação de equilíbrio, $[P] = L(1-R) / z_p$, onde:

[P] é a concentração de P-total em mg/l

L é a carga de P-total em $g/m^2/ano$

z é a profundidade média em metros

R é a fração da carga de P-total que é retida no reservatório e

p é a descarga do reservatório ou fração do volume perdido à jusante por ano.

sendo que $R = 1 - (q_o[P]_o / q_i[P]_i)$, onde:

q_o = vazão efluente em m^3/ano

q_i = vazão afluyente em m^3/ano

$[P]_o$ = concentração de P-total na água que sai do reservatório

$[P]_i$ = concentração de P-total na água que entra no reservatório

Com base neste mesmo modelo pode-se determinar a capacidade de carga de um corpo d'água para a aquíicultura em tanques-redes partindo-se dos seguintes pressupostos: 1) a concentração original de P sofrerá um incremento como resultado desta atividade até um nível determinado em função dos usos pretendidos para este ecossistema (p.ex. abastecimento); 2) as elevações na concentração de P-total na água refletem diretamente os incrementos da biomassa fitoplanctônica.

Assim, a capacidade de carga de fósforo que um reservatório destinado ao abastecimento público pode receber da atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede, [P], pode ser expressa como a diferença entre a concentração de fósforo antes da exploração aquícola, $[P]_{inicial}$, e a concentração de fósforo final desejável ou aceitável, ou seja: $[P] = [P]_{final} - [P]_{inicial}$.

Dessa forma, a determinação da mudança aceitável/desejável no nível trófico pela implementação da piscicultura intensiva em tanques-rede deve ser feita através da seguinte equação:

$[P] = L_{peixe} (1 - R_{peixe}) / z_p$, onde:

L_{peixe} é a carga aceitável de P-total derivada da aquicultura em tanques-rede;

R_{peixe} é a fração da carga de P-total que é retida no reservatório

z é a profundidade média do reservatório em metros

e p é a taxa de renovação de água em volumes por ano.

5. Resultados

5.1 Variáveis abióticas

As concentrações médias (± 1 desvio padrão) de nitrogênio total e fósforo total na água do reservatório ao longo do período estudado foram de 2,38 mg/L ($\pm 0,43$ mg/L) e 0,106mg/L ($\pm 0,032$ mg/L) respectivamente. As razões atômicas entre estes elementos variaram entre 27,5 e 78,7 durante o período de estudo, e de 32,7 a 70,5 no sentido longitudinal do reservatório. Em média, a razão N:P foi de 53,5 ($\pm 17,8$), e esteve sempre acima das razões de Redfield de 16:1 (**anexo 3**).

As concentrações médias de nitrogênio total durante o período estudado se mantiveram relativamente constantes ao longo do eixo longitudinal do reservatório (Figura 6a), enquanto que as concentrações médias de fósforo total diminuíram (Figura 6b). Como consequência, as razões N:P aumentaram gradualmente do ponto 1 ao ponto 10 (Figura 6c) juntamente com a profundidade dos pontos de coleta (Figura 6d). As concentrações médias de sólidos suspensos voláteis na água permaneceram relativamente constantes ao longo do eixo longitudinal do reservatório (Figura 6g). Já as concentrações médias de sólidos fixos e totais diminuíram no mesmo sentido (Figuras 6e e 6f) enquanto que a transparência da água aumentou ligeiramente (Figura 6h).

Não foram observadas variações sazonais bem definidas nas concentrações dos nutrientes, mas as concentrações médias de fósforo total atingiram valores extremos em outubro de 2006, meados do período seco, e em março de 2007, meados do período chuvoso (Figura 7b). Como as concentrações de nitrogênio total não variaram sazonalmente na mesma proporção que o fósforo (Figura 7a), as razões N:P diminuíram com o aumento das concentrações de fósforo nos meses de outubro de 2006 e março de 2007 (Figura 7c). Nenhum padrão bem definido de variação sazonal foi encontrado nas concentrações de sólidos em suspensão (Figuras 7e, 7f e 7g), transparência da água (Figura 7h) bem como na profundidade do reservatório (Figura 7d) durante o período de estudo.

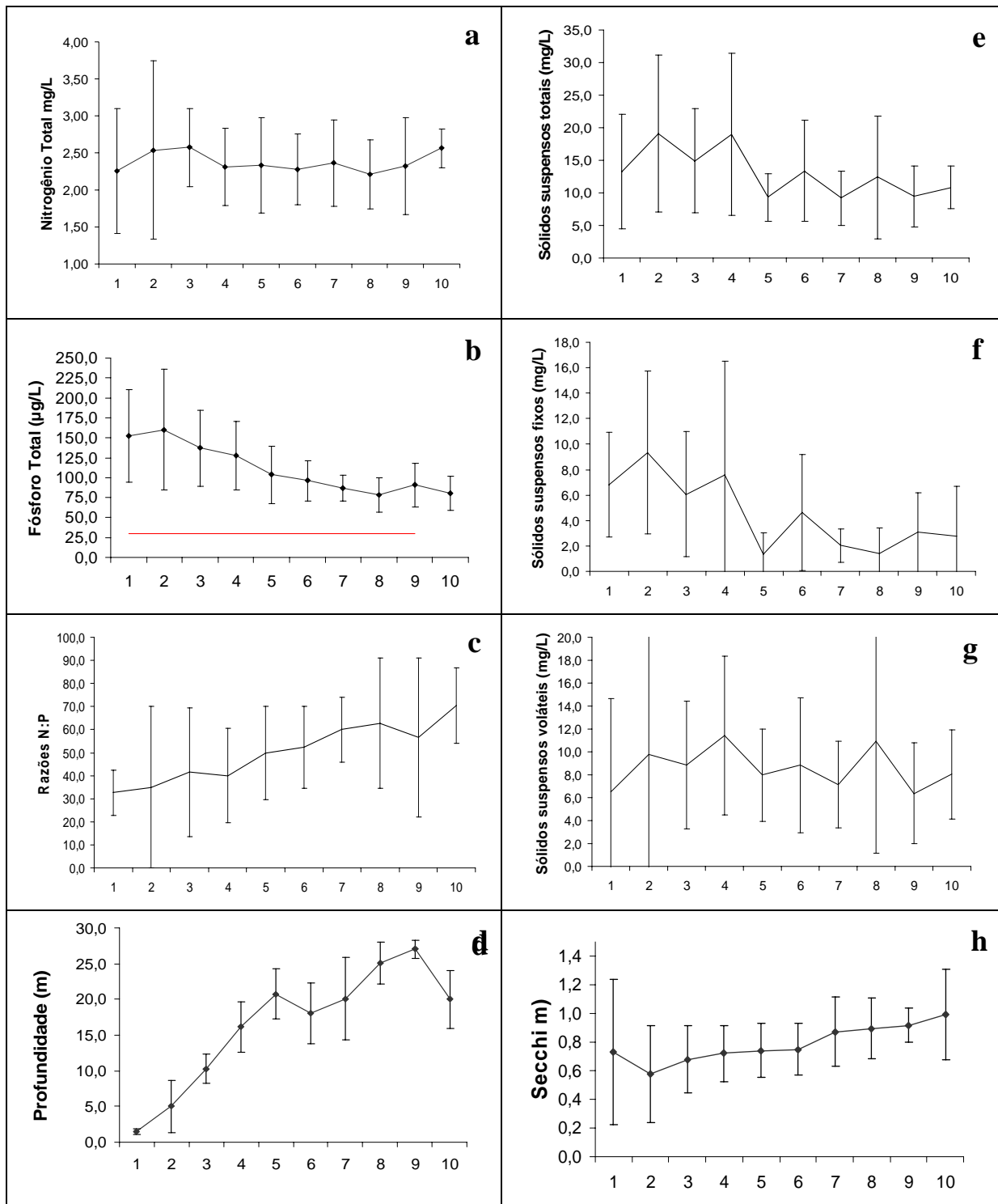


Figura 6. Variação espacial dos valores médios das concentrações de nitrogênio total, fósforo total, razões atômicas N:P, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, profundidade do disco de Secchi e profundidade média dos pontos de coleta. A linha vermelha indica o valor máximo de fósforo total (30µg/L) estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe II.

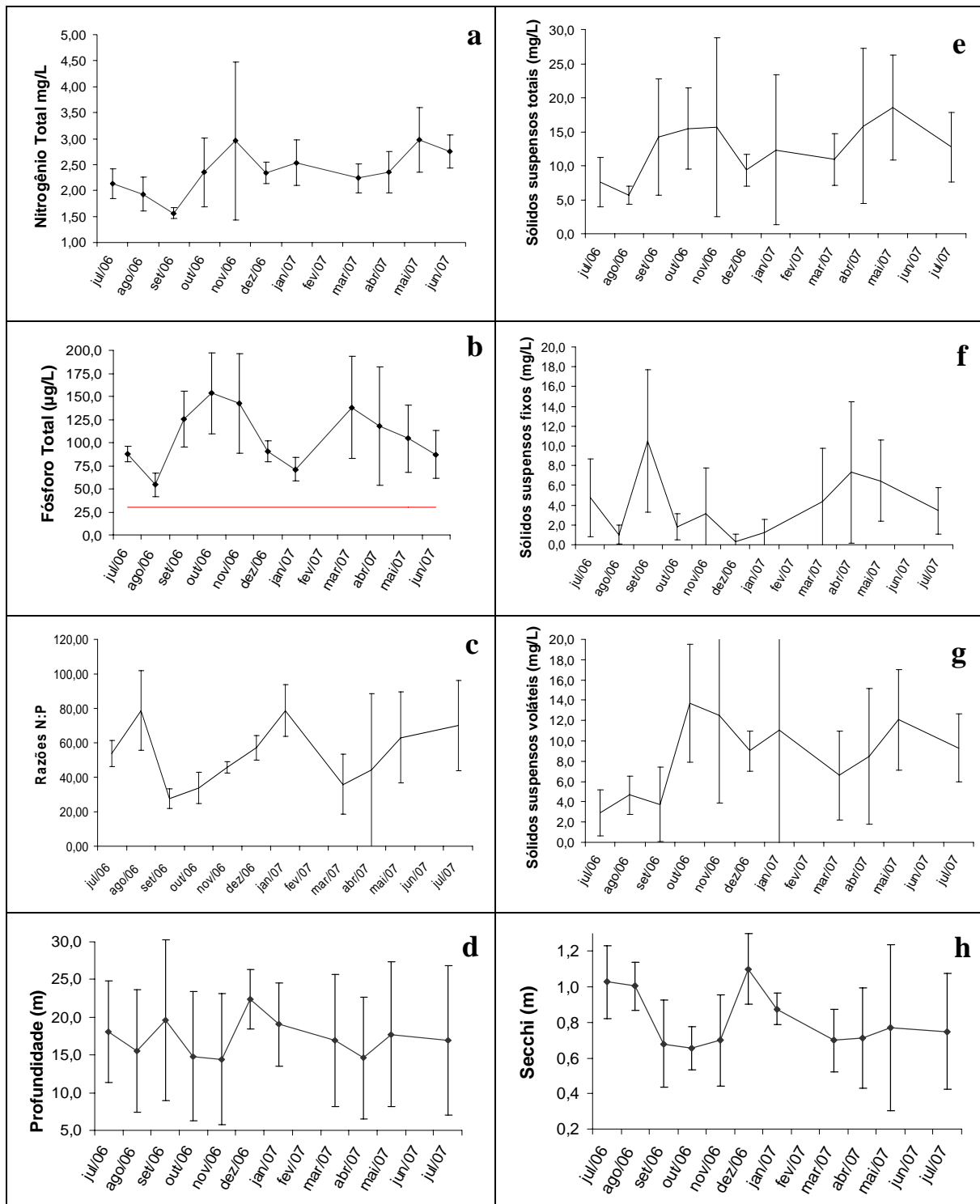


Figura 7. Variação temporal das concentrações médias de nitrogênio total, fósforo total, razões atômicas N:P, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, profundidade do disco de Secchi e profundidade média dos pontos de coleta. A linha vermelha indica o valor máximo de fósforo total (30µg/L) estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe II.

5.2 Variáveis bióticas

Os resultados de clorofila *a* revelaram uma relativa regularidade das concentrações ao longo do reservatório, com exceção do ponto 1, considerado ainda ambiente lótico. Neste ponto, o valor médio anual foi de 28,1 µg/L (\pm 31,8 µg/L). Uma análise espacial mostrou que a maior concentração média foi encontrada no ponto 4 (63,3 µg/L). Analisando os dados temporalmente, a maior concentração média ocorreu no mês de setembro/06 (65,4 µg/L), enquanto que a mais baixa foi registrada no mês de julho/06 (25,9 µg/L). O valor máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe II é 30,0 µg/L (Figuras 8a e 8c e anexos 3 e 4).

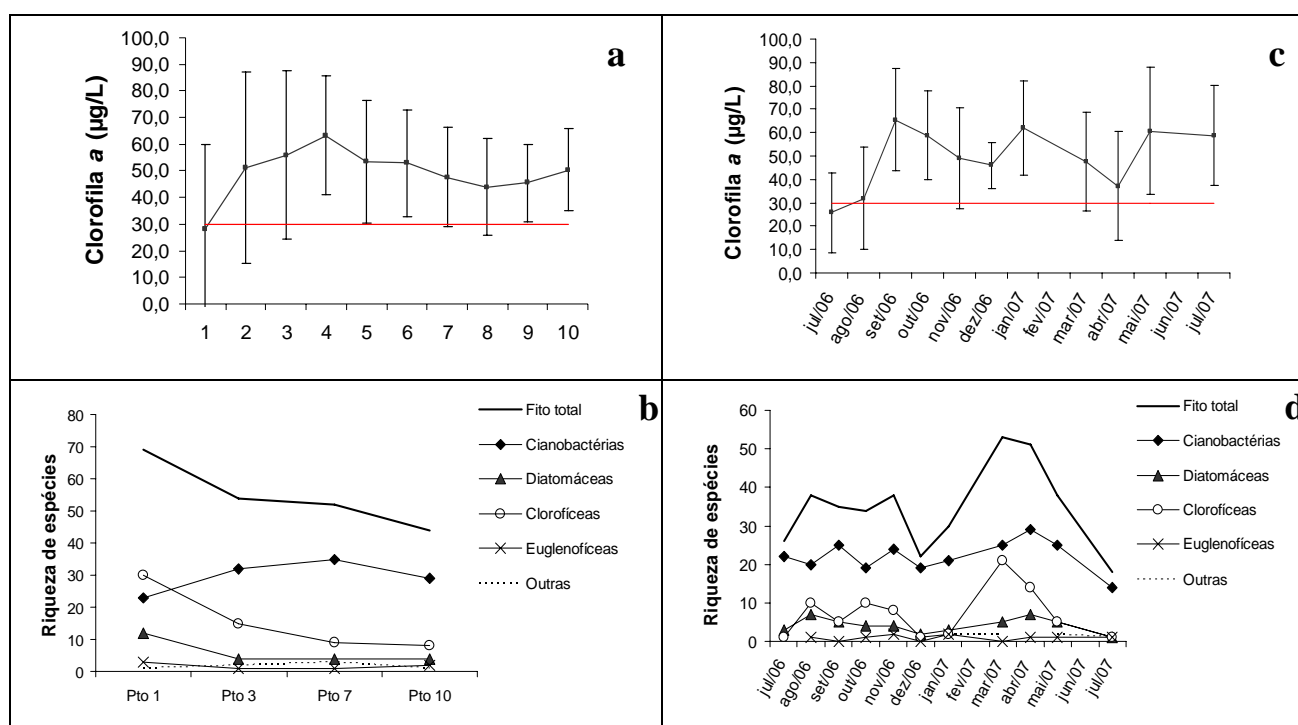


Figura 8. Variação espacial (esquerda) e temporal (direita) nas concentrações de clorofila *a* e na riqueza de espécies fitoplânctônicas. A linha vermelha indica o valor máximo de clorofila *a* estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe II.

Foram registradas 103 espécies de fitoplâncton sendo 44 cianobactérias, 39 clorofíceas, 12 diatomáceas, 4 euglenofíceas, 2 xantofíceas, 1 cryptofíceas e 1 crysofíceas (anexo 5). Das 103 espécies amostradas, 69 ocorreram no ponto 1, 54 no ponto 3, 52 no ponto 7 e 44 no ponto 10 (anexo 5). As figuras 8b e 8d mostram a variação do número de espécies encontradas no reservatório.

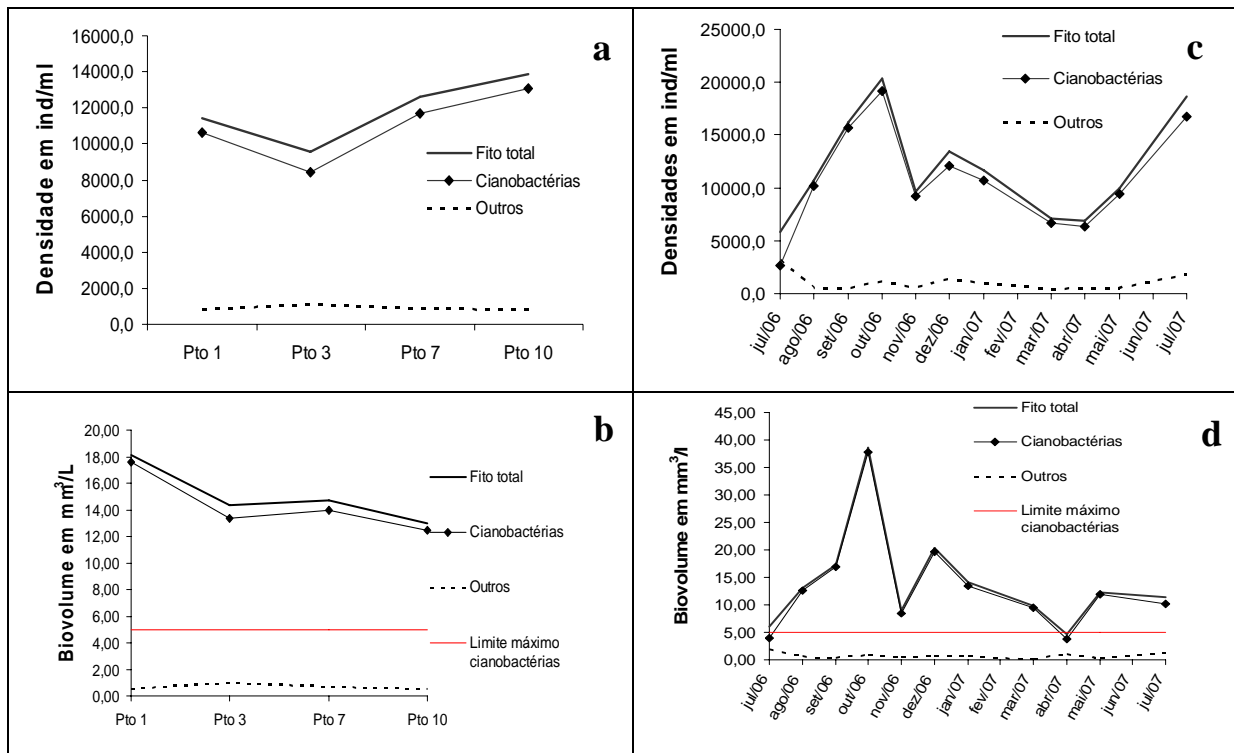
Em geral, as cianobactérias predominaram na comunidade ao longo de todo o reservatório durante o período em estudo, correspondendo a mais que 90% da densidade e do

biovolume total do fitoplâncton (**figura 9**). O valor máximo de cianobactérias estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe II é de 5 mm³/L. Nossos resultados mostram que, em média, esse valor foi superado em todo o eixo longitudinal do reservatório. De acordo com a Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano aprovada pela portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde, o monitoramento de cianobactérias na água, no ponto de captação do manancial, deve ser semanal quando o biovolume de cianobactérias exceder 1 mm³/L.

Apesar da grande diversidade de espécies encontradas nos quatro pontos de coleta, poucas espécies predominaram e foram as responsáveis pelas variações ocorridas na densidade e biovolume do fitoplâncton total. Em termos de densidade, o ponto 1 foi o que apresentou maior substituição de espécies dominantes durante o período de estudo. Em termos de biovolume, o ponto 7 teve o maior número de substituições. A comunidade do ponto 10 foi totalmente dominada, em densidade, por *Cylindrospermopsis sp.*, a qual também predominou no ponto 7 na maior parte do tempo (ver densidades e biovolumes relativos das espécies dominantes no **anexo 6**).

A análise espacial mostrou um ligeiro aumento de densidade em direção à barragem, tendo ocorrido um declínio no ponto 3. Já o biovolume encontrou-se elevado no ponto 1, constante nos pontos 3 e 7 e mais baixo na barragem (**Figuras 9a e 9b**). O elevado biovolume encontrado no ponto 1 pode ter sido influenciado por um aumento na densidade da cianobactéria *Anabaena circinalis* no mês de outubro. Devido ao seu grande tamanho, essa espécie elevou o biovolume médio das cianobactérias do ponto 1 de 5,94 mm³/l (± 7,42 mm³/l) para 17,57 mm³/l (± 32,93 mm³/l) e o biovolume médio das cianobactérias do mês de outubro de 17,35 (± 11,79 mm³/l) para 37,7 mm³/l (± 36,63 mm³/l) (ver **anexos 7 e 8** para dados de densidade e biovolume).

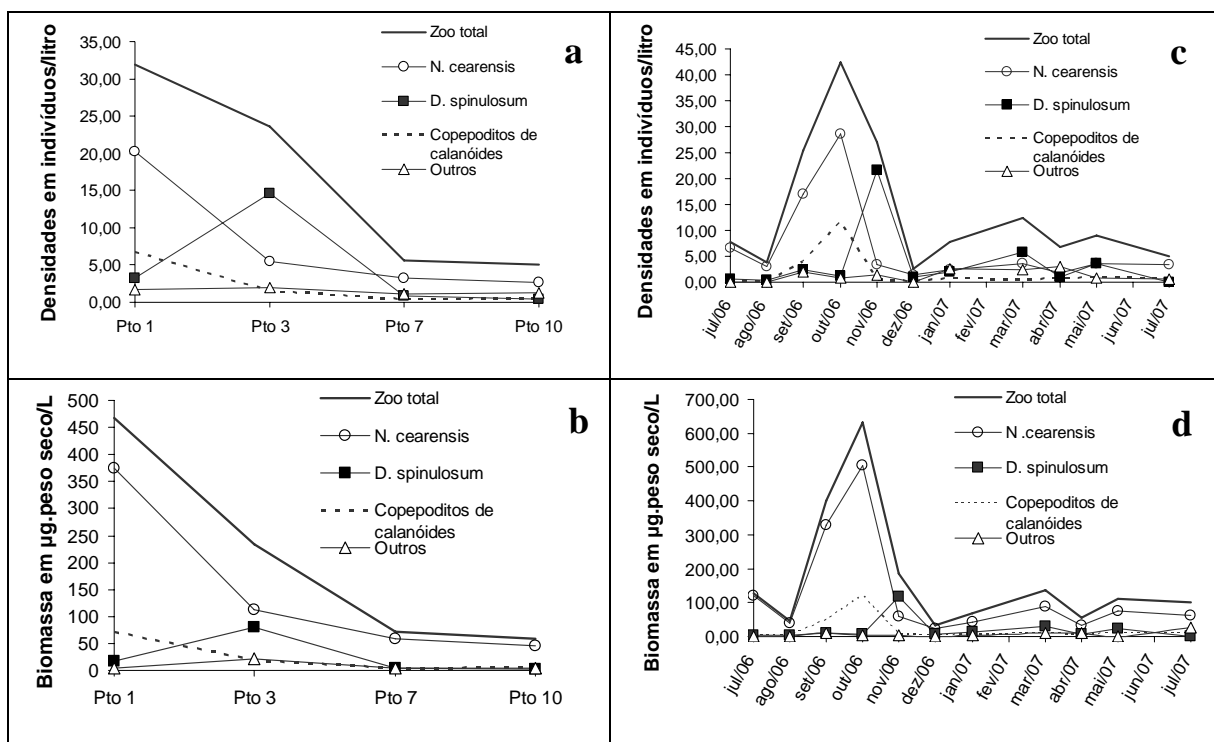
A análise temporal do biovolume fitoplanctônico acompanhou a variação ocorrida para as densidades, que não apresentou um padrão regular durante o período do estudo. Foi observado um pico no mês de outubro tanto no gráfico da densidade quanto no gráfico do biovolume (**Figuras 9c e 9d**). Neste, o pico pode ser explicado pela presença da *A. circinalis*, citada anteriormente. Já no gráfico da densidade, o pico no mês de outubro pode ter ocorrido em virtude da proliferação de outra cianobactéria, a *Pseudanabaena moniliformis*.



Poucas espécies foram registradas na comunidade mesozooplânctônica durante o período de estudo: duas espécies de copépodos calanóides (*Notodiaptomus cearensis* e *Argyrodiaptomus sp*), uma espécie de copépodos cyclopoida (*Thermocyclops sp*), quatro espécies de cladóceros (*Diaphanosoma spinulosum*, *Daphnia gessneri*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina sp*) e Ostracoda, que será considerado apenas em nível de classe. Os copepoditos foram considerados um grupo único contendo os gêneros de calanóides registrados.

Em geral, o calanóide *N. cearensis* predominou na comunidade ao longo de todo o reservatório durante o período em estudo, correspondendo em média a 48% da densidade total e 72% da biomassa total do mesozooplâncton (**anexo 9**). Juntamente com *N. cearensis*, o cladóceros *D. spinulosum* também influenciou nas variações de densidade e biomassa do mesozooplâncton. A análise espacial mostra um decréscimo nos níveis de densidade e biomassa do mesozooplâncton em direção à barragem (**Figuras 10a e 10b**). Não foi encontrado um padrão temporal de densidade ou biomassa para a comunidade. Foi observado um pico em decorrência de dois aumentos consideráveis, um no mês de outubro, devido ao aumento da densidade de *N. cearensis* e outro em seguida, no mês de novembro, em virtude

da proliferação de *D. spinulosum* (**Figuras 10c e 10d**) (ver densidades e biomassas em anexo 10).



5.3 Análise estatística

Os resultados das análises de correlação e regressão linear mostram que tanto a biomassa fitoplanctônica, medida pelas concentrações de clorofila *a*, como o biovolume das cianobactérias estiveram mais fortemente relacionados com as concentrações de nitrogênio total do que com as concentrações de fósforo total e com a razão N:P (**figuras 11a, 11b, 11c, 12a, 12b, 12c**). A transparência da água medida pela profundidade do disco de Secchi esteve negativamente relacionada com as concentrações de clorofila *a* e as concentrações de sólidos fixos e voláteis (**figuras 11d, 11e e 11f**). No entanto, a transparência da água esteve mais fortemente relacionada com a biomassa fitoplanctônica do que com as demais fontes de turbidez. Os resultados ainda mostram uma relação positiva significativa entre o biovolume de cianobactérias e a biomassa zooplanctônica representada principalmente por copépodos calanoidas do gênero *Notodiaptomus* (**figuras 12d e 12e**). Já com os cladóceros, os quais são principalmente representados pela espécie *Diaphanosoma spinulosum*, a relação não foi significativa (**figura 12f**).

Resultados de regressão múltipla, considerando o nitrogênio e o fósforo como variáveis independentes, mostraram que a biomassa algal representada pela concentração de clorofila pôde ser explicada, em parte, pelos dois nutrientes atuando sinergicamente ($R^2 = 0,5740$; $p < 0,0000$) (ver dados de regressão na **tabela 1**).

Tabela 1. Coeficientes de regressão (B), erro padrão dos coeficientes (EP), correlações parciais (CP) e níveis de probabilidade (p) da análise de regressão múltipla utilizando a clorofila *a* como variável dependente e o P e N como variáveis independentes.

N = 48	B	EP	CP	p
Intercept	1,5936	0,3746		0,00011
P	0,3652	0,0807	0,5592	0,00004
N	0,8244	0,1420	0,6542	<0,00001

Quanto à transparência da água, a análise de regressão múltipla mostrou que a atuação conjunta da clorofila, sólidos fixos e sólidos voláteis explicou 90% ($R^2 = 0,9060$; $p < 0,0000$) da turbidez da água do reservatório (ver dados de regressão na **tabela 2**).

Tabela 2. Coeficientes de regressão (B), erro padrão dos coeficientes (EP), correlações parciais (CP) e níveis de probabilidade (p) da análise de regressão múltipla utilizando a transparência da água como variável dependente e como variáveis independentes a clorofila *a*, os sólidos fixos (SF) e os sólidos voláteis (SV).

N = 43	B	EP	CP	p
Intercept	1,1787	0,1168		<0,00001
Chl a	-0,2956	0,0369	-0,7884	<0,00001
SF	-0,0988	0,0149	-0,7271	<0,00001
SV	-0,1409	0,0244	-0,6781	<0,00001

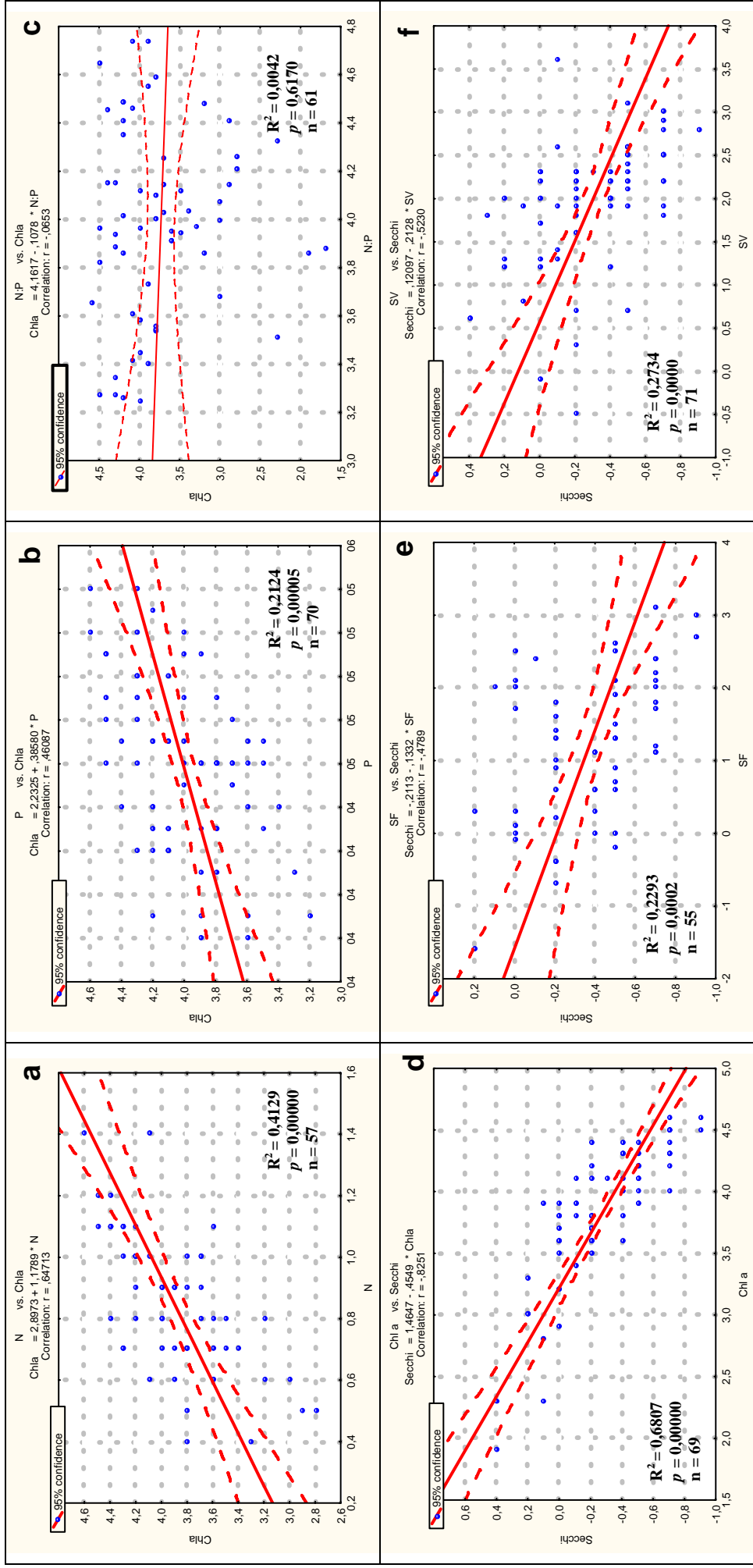


Figura 11. Regressões lineares simples entre clorofila e nutrientes: P total (a); N total (b); razão N:P (c); e entre secchi e clorofila (d), secchi e sólidos fixos (e) e secchi e sólidos voláteis (f).

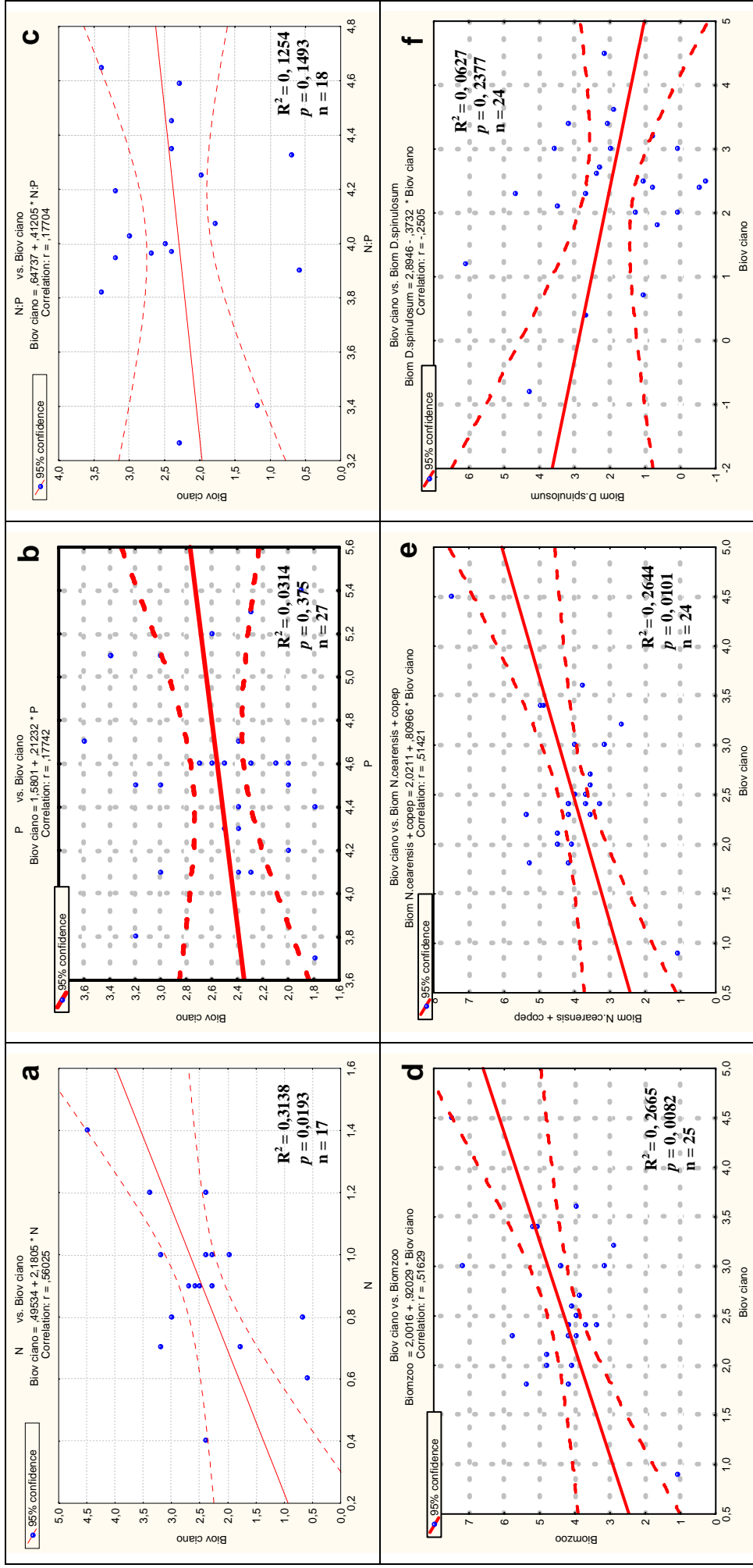


Figura 12. Regressões lineares simples entre biovolume de cianobactérias e nutrientes: N total(a); P total (b); razão N:P(c); e entre biovolume de cianobactérias e zooplâncton: zooplâncton total (d); *Notodiaptomus* + copepoditos de calanoidas (e); *Diaphanosoma* (f).

5.4 Modelo de capacidade de carga

De acordo com os resultados das análises de nutrientes, a média das concentrações de fósforo total na água no reservatório foi de 106,5 µg/L (± 32 µg/L), muito acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de Classe II. Assim, estimou-se, com base no modelo de Dillon & Rigler (1974), apresentado na seção 4.3, a carga máxima de fósforo que pode ser lançada no reservatório visando manter a concentração máxima de P total permitida pela resolução, de 30,0 µg/L.

Considerando [P] final = 0,030 mg/L, foi calculada a carga externa máxima de P (L) que pode ser lançada no reservatório. Foram utilizados como parâmetros do modelo a média das profundidades médias (z) do reservatório, 11,86m, a descarga ou fração do volume perdido à jusante (p) que em média é de 0,22 por ano (ver dados na **tabela 3**), e o coeficiente de retenção do fósforo (R), que em reservatórios com tempo de residência acima de 100 dias é cerca de 0,80 (Straskraba, 1996). Substituindo os valores na equação do modelo, $[P] = L(1-R) / zp$, encontrou-se a carga de fósforo total $L = 0,3914 \text{ g/m}^2/\text{ano}$. Multiplicando este valor pela área média do reservatório, 161.572.017,78 m², temos que a carga máxima de P permissível é de 63,2 toneladas P/ano.

Foi calculada a carga de fósforo que entra no reservatório ARG anualmente proveniente da Paraíba, utilizando-se as vazões médias mensais (**figura 13**), registradas no posto fluviométrico da ANA, em Jardim de Piranhas, localizado na divisa do Rio Grande do Norte com a Paraíba. Para cada mês, a respectiva vazão foi multiplicada pela média mensal das concentrações de fósforo dos pontos 1 e 2, a montante do reservatório (**tabela 4**). A média anual revelou uma entrada de 324 toneladas de P/ano no reservatório. No entanto, esta carga ainda pode estar subestimada, pois, por falta de dados, não foram consideradas outras fontes de contribuição dos tributários do Rio Piranhas entre o posto de Jardim de Piranhas e o reservatório ARG.

Tabela 3. Valores médios, mínimos e máximos e desvios-padrão de algumas variáveis morfométricas e hidrológicas do reservatório Eng. Armando Ribeiro Gonçalves (1985 – 2007). Vaz. Lib. = vazão liberada. Z = profundidade em metros. p* = fração do volume perdido à jusante (vazão liberada (m³/ano)/ volume).

	Cota (m)	Area (m ²)	Volume (m ³)	Vaz. Lib. (m ³ /s)	Vaz. Lib. (m ³ /ano)	p*	Z (m)
Média	52,03	161.572.017,78	1.933.649.902,86	13,72	432.803.298,5	0,22	11,86
Mínimo	45,25	101.367.206,26	1.022.313.000,00	12,0	378.432.000	0,14	10,02
Máximo	55,0	235.823.267,00	3.149.551.724,14	14,3	450.964.800	0,37	13,43
DP	2,68	27.324.211,45	420.695.672,4	0,34	10.681.763,52	0,04	0,71

Fonte: Serhid (adaptado).

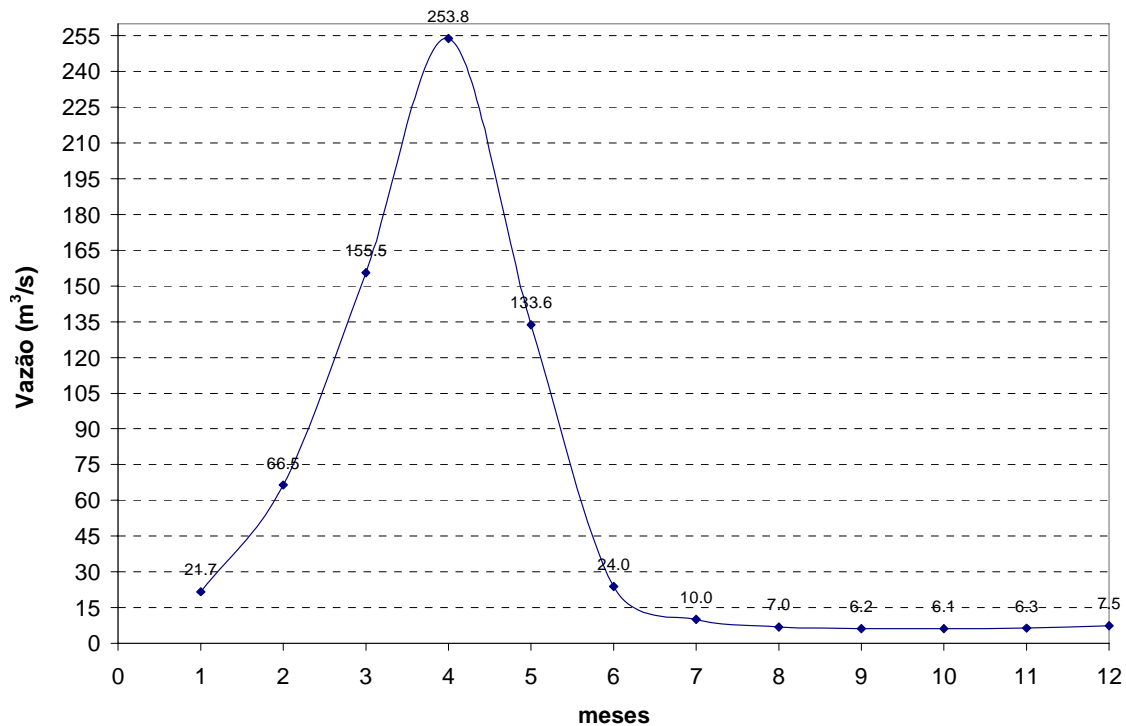


Figura 13. Hidrograma das vazões médias mensais na seção do Posto Jardim de Piranhas. Fonte: Moura, E. M. (2007).

Tabela 4. Médias mensais das concentrações de P dos pontos 1 e 2, vazões mensais e cargas de P mensais.

	jul/06	ago/06	set/06	out/06	nov/06	dez/06	jan/07	mar/07	abr/07	mai/07	jun/07
média P mg/m ³	91,1	61,8	170,5	219,7	234,7	99,7	97,7	201,3	216,3	124,7	86,3
Vazão mensal m ³ /s	10,0	7,0	6,2	6,1	6,3	7,5	21,7	155,5	253,8	133,6	24,0
Carga mg/s (P x vazão)	911,3	432,3	1057,1	1339,9	1478,4	747,8	2120,1	31307,6	54904,6	16655,2	2071,9

6. Discussão

6.1 Estado trófico e fatores limitantes do crescimento fitoplanctônico

Nossos resultados mostraram que a concentração média de fósforo total 106,5µg/L ($\pm 32 \mu\text{g/L}$) excedeu não apenas a concentração crítica de 30 µg/l definida pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de Classe II, mas também a concentração de 25 µg/l, geralmente usada para definir as condições eutróficas de lagos de regiões temperadas (Vollenweider 1968) e ainda o valor sugerido por Thornton (1987b) e Thornton & Rast

(1993), de 50-60µg/l, como um limite mais apropriado que caracterizasse as condições eutróficas de açudes em zonas semi-áridas. Segundo Rast *et al.* (1989), tais zonas poderiam tolerar concentrações mais altas de nutrientes antes de assumir as características comuns de eutrofização.

De acordo com esses estudos, nossos resultados de fósforo mostraram um elevado grau de eutrofização no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves e estudos anteriores realizados no mesmo reservatório já haviam constatado o estado eutrofizado deste ambiente (Costa 2003; Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2006), o qual apresentava os tradicionais sintomas de eutrofização, tais como: elevadas concentrações de nutrientes, alta turbidez da água, aumento da biomassa algal e ocorrência freqüente de florações de cianobactérias.

A diminuição gradativa das concentrações de fósforo em direção à barragem (de 152,3 para 80,5 µg/l) poderia ser explicada pela sedimentação desse nutriente ao longo do reservatório. Apesar de ser um ambiente exposto à ação dos ventos, com ocorrência de desestratificações contínuas (Costa 2003), o que poderia contribuir para promover a circulação da água e uma possível resuspensão dos nutrientes juntamente com o sedimento (Esteves 1988), o ambiente torna-se relativamente profundo em direção à barragem, variando de 20 a 27m do ponto 5 ao 10, o que pode dificultar a mistura em toda a coluna d'água. Além disso, estudos anteriores mostram que algumas condições encontradas no reservatório corroboram para a hipótese de sedimentação do fósforo, como elevadas concentrações de ferro (Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2006) e condição oxidada, com oxigênio dissolvido variando de 5,8 a 8,2mg/L (Costa 2003), condição essa que favorece a precipitação do ferro, o qual adsorve o fosfato em sua superfície precipitando-o no sedimento (Esteves 1988).

Apesar de muitos estudos mostrarem uma relação clara entre aumentos de concentração de fósforo seguido de aumento de produção algal (Vollenweider & Kerekes 1982; Starling *et al.* 2002; Barnett & Beisner 2007), nossos resultados mostraram uma fraca relação entre fósforo e biomassa algal e praticamente nenhuma relação entre biovolume de cianobactérias e fósforo. Alguns fatores poderiam explicar tal resultado aparentemente contraditório.

Smith (1998) sugere que uma concentração de fósforo total da água $> 100\text{mg m}^{-3}$, como é o caso do reservatório ARG, tende a desacelerar a produção algal. Segundo este autor, este platô poderia ser reflexo de uma limitação potencial por luz em níveis muito altos de biomassa algal.

Por outro lado, o nitrogênio parece ter tido uma influência mais forte que o fósforo para a determinação da biomassa algal, e tal resultado pôde ser constatado tanto com a

clorofila quanto com o biovolume de cianobactérias, o que poderia sugerir uma possível limitação por nitrogênio.

O nitrogênio tem sido apontado como um importante nutriente limitante ao crescimento de algas planctônicas em ecossistemas lacustres tropicais (Lewis 2000; Trevisan & Forsberg 2007) por haver uma maior perda interna de nitrogênio em temperaturas mais elevadas. Thornton & Rast (1993) também encontraram limitação por nitrogênio em lagos de zonas semi-áridas. Segundo Huszar *et al.* (2006), uma possível limitação por nitrogênio sugere que sistemas tropicais tenham uma relação mais fraca entre fósforo total e clorofila que sistemas temperados e uma relação mais forte entre clorofila e nitrogênio total, relações semelhantes às observadas em nossos resultados.

No entanto, essa aparente limitação por nitrogênio deixa de ser evidenciada nos resultados da análise de regressão múltipla, que considera ambos os nutrientes importantes limitantes da biomassa algal. De fato, Elser *et al.* (2007) mostraram claramente em experimentos com enriquecimento de nutrientes que tanto a adição de N como de P aumentaram a produção autotrófica, mas que o aumento simultâneo de ambos os nutrientes elevou muito mais os níveis de produção.

Uma possível limitação por nitrogênio também não condiz com os resultados de razão N:P encontrados em nossas análises. De acordo com Redfield (1958), as algas, sob boas condições de crescimento, possuem razões atômicas relativamente definidas em sua composição em cerca de 15 a 16:1 e Sakamoto (1966) sugeriu que a produção de fitoplâncton seria dependente dessa razão. Assim, se a razão N:P de sistemas naturais fosse maior que a de Redfield, o crescimento ou a biomassa algal seria limitada por fósforo. Quando a razão fosse menor, o N seria limitante. Nossos resultados mostraram que o valor anual médio da razão atômica N:P foi de 53,52 ($\pm 17,80$), esta variando de 32,7 a 70,5 no sentido longitudinal do reservatório. Desta forma, segundo Redfield (1958) e Sakamoto (1966), o fósforo deveria ser considerado nutriente limitante no reservatório em estudo.

Estudos mostram que as cianobactérias tendem a dominar sob baixas razões N:P, em torno de 15:1 (Schindler 1977; Tilman *et al.* 1986; Ulrich Sommer 1999; Havens *et al.* 2003). Segundo tais estudos não poderia haver dominância por cianobactérias sob razões tão elevadas quanto as que foram encontradas em nossos resultados. Em condições de baixa razão N:P, a dominância por cianobactérias ocorre pela capacidade que muitas espécies possuem de fixar nitrogênio atmosférico, através dos heterócitos, quando as concentrações de nitrato e amônia se tornam baixas. No entanto as cianobactérias também possuem vários outros mecanismos de adaptação para sobrevivência, os quais lhes conferem vantagens

competitivas, tornando-as dominantes e persistentes em corpos d'água de diferentes estados tróficos. Dentre essas adaptações está a habilidade de armazenar fósforo (polifosfatos), tornando-as capazes de se reproduzir por quatro gerações quando o fósforo torna-se limitante. Além disso, as cianobactérias possuem capacidade de manterem-se por longos períodos no escuro, sob condições anaeróbicas, e ainda assim mantendo sua capacidade fotossintética; produzem esporos de resistência (acinetos), que permitem sua sobrevivência em condições adversas; formam aerótopos (pseudo-vacúolos ou vesículas de gás), que possibilitam sua flutuação na coluna d'água, otimizando as condições de luz e nutrientes necessários para o seu crescimento (Wolk 1965, 1973).

Segundo Schindler (1977), a razão N:P têm influência sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica de um ambiente, sendo dominada por cianobactérias sob condições de baixa razão N:P. Sua hipótese da razão N:P foi testada primeiramente por Smith (1983), que concluiu que cianobactérias tendiam a dominar em lagos com TN:TP menor que 29:1. Mais tarde, Smith (1985) concluiu que uma razão de 22:1 seria o limite mais adequado para separar lagos com dominância por cianobactérias fixadoras de nitrogênio de lagos com baixa ocorrência dessas algas (Smith 1985; Smith *et al.* 1995). Trabalhos de revisão reúnem numerosos autores que apóiam a hipótese de Schindler (Smith & Bennett 1999, Bulgakov & Levich 1999).

Entretanto, as razões de Redfield são aproximações e não devem ser necessariamente aplicadas universalmente (Correll 1998). Por outro lado, devido às elevadas concentrações de nutrientes na água, é possível que nenhum deles, nitrogênio ou fósforo, tenha sido limitante durante o período estudado. De acordo com Reynolds (1999) Quando o suprimento de cada recurso excede a demanda, a razão torna-se irrelevante para a seleção de espécies. Todas as espécies irão se desenvolver se o ambiente estiver favorável às suas adaptações de resposta à variabilidade do habitat quanto à composição de nutrientes, temperatura, turbidez, entre outras variáveis.

Reynolds (1999) questiona como a razão N:P poderia influenciar o crescimento algal quando nenhum dos elementos for limitante. Ou seja, quando as concentrações dos nutrientes forem altas o suficiente para saturar as taxas de crescimento sem que os mesmos tenham se tornado limitantes. A competição por nutrientes ocorre, por definição, sempre que o consumo de nutrientes pelos organismos leva a taxas reprodutivas limitadas por nutrientes, de forma que não existe competição por nutrientes sem limitação pelos mesmos (Sommer 1999). Smith & Bennett (1999) abordam vários trabalhos cujos resultados não são consistentes com a hipótese da razão N:P. Nossos resultados mostram dominância por cianobactérias sob altas

razões N:P, o que sugere que outros fatores tenham favorecido sua dominância em relação a outros grupos de algas, e não a limitação por nitrogênio.

Estudos realizados por Costa (1996, 1999) e Costa *et al.* (1998, 2001a), constataram uma freqüente, contínua e crescente dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. Resultados semelhantes foram encontrados por Bouvy *et al.* (2000) em reservatórios do nordeste brasileiro. Estes autores estudaram 39 reservatórios da região nordeste do Brasil e encontraram dominância por cianobactérias representando cerca de 63,5% em termos de abundância e biomassa. A cianobactéria *Cylindrospermopsis* representou 42,6% da densidade algal total. Dos 39 reservatórios estudados, o gênero *Cylindrospermopsis* representou mais de 50% da densidade algal em 17 deles e mais de 90% em 6 reservatórios. A razão N:P encontrada por Bouvy *et al.* (2000) foi em média de 104,7:1, bem acima de 29:1 estipulado por Smith (1983) ou de 22:1 por Smith *et al.* (1995) como limite acima do qual os lagos teriam baixa ocorrência de cianobactérias fixadoras de nitrogênio.

Embora possa fixar nitrogênio, o gênero *Cylindrospermopsis* geralmente não produz heterócitos e possui adaptações que permitem seu crescimento sob pouca luz (St. Amand 2002; Havens *et al.* 2003). Sua dominância no reservatório em estudo, portanto, não estaria relacionada à limitação por nitrogênio, como os resultados mostram, até porque as concentrações de nitrogênio permanecem praticamente constantes ao longo de todo o reservatório.

Realizando experimentos em mesocosmos, Levine & Schindler (1999) encontraram que a biomassa de cianobactérias não-heterocitadas foi positivamente correlacionada com a razão TN:TP, e sugeriram que outros fatores além da razão N:P afetam o crescimento de cianobactérias, tais como alta temperatura (>21°C) e baixa disponibilidade de luz. Devido à elevada temperatura característica do semi-árido brasileiro, as cianobactérias encontram freqüentemente temperatura ótima para o seu crescimento em reservatórios dessa região (Costa 2003).

Nossos resultados mostraram elevada turbidez na água do reservatório, durante todo o período de estudo, com valores da transparência variando de 0,7 a 1m, em média, no sentido montante-jusante. Os reservatórios estudados por Bouvy *et al.* (2000) no nordeste do Brasil também eram muito túrbidos, com profundidade de Secchi sempre menor que 1m.

Segundo Thornton & Rast (1989), a transparência da água em lagos de regiões semi-áridas deveria ser menor quando comparada a de outras regiões, pois no semi-árido ocorre maior concentração de sedimentos em suspensão. Isso ocorre porque as áreas de drenagem de

regiões semi-áridas compreendem solos pobres em matéria orgânica, extremamente susceptíveis à erosão (Lal 1985), promovendo grandes cargas de material em suspensão carregados pelos rios e a ocorrência de corpos d'água túrbidos (Davies & Walmsley 1985). Apesar da grande disponibilidade de nutrientes, a presença de material suspenso restringe a profundidade de penetração da luz e assim a percentagem da coluna d'água que permite o crescimento algal.

No presente estudo, a presença de sólidos suspensos pode ter influenciado no desenvolvimento do fitoplâncton. Segundo Jones & Knowlton (1993), a presença de sólidos fixos pode reduzir fortemente a quantidade de biomassa algal produzida a uma dada concentração de fósforo devido aos efeitos na limitação por luz na coluna d'água. No entanto, embora nossa análise de regressão múltipla tenha revelado que cerca de 91% da turbidez da água do reservatório seja explicada pela atuação conjunta de biomassa algal e sólidos suspensos, a influência apenas dos sólidos fixos ou voláteis foi muito baixa na determinação da transparência da água, sendo a biomassa algal a principal determinante da turbidez. Portanto, a ocorrência de elevada turbidez em lagos do semi-árido pode não ser consequência apenas dos sedimentos suspensos, mas da própria produção fitoplanctônica gerada nesses ambientes, o que promove o auto-sombreamento. De fato, as cianobactérias fixadoras de nitrogênio necessitam de elevada energia/irradiância para realizar essa atividade e precisam manter suas populações próximas à superfície da água, o que causa sombreamento, principalmente quando suas densidades se tornam muito elevadas (Havens *et al.* 2003).

O decréscimo nos níveis de densidade e biomassa do mesozooplâncton em direção à barragem pode ter ocorrido em virtude do aumento da dominância de cianobactérias impalatáveis no reservatório. Algumas espécies são impalatáveis para muitos organismos zooplânctônicos devido ao grande tamanho da colônia que formam, seus efeitos tóxicos e baixo valor nutricional (Boon *et al.* 1994). Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2006) já haviam observado a dominância por tais cianobactérias no fitoplâncton e os mesmos autores revelaram ainda que o zooplâncton do reservatório em estudo é dominado principalmente por rotíferos, em termos de densidade, os quais se alimentam filtrando partículas suspensas na água e são ineficientes na captura das cianobactérias, o que torna as condições ainda mais propícias para o crescimento desses organismos fitoplanctônicos.

Por outro lado, o zooplâncton pode ter sido influenciado pela diminuição do fitoplâncton, por consequência de uma provável limitação por luz, o que teria causado uma redução na sua densidade e biomassa pela diminuição de recursos. Embora algumas cianobactérias sejam impalatáveis para o zooplâncton como foi observado anteriormente,

todos os grupos de zooplâncton podem cortar filamentos de *Cylindrospermopsis*, apesar de sua toxicidade e apenas os copépodos podem ingerir suas pequenas partes (Bouvy & Molica 1999).

Outra explicação para a diminuição da densidade e biomassa do zooplâncton em direção à barragem pode ser devido à morfometria do reservatório. De acordo com Marzolf (1990), o gradiente longitudinal nos reservatórios apresenta uma ordem de recursos particulados, a qual é responsável, em grande parte e na maior parte do tempo, pela variação na densidade populacional e composição de espécies do zooplâncton. De acordo com o mesmo autor, a densidade de zooplâncton é máxima na região de transição ao longo do eixo longitudinal dos reservatórios. Bonecker *et al.* (2007), estudando a análise espacial do zooplâncton em reservatórios tropicais também encontraram uma maior biomassa de zooplâncton na região transicional.

Nossos resultados de densidade e biomassa do zooplâncton total mostram que as maiores concentrações foram observadas na região fluvial com decréscimo ao longo do reservatório até a barragem. No entanto, houve um pico de *Diaphanosoma. spinulosum*, tanto em densidade quanto em biomassa, no ponto 3 da região de transição. Esse aumento dos cladóceros poderia ser explicado por um decréscimo observado nas densidades de fitoplâncton total, principalmente das cianobactérias. Estudos têm encontrado que a alimentação e o crescimento de grandes cladóceros podem ser inibidos quando as cianobactérias prevalecem (Lampert 1981, Elser & Goldman 1990, Gliwicz 1990).

Segundo Sampaio *et al.* (2002), filamentos e colônias de cianobactérias reduzem a eficiência alimentar de grandes cladóceros por causarem obstrução do aparato de filtração desse grupo de zooplâncton. Apesar disso, nossos resultados mostraram que no mês de novembro nos pontos 7 e 10 houve dominância, em termos de densidade, por cladóceros (*D. spinulosum*) na comunidade zooplanctônica simultaneamente com a dominância por *Cylindrospermopsis* na comunidade fitoplanctônica. Por outro lado, também foi observada codominância do zooplâncton pelo calanóide *N. cearensis* nesses pontos.

Dentre as poucas espécies representantes do mesozooplâncton do reservatório, o calanóide *N. cearensis* dominou em praticamente todo o período de seca em todo o reservatório. Nesse período, o fitoplâncton foi dominado por 6 espécies diferentes. No período chuvoso, o *N. cearensis* não dominou no ponto 1, sendo substituído por ostracodas, *D. spinulosum* e copepoditos. A cianobactéria *Cylindrospermopsis* também não dominou em biovolume no ponto 1 no período chuvoso, dando lugar à *Navicula* sp., *Planktothrix*

planktonica e *Gloeocapsa* sp, mas voltou a ser dominante nos pontos 7 e 10, onde houve dominância por *N. cearensis* e também por ostracodas.

Nossos resultados mostram que em geral, a estrutura da comunidade zooplanctônica parece ser influenciada mais pela variação espacial das cianobactérias do que o contrário, o que foi também observado por Barnett & Beisner (2007). Estes autores sugerem que uma elevada concentração de fósforo e dominância por cianobactérias contribuem para um declínio da diversidade funcional do zooplâncton e afirmam que o conhecimento de tais variáveis ajudaria a compreender como a estrutura e a função das comunidades de herbívoros responderia às mudanças ambientais induzidas antropogenicamente (ex. mudança climática, eutrofização), as quais poderiam alterar a distribuição e tipo de recursos alimentares fitoplanctônicos nos lagos.

6.2 Modelo de capacidade de carga

Com base nos resultados de concentração média de P registrada no presente estudo, na carga máxima permitida e na carga de P que entra anualmente, poderia ser considerada inviável a implantação de qualquer atividade que acarretasse num incremento de nutrientes na água, o que agravaria o processo de eutrofização. No entanto, deve ser considerado que a piscicultura intensiva em tanques-rede é um uso legítimo das águas do açude e é uma atividade que poderá trazer benefícios sócio-econômicos para a região. Assim, considerando que a ANA (Agência Nacional de Águas) concede a outorga para empreendimento de piscicultura utilizando um critério de variação das concentrações de P na água de 5µg/L (Renata Vasconcellos, Divisão de Outorgas da ANA, comunicação pessoal), foi calculada a quantidade de peixes que poderia ser produzida no reservatório, assumindo que um aumento na concentração média anual de fósforo total de 5 µg/l, oriundo da piscicultura, não trará maiores agravos à qualidade do ambiente.

Considerando $\Delta P = 5 \mu\text{g P l}^{-1}$, foi calculada a carga externa de P proveniente da piscicultura (L), através do modelo de Dillon & Rigler, utilizando os mesmos valores de z , p , e R apresentados na seção 5.4. Aplicando-se esses valores na fórmula $L = \Delta[P] zp / (1 - R)$, sendo L expresso em $\text{g/m}^2/\text{ano}$, e multiplicando o valor de L pela área média do reservatório, $161.572.017,78 \text{ m}^2$, temos que a carga máxima de P permissível oriunda da atividade de piscicultura é de $10\,539 \text{ kg ano}^{-1}$.

Com base nesta carga máxima de P, estimou-se a quantidade de peixes que poderia ser produzida no reservatório sem elevar a concentração média anual de P total além de 5 µg

PI⁻¹. Esta quantidade de peixes dependerá da quantidade de P presente na ração utilizada, assim como no organismo da espécie a ser cultivada, e depende ainda da taxa de conversão alimentar da espécie e do tipo de manejo do cultivo.

Segundo Dantas & Attayde (2007), em média, 0,9% do peso úmido da tilápia é constituído por fósforo. Assim, uma tonelada de tilápias possui aproximadamente 9,0 kg de P. Utilizando-se uma ração com um conteúdo de fósforo de 1% , que é a porcentagem geralmente encontrada nas rações comerciais utilizadas nos cultivos, e assumindo a taxa de conversão alimentar de 1,5:1,0, a produção de uma tonelada de tilápias consumiria uma tonelada e meia de ração, que corresponde a uma entrada de 15kg de P no sistema de cultivo. Como 9kg dos 15 kg entram na constituição dos peixes, restam 6 kg no ambiente. Sendo a carga máxima permitida de P liberado no ambiente em decorrência da piscicultura de 10 539 kg ano⁻¹, dividindo-se este valor por 6kg, obtém-se quantas toneladas de tilápias podem ser produzidas, ou seja, 1 756,6 toneladas /ano. Um estudo preliminar realizado no mesmo reservatório por Araújo (2006) revelou uma produção máxima de 2.095,86 ton de peixes /ano para um incremento de 5 µg/l nas concentrações de P.

Com um possível estabelecimento de um programa de redução das concentrações de fósforo do reservatório para níveis inferiores ou iguais a 30,0 µg/L (Resolução CONAMA 357/05 para águas doces de Classe II), os sintomas da eutrofização do reservatório tenderão a diminuir. Conseqüentemente ocorrerá uma melhora da qualidade da água do reservatório, possibilitando aumentar a produção de pescado. No, entanto, em se tratando de um ambiente onde já foi observada a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, sugere-se a realização de testes de toxicidade nos peixes produzidos, antes que os mesmos sejam destinados ao consumo.

O processo de eutrofização é reversível através de manejos que visam reduzir as cargas de fósforo e nitrogênio nas águas superficiais (Sas 1989). Segundo este autor, muitos reservatórios têm apresentado melhora na qualidade da água através da redução da entrada de P, que é a principal forma usada para o controle da eutrofização (Carpenter *et al.* 1999). Como as cargas de fósforo que entram no reservatório ARG são provenientes de fontes pontuais e difusas, além de uma redução da entrada das cargas oriundas das atividades do entorno da bacia hidrográfica, deve ser realizada um monitoramento anual das concentrações de nutrientes até que se verifique a redução da eutrofização do reservatório. Para isso torna-se necessário a aplicação conjunta de vários métodos de recuperação da qualidade da água.

Guerrant *et al.* (1996) sintetizaram as principais soluções para a recuperação de corpos d'água, algumas das quais sugerimos para a recuperação da qualidade da água do

reservatório Armando Ribeiro Gonçalves: proteção das bacia hidrográfica (com reflorestamento da mata ciliar, para aumentar a capacidade de retenção dos sedimentos e nutrientes), tratamento de esgotos e de águas residuárias industriais, tratamento e disposição dos resíduos sólidos (lixo doméstico, industrial), e controle da poluição difusa (através do gerenciamento e adequação da aplicação de fertilizantes, pesticidas e herbicidas na bacia hidrográfica, a fim de diminuir fontes não pontuais de nutrientes e poluentes).

Embora uma redução da carga externa de nutrientes possa levar a uma diminuição da concentração do fósforo dentro do lago, deve-se levar em consideração que uma redução na entrada de P irá causar aumento da liberação do P do sedimento, principalmente sob condições de hipoxia (Sóndergaard *et al.* 2002). Além disso, a concentração de nutrientes na água é influenciada pela ciclagem de nutrientes realizada por zooplâncton e peixes através da excreção (Vanni 2002, Attayde & Hansson 1999) e é influenciada também pela liberação de nutrientes através do revolvimento do sedimento por certos peixes ou pela ressuspensão do sedimento devido à turbulência da água. Portanto, inicialmente, uma redução das cargas externas de nutrientes poderá não ser evidente e as concentrações atuais poderão permanecer inalteradas durante algum tempo até que o estoque de fósforo seja gradualmente diminuído.

7. Conclusões

Embora a biomassa algal tenha respondido melhor às concentrações de N em relação ao P e o fitoplâncton do reservatório ter sido dominado por cianobactérias, o que indicaria limitação por nitrogênio, as elevadas razões N:P encontradas indicam limitação por fósforo.

Por outro lado, a baixa transparência da água, a forte relação entre biomassa algal e turbidez, e as elevadas concentrações encontradas para ambos os nutrientes são fatores que parecem sugerir que uma limitação por disponibilidade de luz seria mais coerente do que uma limitação pela disponibilidade de nutrientes no reservatório em estudo.

A variação espacial das cianobactérias parece influenciar a estrutura da comunidade zooplanctônica ao longo do reservatório. Estudos posteriores poderão mostrar se os efeitos gerados pela eutrofização também atingem a estrutura da comunidade de outros níveis tróficos da rede alimentar do reservatório.

Os resultados de capacidade de carga mostram uma necessidade urgente de projetos de manejo e recuperação da qualidade da água do reservatório, com redução das entradas de fósforo, visando diminuir as concentrações atuais deste nutriente, possibilitando um melhor aproveitamento do uso da água deste ambiente, através da implantação da piscicultura intensiva, de forma sustentável, sem prejuízos para as demais finalidades a que se destina a água do reservatório, principalmente o abastecimento público.

8. Referências

Amorim, R. F.; Almeida, S. A. S.; Cuellar, M. Z.; Costa, A. M. B.; Gomes, C. 2007. Mapeamento de Uso e Ocupação do solo na Bacia Hidrográfica Piranhas/Açu, utilizando imagens CBERS e técnicas de classificação supervisionada. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 Abril 2007, INPE, p. 3709-3716.

ANA - Agência Nacional de Águas. Resolução 687 de Dezembro de 2004. Brasília - DF.

Anagnostidis, K. & Komárek, J., 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 80:327-472.

APHA .1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.

Araújo, F. O., 2006. Determinação da Capacidade de Suporte do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves para o cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede. Monografia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte: Natal, RN.

Attayde, J.L. & Bozelli, R. Assessing the indicator of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 1789-1797. 1998.

Attayde, J. L. & Hansson, L.-A., 1999. Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phytoplankton communities. Oecologia, 121:47-54.

Barnett, A., Beisner, B. E. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. Ecology, 88(7), pp. 1675-1686.

Bonecker *et al.* 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. Hydrobiologia 579:115-123.

Boon, P. I., Bunn, S. E., Green, J.D., & Shiel, R.J., 1994. Consumption of cyanobacteria by freshwater zooplankton: implication for the success of 'top-down' control of cyanobacteria in Australia. Australian Journal of Marine and Freshwater research, 45:875-887.

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24, 419-456.

Bourrelly, P., 1981. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 2: Les algues jaunes et brunes, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées. Paris: N. Boubée & Cie, 517 p.

_____. 1985. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 3: Les algues bleus et rouges, Les Eugléniens, Péridiens et Cryptomonadines. Paris: N. Boubée & Cie, 606 p.

Bouvy, M., Falcão D., Marinho, M., Pagano, M. & Moura, A., 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. Aquat. Microb. Ecol. 23:13-27.

Bouvy, M., Molica R. J. R., 1999. Avaliação da ingestão de *Cylindrospermopsis* pelo zooplâncton: testes em laboratório. Anais do VII Congresso Brasileiro de Ficologia, 22-26. September 1999, Poroto de Galinhas, Brazil.

Bouvy, M., Pagano, M., Troussellier, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquat. Microb. Ecol.* Vol. 25: 215-227.

Braga, C. F. C.; Diniz, L. S.; Garjulli, R., 2004. Construção do marco regulatório do Sistema Curema-Açu. In *Anais do VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, São Luís.

Bulgakov, N. G. & Levich, A.P., 1999. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Arch. Hydrobiol.* 146(1) 3-22.

Carmichael W. W., 2001. Health effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Assessment*, 7(5) : 1393-1407.

Carmichael W. W. & Falconer I. R. 1993. Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In *algal toxins in seafood and drinking water*. Ed. I.R. Falconer, pp 17-209. Academic Press, London.

Carpenter, S.R., Caraco, N.E., Correl, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. and Smith, V.H. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.

Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Cole, J.J., & Pace, M.L., 1999. Predicting responses of chlorophyll and primary production to changes in phosphorus, grazing, and dissolved organic carbon (Reply to comment by Nürnberg). *Limnol. Oceanogr.*, 44(4): 1179-1182.

Cestaro, Luis Antonio. 2006. *Ecosistemas do Rio Grande do Norte*. Apostila utilizada na disciplina Ecologia. Departamento de Geografia da UFRN. Natal,2006.

Chorus I. & Bartram J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water*. E & FN Spon, Londres, 416 p.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. *Diário Oficial da União*. 2005.

Correll D.1998. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261-6 Mr/Ap.

Costa I. A. S. 1996. Estudos das microalgas em relação a diversidade, dominância, biomassa de clorofila e produtividade primária na Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. Monografia. Especialização em Bioecologia Aquática. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

_____. 1999. *Ecologia Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN*. Dissertação. Mestrado em Bioecologia Aquática. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

_____. 2003. *Dinâmica de populações de cianobactérias em um reservatório eutrofizado do semi-árido nordestino brasileiro*. Tese de doutorado. UFSCAR, São Carlos.

Costa, I. A. S., Chellappa, N. T., Araújo, M. F. F., 1998. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. *Acta Limnológica Brasiliensis* 10(1): 67-80.

Costa, I. A. S., Araújo, M. F. F. Chellappa, N. T., 2001a. Algas como bioindicadoras do nível trófico da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. VII Congresso Brasileiro de Limnologia, 02-06 de setembro de 2001, João Pessoa/PB. P. 22.

- Dantas, M. C. & Attayde, J. L., 2007. Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 70:100-108.
- Davies, B. R. & Walmsley, R. D., 1985. Perspectives in Southern Hemisphere Limnology. *Developments in Hydrobiol.* 28.
- Dillon, P. J. and Rigler, F.H. A Test of a Simple Nutrient Budget Model Predicting the Phosphorus Concentration in Lake Water. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31: 1771-1778. 1974.
- DNOCS- Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. Recursos Hídricos: Ficha Técnica da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves. Disponível em www.dnocs.gov.br. Acesso em 2007.
- Dumont, H. J.; Van de Velde, I; Dumont, S. 1975. The Dry Weight Estimate of Biomass in a Selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters. *Oecologia (Berl.)* 19, 75-97.
- Elser *et al.* 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, (2007) 10: 1135-1142.
- Elser J. J. Marzolf, E.R. & Goldman C. R. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:1468-1477.
- Elser, J. J. & Goldman, C. R., 1990. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnology and Oceanography* 36:64-90.
- EMPARN- Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte. Serviço de Monitoramento Meteorológico. Disponível em www.emparn.rn.gov.br. Acesso em 2007.
- Eskinazi-Sant'Anna *et al.*, 2006. Águas potiguares: oásis ameaçados. *Ciência Hoje*. Vol.39(233): 68-71.
- Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2007. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecol. Bras.* 11(3):410-421.
- Esteves, F.A. Fundamentos de Limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. p 602.
- Fonseca, F. (Org.), 2001. Olhares sobre o Lago Paranoá. 1 ed. Brasília-DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.
- Gliwicz, Z. M., 1990. Why do cladocerans fail to control phytoplankton blooms. *Hydrobiologia* 200/201:83-97.
- Gruben, A. & Lopes, P. D., 2002. Projeto Marca d'água: Relatórios preliminares 2001. A bacia do Rio Piranhas-Açu, Rio Grande do Norte, 2001. Núcleo de Pesquisa em Políticas Públicas, Brasília-DF.
- Guerrant, R. L., Souza, M. A., Nations, M. K., 1996. At the edge of development: health crisis in a transicional society. Carolina Academic Press, 449 p. Apud: Tundisi, J. G. Água no século XXI: Enfrentando a Escassez. São Carlos: Rima, IIE, 2003.
- Havens, K. E., James, R. T., East, T. L. & Smith, V. H., 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environment Pollution* 122(2003) 379-390.

Hillebrand *et al.*, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35, 403-424.

Huszar, V. L. M., Caraco, N. F., Roland, F. Cole, J. 2006. Nutrient-Chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*, v. 79, n. 1/2, p. 239-250.

Jespersen, A.M. and Christoffersen, K. (1988). Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. Hydrobiol.* 109: 445-454.

Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4- Nostocales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 82:247-345.

_____. 1998. Cyanoprokaryota, I. Teil Chroococcales. – In: Ettl. H. et al. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/1, 548 pp., Gustav Fisher, Jena.

Kotak, B.G., Kenefick S.L., Fritz, D.L., Rousseaux, Prepas, E.E., & Hrudey., 1993. Occurrence and toxicological evaluation of Cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Water Research* 27:495-506.

Lal, R., 1985. Soil erosion and sediment transport research in tropical Africa. *Hydrol. Sci. J.* 30:239-256.

Lampert, W., 1981. Inhibitory and toxic effect of cyanobacteria algae on *Daphnia*. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 66:285-298.

Levine, S. N. & Schindler, D. W., 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:451-466.

Lewis, W. M. Jr., 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: Schiemer F. and Boland K. T. (eds.), *Perspectives in Tropical Limnology*, SPB Academic Publ., Amsterdam., pp. 43-64.

Lewis, W. M. Jr., 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 5: 35-48.

Lu, K., Jin, C., Dong, S., Gu, B., & Bowen, S., 2006. Feeding and control of blue-green algal blooms by tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Hydrobiologia* 568:111-120.

Lund, J. W.G., Kipling, C. & LeCren, E. D., 1958. The inverted microscope method for estimating algal numbers and the statistical basis for estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11:393-424.

Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, Spain.

Marzolf, G.R., 1990. Reservoirs as Environments for Zooplankton. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F.E (eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley InterScience, New York, 195-208.

Ministério da Integração Nacional. Projeto São Francisco. www.integração.gov.br. Acesso em 2007.

Ministério da Saúde. Portaria nº518 de 25 de março de 2004.

- Moura, E. M., 2007. Avaliação da Disponibilidade Hídrica e da Demanda Hídrica no Trecho do rio Piranhas-Açu entre os Açudes Coremas-Mãe d'água e Armando Ribeiro Gonçalves. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- Müller, R. & Wiedemann, O., 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. Von Wasser 22, 247p.
- Panosso *et al.* 2007. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Oecol. Bras. 11(3):433-449.
- Pinto-Coelho, R.M. 1991. Zooplankton grazing in Lake Constance: in situ measurements of temporal variations, relative contributions of size fractions and major herbivores, regulatory factors of specific filtering rates and potencial impact as loss factor for phytoplankton. 200f. Thesis (PhD). University Konstanz.
- Pinto-Coelho. R. M., 2004. Métodos de Coleta, Preservação, Contagem e Determinação de Biomassa em Zooplâncton de Águas Epicontinentais: in: Bicudo, C.E.M & Bicudo D. C. (Org.), Amostragem em Limnologia. Rima: São Carlos-SP.
- Redfield A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. Amer. Sci. 46:205-221.
- Reynolds, C. S. 1999. Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. Arch. Hydrobiol. 146 (1) 23-35.
- Round, F. E., 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. British phycological journal 6(2):235-264.
- Saint-Jean, L. and Bonou, C.A. 1994. Growth, production and demography of *Moina micrura* in brackish tropical fishponds (Layo, Ivory Coast) In: Dumont, A., Green, H.J. & Masundire, J. (Eds.). Studies on the ecology of tropical zooplankton. Hydrobiologia, v.272, p.125-146.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62: 1-28.
- Salas, H.J. & Martino, P., 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm tropical lakes. Water Res. 25:341-350.
- Sampaio, E. V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J.G., 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoirs of the Paranapanema river. Brazilian Journal of Biology, 62:525-545.
- Sas, H. (ed.), 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. St. Augustin: Academia-Verl. Richarz, 1989.
- Schindler, D., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science. 196:260-262.
- SERHID— Secretaria de Recursos Hídricos do RN, 2005. Sustentabilidade Hídrica para a Implantação da Barragem de Oiticica, município de Jucurutu, RN. Relatório final de consolidação. Acquatool Consultoria S/S Ltda.
- SERHID - Secretaria de Recursos Hídricos do RN. www.serhid.rn.gov.br. Acesso em 2006.

- Simonsen, R., 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*, 2:9-71.
- Smith, V. H. & Bennett, S. J., 1999. Nitrogen:phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiol.* 146(1) 37-53.
- Smith, V. H. 1979. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 24(6) 1051-1064.
- Smith, V. H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221:669-671.
- Smith, V. H., Bierman, V. J., Jones, B. L., Havens, K. E., 1995. Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem IV. Nitrogen: phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potencial. *Archiv für Hydrobiologie, Monographische Beiträge* 107:71-88.
- Smith, V. H., 1985. Predictive models for the biomass of blue-green algae in lakes. *Water Resources Bulletin*. 21:433-439.
- Smith, V.H., 1998. Cultural eutrophication of inland, estuarine and coastal waters. In: Pace, M.L. and Groffman, P.M. (eds.). *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Springer, New York, pp. 7-49.
- Sommer, U., 1999. A comment on the proper use of nutrient ratios in microalgal ecology. *Arch. Hydrobiol.* 146(1) 55-64.
- Sóndergaard, M., Jensen, J.P., Jørgensen, E., & Møller, P. H., 2002. Seasonal dynamics in the concentrations and retention of phosphorus in shallow Danish Lakes after reduced loading. *Aquatic ecosystem Health & Management* 5: 19-23.
- Sousa *et al.* 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*. (no prelo)
- St. Amand, A., 2002. *Cylindrospermopsis*: an invasive toxic alga. *Lakeline* 22:36-38.
- Starling *et al.* 2003. Monitoramento da pesca ecológica da tilápia como estratégia de manejo para a preservação da qualidade da água de represa urbana de usos múltiplos (Lago Paranoá, Brasília-DF). 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, Santa Catarina.
- Starling, F. & Leão, A. R. 2003. Aquicultura ecológica de peixes filtradores em tanques-rede como ecotecnologia para restauração da qualidade da água em reservatórios tropicais eutrofizados. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, Santa Catarina.
- Starling, F., Lazzaro, X., Cavalcanti, C. and Moreira, R, 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology* 47: 2443-2452.
- Straskraba, M., 1996. Lake and reservoir management. *Vehr. Internat. Verein.Limnol.* 26:193-209.
- Straskraba, M & Tundisi, J.G. 2000. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol 9. *Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas*. São Carlos: ILEC; IIE. 280p.
- Thornton, J.A. and Rast, W., 1989. Preliminary Observations on Nutrient Enrichment of Semi-arid, Manmade Lakes in the Northern and Southern Hemispheres. *Lake and Reservoir Management* 5(2): 59-66.

Thornton, J.A. and Rast, W., 1993. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: Straskraba M., Tundisi, J. G. & Duncan, A., (eds.). Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, 1-24.

Tilman, D., 1982. Resource Competition and Community Structure. Princeton Monographs in Population Biology 17. Princeton University Press. Apud: Havens *et al.* 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environment Pollution 122(2003) 379-390.

Tilman, D., Kiesling, R., Sterner, R., Kilham, S. S. & Johnson, F. A., 1986. Green, blue-green and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. Arch. Hydrobiol. 106: 473-485.

Trevisan, G. V., Forsberg, B. R. 2007. Relationships among nitrogen and total phosphorus, algal biomass and zooplankton density in the central Amazonia lakes. Hydrobiologia 586:357-365.

Tundisi J. G. & Matsumura-Tundisi T. 1992. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives: In: Cordeiro-Marino (Ed) Algae and Environment: a general approach. Brazilian Phycological Society, 1-33.

Tundisi, J. G., 2003. Água no século XXI: Enfrentando a Escassez. São Carlos: Rima, IIE.

Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Marine Chemistry, 10 (1981) 109-122.

Vanni, M. J., 2002. Nutrient Cycling by animals in Freshwater Ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33:341-70.

Vollenweider, R. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Tech. Rep. DA5/SU/68-27. OECD, Paris. 250 pp, 1968.

Vollenweider, R. & Kerekes, J. 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control, OECD, Paris.

Wolk, P., 1965. Control of sporulation in a blue-green alga. Devl. Biol. 12:15-25. Apud Costa I. A. S. 2003. Dinâmica de populações de cianobactérias em um reservatório eutrofizado do semi-arido nordestino brasileiro. Tese de doutorado. UFSCAR, São Carlos.

Wolk, P., 1973. Physiological chemistry of blue-green algae. Bact. Rev. 37:15-25. Apud Costa I. A. S. 2003. Dinâmica de populações de cianobactérias em um reservatório eutrofizado do semi-arido nordestino brasileiro. Tese de doutorado. UFSCAR, São Carlos.

Anexo 1

Vazões máximas disponíveis para o Sistema Curema-Açu.

TRECHO	FINALIDADE	Vazão máx. disponível m ³ /s	TRECHO	FINALIDADE	Vazão máx. disponível m ³ /s
Curema (N° 1)	Abastecimento difuso	0,010	Rio Piranhas – RN (N° 4)	Abastecimento difuso	0,115
	adutoras	0,099		adutoras	0,155
	Irrigação difusa	0,096		Irrigação difusa	1,214
	Irrigação em perímetros	1,875		Irrigação em perímetros	0,000
	Indústria	0,000		Indústria	0,005
	Piscicultura	0,013		Piscicultura	0,010
	carcinicultura	0,000		Carcinicultura	0,000
	Total trecho 1	2,093		Turismo e lazer	0,001
			Total trecho 4	1,500	
Rio Piancó (N° 2)	Abastecimento difuso	0,024	Armando Ribeiro Gonçalves (N° 5)	Abastecimento difuso	0,149
	adutoras	0,717		adutoras	0,328
	Irrigação difusa	0,900		Irrigação difusa	0,066
	Irrigação em perímetros	0,500		Irrigação em perímetros	0,920
	Indústria	0,000		Indústria	0,002
	Piscicultura	0,020		Piscicultura	0,010
	Carcinicultura	0,000		carcinicultura	0,000
	Total trecho 2	2,161		Total trecho 5	1,475
Rio Piranhas-PB (N° 3)	Abastecimento difuso	0,024	Rio Açu (N° 6)	Abastecimento difuso	0,360
	adutoras	0,254		adutoras	0,708
	Irrigação difusa	1,839		Irrigação difusa atual	2,000
	Irrigação em perímetros	0,000		Irrigação em perímetros	6,523
	Indústria	0,004		Indústria	0,250
	Piscicultura	0,025		Piscicultura	0,298
	Carcinicultura	0,000		carcinicultura	4,400
	Total trecho 3	2,146		Perenizacao Piató/Panon	1,336
		Canal do Pataxó (abastecimento)		0,050	
		Canal do Pataxó (irrigação difusa)		1,000	
		Ecológica - foz		1,000	
		Total trecho 6		17,925	
		TOTAL RN		20, 900	
TOTAL SISTEMA CUREMA-AÇU					27, 300

Fonte: ANA (2004).

Anexo 2

Coordenadas dos pontos de coleta.

Ponto de coleta	Coordenada S	Coordenada O
Ponto 1	06 01'7,59''	37° 01'1.82''
Ponto 2	05° 59'9.16''	37° 00' 1.31''
Ponto 3	05° 57'9.85''	36° 58'9.29''
Ponto 4	05° 55'9.32''	36° 58'0.49''
Ponto 5	05° 53'6.77''	36° 57'5.54''
Ponto 6	05° 51'7.33''	36° 56'5.19''
Ponto 7	05° 48'0.84''	36° 55'3.52''
Ponto 8	05° 45'8.34''	36° 54'9.66''
Ponto 9	05° 43'7.53''	36° 54'3.28''
Ponto 10	05° 40'1.75''	36° 52'6.46''

Equações de regressão peso seco x comprimento para cálculo de biomassa de zooplâncton.

Espécie/gênero/grupo	Equação	Fonte
<i>Notodiptomus cearensis</i>	$DW = 11,0 \cdot L^{2,9}$ (μg , mm)	(Saint-Jean unpubl. Data) retirado de Bouvy <i>et al.</i> 2001
Cyclopóides adultos (incluindo fêmeas com ovos)	$DW = 4,9 \cdot 10^{-8} \cdot L^{2,75}$ (μg , μm)	(H.J.Dumont <i>et al.</i> 1975)
Copepoditos	$DW = 1,10 \cdot 10^{-5} \cdot L^{1,89}$ (μg , μm)	(H.J.Dumont <i>et al.</i> 1975)
<i>Daphnia spp.</i>	$DW = 6 \cdot L^{3,62}$ (μg , mm)	(Pinto-Coelho 1991)
<i>Diaphanosoma spp.</i>	$DW = 6,95 \cdot L^{2,07}$ (μg , mm)	(Pinto-Coelho 1991)
<i>Moina micrura</i>	$DW = 9 \cdot L^{2,76}$ (μg , mm)	(Saint-Jean & Bonou 1994)
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	$DW = 12,97 \cdot L^{3,34}$ (μg , mm)	(Bottrel <i>et al.</i> 1976)

Anexo 3

Valores mensais médios para cada variável estudada. P = fósforo total; N = nitrogênio total; ST = sólidos totais; SF = sólidos fixos; SV = sólidos voláteis; Prof. = profundidade média; Chl a = clorofila a ; Dens = densidade; biom = biomassa; biov = biovolume.

	jul/06	ago/06	set/06	out/06	nov/06	dez/06	jan/07	mar/07	abr/07	mai/07	jun/07	Média	DP
P (µg/l)	87,6	54,3	125,3	153,5	142,3	90,5	71,2	138,0	118,0	104,3	87,0	106,6	31,53
N (mg/l)	2,14	1,93	1,56	2,35	2,99	2,34	2,54	2,24	2,35	2,97	2,76	2,38	0,43
N:P atômica	53,90	78,63	27,54	33,84	45,88	57,15	78,74	35,85	44,09	63,07	70,06	53,52	17,80
Secchi (m)	1,0	1,0	0,7	0,7	0,7	1,1	0,9	0,7	0,7	0,8	0,8	0,82	0,16
ST (mg/l)	7,6	5,7	14,2	15,5	15,7	9,4	12,3	10,9	15,8	18,6	12,7	12,6	3,9
SF (mg/l)	4,8	1,0	10,5	1,8	3,1	0,4	1,2	4,3	7,3	6,5	3,4	4,0	3,1
SV (mg/l)	2,8	4,6	3,7	13,7	12,5	9,0	11,1	6,6	8,5	12,1	9,3	8,5	3,7
Prof (m) **	12,5	12,5	12,4	12,3	12,2	12,2	12,1	*	*	*	*	12,3	0,16
Chl a (µg/l)	25,9	31,8	65,4	58,9	49,1	46,0	62,0	47,5	37,2	60,7	58,9	49,4	13,2
Dens zoo (ind/l)	7,77	3,75	25,48	42,43	26,95	2,70	7,87	12,48	6,73	9,08	4,95	13,65	12,56
Biom zoo (µg/l)	126,35	43,39	378,49	623,60	191,03	33,0	67,34	130,90	59,59	107,65	97,76	169,01	178,8
Dens fito (ind/ml)	5866,0	10705,3	16224,8	20287,0	9687,5	13450,0	11656,7	7082,5	6880,7	9984,8	18600,0	11856,7	4808,1
Biov fito (mm³/l)	6,0	13,15	17,28	38,54	8,94	20,34	14,10	9,78	4,71	12,32	11,47	14,24	9,25

*dados não disponíveis **Fonte: SEMARH

Anexo 4

Valores médios por ponto de coleta para cada variável estudada. P = fósforo total; N = nitrogênio total; ST = sólidos totais; SF = sólidos fixos; SV = sólidos voláteis; Prof. = profundidade média; Chl a = clorofila a ; Dens = densidade; biom = biomassa; biov = biovolume.

	P (µg/l)	N (mg/l)	N:P atômica	Secchi (m)	ST (mg/l)	SF (mg/l)	SV (mg/l)	Prof (m)	Chl a (µg/l)	Dens zoo (ind/l)	Biom zoo (µg/l)	Dens fito (ind/ml)	Biov fito (mm ³ /l)
Pto 1	152,3	2,26	32,7	0,7	13,3	6,8	6,5	1,4	28,1	31,94	521,12	11399,4	18,12
Pto 2	160,2	2,54	34,9	0,6	19,1	9,3	9,8	5,0	51,1				
Pto 3	137,1	2,57	41,5	0,7	14,9	6,1	8,8	10,3	55,9	23,61	232,35	9557,3	13,35
Pto 4	127,5	2,32	40,0	0,7	19,0	7,6	11,5	16,2	63,3				
Pto 5	103,6	2,32	49,9	0,7	9,3	1,3	8,0	20,8	53,4				
Pto 6	96,1	2,28	52,4	0,8	13,4	4,6	8,8	18,1	52,8				
Pto 7	86,9	2,36	60,1	0,9	9,2	2,0	7,2	20,1	47,6	5,57	70,42	12585,0	13,71
Pto 8	78,0	2,22	62,8	0,9	12,4	1,4	10,9	25,1	44,0				
Pto 9	90,8	2,32	56,6	0,9	9,4	3,1	6,4	27,0	45,6				
Pto 10	80,5	2,56	70,5	1,0	10,8	2,8	8,0	20,0	50,4	5,03	59,78	13884,9	12,95
Media	111,3	2,4	50,1	0,8	13,1	4,5	8,6	16,4	49,2				
DP	30,5	0,1	12,6	0,1	3,7	2,8	1,7	8,4	9,2				

Anexo 5

Lista de espécies de fitoplâncton e local de ocorrência.

Cianobactérias	Pto 1	Pto 3	Pto 7	Pto 10
<i>Anabaena flos-aque</i>		X	X	
<i>Anabaena circinalis</i>	X	X	X	X
<i>Anabaena manguinii</i>			X	
<i>Anabaena reta</i>	X			
<i>Anabaena sp.</i>	X			
<i>Anabaenopsis sp.</i>	X	X	X	X
<i>Aphanizomenon gracilis</i>		X	X	X
<i>Aphanizomenon manguinii</i>	X	X	X	X
<i>Aphanizomenon tropicalis</i>				X
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa elachista</i>				X
<i>Aphanocapsa sp.</i>	X	X	X	X
<i>Chroococcus minuts</i>	X	X		
<i>Chroococcus sp.</i>	X	X	X	X
<i>Coelomorum sp.</i>	X	X	X	X
<i>Cyanodictyon sp.</i>		X		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	X	X	X	X
<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	X	X	X	X
<i>Cylindrospermopsis sp1.</i>			X	X
<i>Geitlerinema amphibium</i>			X	
<i>Geitlerinema splendidum</i>	X	X		
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	X	X	X	X
<i>Gloeocapsa sp.</i>	X		X	
<i>Jaaginema sp.</i>		X	X	
<i>Merismopedia sp.</i>	X	X	X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i>		X	X	X
<i>Microcystis panniformis</i>		X	X	X
<i>Microcystis protocystis</i>		X	X	
<i>Microcystis sp.</i>	X	X	X	X
<i>Phormidium sp.</i>		X	X	
<i>Planktothrix aghardii</i>	X	X	X	X
<i>Planktothrix mougeotii</i>		X	X	X
<i>Planktothrix planktonica</i>	X		X	X
<i>Planktothrix sp.</i>		X	X	X
<i>Pseudanabaena galeata</i>	X	X	X	
<i>Pseudanabaena moniliformis</i>	X	X	X	X
<i>Pseudanabaena sp.</i>		X	X	X
<i>Pseudanabaena sp1.</i>	X		X	X
<i>Raphidiopsis curvata</i>			X	
<i>Raphidiopsis sp.</i>		X	X	
<i>Snowella sp.</i>	X	X	X	X
<i>Sphaerocavum sp.</i>		X	X	X
<i>Synechococcus sp.</i>				X
<i>Synechocystes sp.</i>		X		X
Total	23	32	35	29

Diatomáceas	Pto 1	Pto 3	Pto 7	Pto 10
<i>Aulacoseira granulata</i>	X	X	X	X
<i>Aulacoseira</i> sp.	X	X	X	X
<i>Cyclotella</i> sp.	X	X	X	X
<i>Cymbella</i> sp.	X			
Diatomácea sp.	X			
Diatomácea sp8	X			
<i>Hippodonta capitata</i>	X			
<i>Luticola</i> sp.	X			
<i>Navicula cancelata</i>	X			
<i>Navicula</i> sp.	X	X	X	X
<i>Navicula</i> sp3	X			
<i>Synedra</i> sp.	X			
Total	12	4	4	4
Clorofíceas				
<i>Actinastrum aciculare</i>	X	X		
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>			X	X
<i>Botryococcus protuberans</i>		X		
<i>Choricystis</i> sp.	X			
Clorofíceas sp1	X			
Clorofíceas sp4		X		
Clorofíceas sp11	X			
<i>Closterium</i> sp.	X	X		
<i>Coelastrum astroideum</i>	X		X	X
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	X			
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	X			X
<i>Diplochlois decusata</i>		X	X	
<i>Eutetramorus</i> sp.		X		
<i>Golenkinia</i> sp.		X		
<i>Golenkinia radiata</i>	X		X	X
<i>Micractinium bornhemiense</i>		X		
<i>Micreateis</i> sp.	X			
<i>Monoraphidium circinalis</i>		X	X	
<i>Monoraphidium contortum</i>	X	X	X	X
<i>Monoraphidium irregulare</i>	X		X	X
<i>Monoraphidium nanum</i>	X	X		
<i>Oocystis</i> sp.	X	X		
<i>Pediastrum duplex</i>	X			
<i>Pediastrum simplex</i>	X	X		
<i>Scenedesmus brevispina</i>	X			
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	X			
<i>Scenedesmus carinatus</i>	X		X	
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	X	X		
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	X		X	
<i>Selenastrum aciculare</i>				X
<i>Selenastrum</i> sp.	X	X		X
<i>Staurastrum lepdocladum</i>	X			
<i>Staurastrum setigerum</i>	X			
<i>Tetraedron quadrilobatum</i>	X			
<i>Tetraedron triangulare</i>	X			

<i>Tetrastrum elegans</i>	X			
<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	X			
<i>Treubaria triappendiculata</i>	X			
<i>Volvox sp</i>	X			
Total	30	15	9	8
Euglenofíceas				
<i>Lepocyncles sp</i>	X	X	X	X
<i>Phacus brevicauda</i>	X			
<i>Phacus longicauda</i>				X
<i>Trachelomonas sp</i>	X			
Total	3	1	1	2
Cryptofíceas				
<i>Cryptomonas obovata</i>	X	X	X	
Total	1	1	1	0
Xantofíceas				
Xantofíceas sp			X	
Xantofíceas sp4		X	X	
Total	0	1	2	0
Crysofíceas				
<i>Mallomonas sp</i>				X
Total	0	0	0	1
TOTAL	69	54	52	44

Anexo 6

Especies fitoplanctónicas dominantes (densidade relativa)								
	pto 1	%	pto 3	%	pto 7	%	pto 10	%
jul/06	x		Aulacoseira sp	51,1	Microcystis sp	32,2	x	
ago/06	Gloeocapsa sp	87,34	Microcystis sp	54,1	Cylindrospermopsis sp	55,8	x	
set/06	Geitlerinema unigranulatum	53,96	Cylindrospermopsis sp	39,9	Cylindrospermopsis sp	57,7	Cylindrospermopsis sp	65,2
out/06	Pseudanabaena moniliformis	82,06	Cylindrospermopsis sp	59,8	Microcystis aeruginosa	60,7	Cylindrospermopsis sp	66,2
nov/06	Microcystis sp	36,54	Cylindrospermopsis sp	24,7	Cylindrospermopsis sp	64,3	Cylindrospermopsis sp	55,2
dez/06	x		x		Cylindrospermopsis sp	67,4	Cylindrospermopsis sp	65,0
jan/07	x		Cylindrospermopsis sp	28,8	Cylindrospermopsis sp	68,3	Cylindrospermopsis sp	61,8
mar/07	Monoraphidium contortum	14,1	Microcystis aeruginosa	34,1	Cylindrospermopsis sp	50,7	Cylindrospermopsis sp	74,2
abr/07	Choricystis sp	15,63	Merismopedia sp	63,4	x		Cylindrospermopsis sp	52,3
mai/07	Gloeocapsa sp	58,11	Microcystis sp	39,9	Cylindrospermopsis sp	43,3	Cylindrospermopsis sp	53,0
jul/07	x		x		Cylindrospermopsis sp	30,3	Cylindrospermopsis sp	33,9

Especies fitoplanctónicas dominantes (biovolume relativo)								
	pto 1	%	pto 3	%	pto 7	%	pto 10	%
jul/06	x		Aulacoseira sp	43,2	Anabaena flos-aque	28,1	x	
ago/06	Gloeocapsa sp	80,55	Anabaena circinalis	43,5	Cylindrospermopsis sp	34,8	x	
set/06	Anabaena circinalis	59,9	Microcystis aeruginosa	45,8	Cylindrospermopsis sp	50,1	Microcystis aeruginosa	43,9
out/06	Anabaena circinalis	89,20	Microcystis aeruginosa	42,6	Microcystis aeruginosa	72,9	Cylindrospermopsis sp	40,5
nov/06	Anabaena circinalis	45,56	Anabaena circinalis	30,7	Cylindrospermopsis sp	45,5	Cylindrospermopsis sp	38,5
dez/06	x		x		Planktothrix planktónica	35,0	Planktothrix planktónica	66,4
jan/07	x		Anabaena circinalis	47,8	Cylindrospermopsis sp	38,0	Planktothrix planktónica	27,5
mar/07	Navicula sp	36,5	Microcystis aeruginosa	50,3	Anabaena circinalis	54,2	Cylindrospermopsis sp	62,6
abr/07	Planktothrix planktónica	78,15	Botryococcus protuberans	57,0	x		Cylindrospermopsis sp	31,4
mai/07	Gloeocapsa sp	40,01	Anabaena circinalis	52,9	Cylindrospermopsis sp	23,3	Cylindrospermopsis sp	35,9
jul/07	x		x		Cylindrospermopsis sp	24,6	Cylindrospermopsis sp	29,3

Anexo 7

Densidade de CIANOBACTÉRIAS (ind/ml)						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	1034	4242	-	2638,00	2268,40
ago/06	4818	14900	10900	-	10206,00	5076,70
set/06	22500	18200	11911	10290	15725,25	5660,16
out/06	41496	8560	11400	15132	19147,00	15140,44
nov/06	1911	2499	13550	18700	9165,00	8310,65
dez/06	-	-	11600	12500	12050,00	636,40
jan/07	-	4431	13312	14300	10681,00	5435,16
mar/07	338	3160	10836	12400	6683,50	5848,14
abr/07	567	8280	-	10179	6342,00	5090,63
mai/07	2604	14937	12129	8106	9444,00	5352,82
jul/07	-	-	17200	16300	16750,00	636,40
media	10604,86	8444,56	11708,00	13100,78	10802,89	
desvpad	15679,12	6258,34	3225,03	3342,67		

Densidade de DIATOMÁCEAS (ind/ml)						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	5764	648	-	3206,00	3617,56
ago/06	176	450	602	-	409,33	215,89
set/06	720	50	559	336	416,25	290,53
out/06	832	920	350	676	694,50	250,85
nov/06	84	567	450	400	375,25	206,39
dez/06	-	-	1150	1600	1375,00	318,20
jan/07	-	399	624	1352	791,67	498,13
mar/07	195	60	252	50	139,25	100,11
abr/07	273	160	-	0	144,33	137,17
mai/07	126	429	195	630	345,00	230,03
jul/07	-	-	2450	1050	1750,00	989,95
media	343,71	977,67	728,00	677,11	876,96	
desvpad	302,80	1815,44	661,30	558,27		

Densidade de CLOROFÍCEAS (ind/ml)						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	44	0	-	22,00	31,11
ago/06	176	0	50	-	75,33	90,69
set/06	240	50	43	0	83,25	106,81
out/06	1144	80	200	156	395,00	501,79
nov/06	105	0	150	100	88,75	63,29
dez/06	-	-	0	50	25,00	35,36
jan/07	-	21	208	0	76,33	114,51
mar/07	455	200	168	150	243,25	142,67
abr/07	462	640	-	39	380,33	308,71
mai/07	210	78	0	84	93,00	86,88
jul/07	-	-	100	0	50,00	70,71
media	398,86	123,67	91,90	64,33	139,30	
desvpad	355,74	202,89	84,25	61,91		

	Densidade de EUGLENÓFICEAS (ind/ml)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	44	0	0	-	14,67	25,40
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	100	0	25,00	50,00
nov/06	84	0	150	0	58,50	72,73
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	21	0	156	59,00	84,66
mar/07	0	0	0	0	0,00	0,00
abr/07	42	0	-	0	14,00	24,25
mai/07	0	0	117	126	60,75	70,24
jul/07	-	-	50	0	25,00	35,36
media	24,29	2,33	41,70	31,33	23,36	
desvpad	33,24	7,00	58,97	62,63		

	Densidade de CRYPTOFÍCEAS (ind/ml)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0	0	0	-	0,00	0,00
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	0	0	0,00	0,00
nov/06	0	0	0	0	0,00	0,00
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	21	52	0	24,33	26,16
mar/07	26	20	0	0	11,50	13,50
abr/07	0	0	-	0	0,00	0,00
mai/07	168	0	0	0	42,00	84,00
jul/07	-	-	0	0	0,00	0,00
media	27,71	4,56	5,20	0,00		
desvpad	62,61	9,04	16,44	0,00		

	Densidade de XANTOFÍCEAS (ind/ml)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0	0	0	-	0,00	0,00
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	0	0	0,00	0,00
nov/06	0	0	0	0	0,00	0,00
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	21	52	0	24,33	26,16
mar/07	0	20	0	0	5,00	10,00
abr/07	0	0	-	0	0,00	0,00
mai/07	0	0	0	0	0,00	0,00
jul/07	-	-	0	0	0,00	0,00
media	0,00	4,56	5,20	0,00		
desvpad	0,00	9,04	16,44	0,00		

	Densidade de outros grupos de fitoplâncton (ind/ml)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0	0	0	-	0,00	0,00
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	50	52	25,50	29,46
nov/06	0	0	0	0	0,00	0,00
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	0	0	0	0,00	0,00
mar/07	0	0	0	0	0,00	0,00
abr/07	0	0	-	0	0,00	0,00
mai/07	0	0	0	0	0,00	0,00
jul/07	-	-	0	50	25,00	35,36
media	0,00	0,00	5,00	11,33		
desvpad	0,00	0,00	15,81	22,49		

	Densidade do fitoplâncton total (ind/ml)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	6842	4890	-	5866,0	1380,27
ago/06	5214	15350	11552	-	10705,3	5120,77
set/06	23460	18300	12513	10626	16224,8	5824,62
out/06	43472	9560	12100	16016	20287,0	15683,12
nov/06	2184	3066	14300	19200	9687,5	8404,55
dez/06	-	-	12750	14150	13450,0	989,95
jan/07	-	4914	14248	15808	11656,7	5891,19
mar/07	1014	3460	11256	12600	7082,5	5709,94
abr/07	1344	9080	-	10218	6880,7	4828,54
mai/07	3108	15444	12441	8946	9984,8	5297,96
jul/07	-	-	19800	17400	18600,0	1697,06
media	11399,4	9557,3	12585,0	13884,9	11856,8	
desvpad					4808,0992	

Anexo 8

Biovolume de CIANOBACTÉRIAS (mm ³ /litro)						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	2,07	6,001	-	4,04	2,78
ago/06	1,833	24,458	11,352	-	12,55	11,36
set/06	21,03	28,88	7,065	10,817	16,95	9,90
out/06	90,388	12,954	34,83	12,627	37,70	36,63
nov/06	6,685	3,197	9,794	14,016	8,42	4,60
dez/06	-	-	15,226	23,945	19,59	6,17
jan/07	-	7,978	12,693	19,779	13,48	5,94
mar/07	0,145	9,71	20,741	7,629	9,56	8,51
abr/07	2,493	1,447	-	7,197	3,71	3,06
mai/07	0,446	29,524	11,495	6,172	11,91	12,58
jul/07	-	-	10,76	9,653	10,21	0,78
media	17,57	13,36	14,00	12,43	13,46	
desvpad	32,93	11,40	8,41	6,01		

Biovolume de DIATOMÁCEAS (mm ³ /litro)						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06		3,357	0,435	-	1,90	2,07
ago/06	0,249	0,337	0,361	-	0,32	0,06
set/06	0,458	0,071	0,358	0,226	0,28	0,17
out/06	0,75	0,448	0,277	0,257	0,43	0,23
nov/06	0,092	0,49	0,309	0,152	0,26	0,18
dez/06	-	-	0,534	0,98	0,76	0,32
jan/07	-	0,268	0,429	0,782	0,49	0,26
mar/07	0,275	0,032	0,148	0,019	0,12	0,12
abr/07	0,341	0,169	-	0	0,17	0,17
mai/07	0,248	0,216	0,163	0,389	0,25	0,10
jul/07	-	-	1,683	0,721	1,20	0,68
media	0,34	0,60	0,47	0,39	0,56	
desvpad	0,21	1,05	0,44	0,35		

Biovolume de CLOROFÍCEAS (mm ³ /litro)						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0,137	0	-	0,07	0,10
ago/06	0,047	0	0,724	-	0,26	0,41
set/06	0,155	0,074	0,003	0	0,06	0,07
out/06	0,128	0,087	0,037	0,025	0,07	0,05
nov/06	0,231	0	0,004	0,024	0,06	0,11
dez/06	-	-	0	0,001	0,00	0,00
jan/07	-	0,001	0,012	0	0,00	0,01
mar/07	0,078	0,266	0,034	0,021	0,10	0,11
abr/07	0,054	2,351	-	0,002	0,80	1,34
mai/07	0,009	0,112	0	0,009	0,03	0,05
jul/07	-	-	0,006	0	0,00	0,00
media	0,10	0,34	0,08	0,01	0,13	
desvpad	0,08	0,76	0,23	0,01		

	Biovolume de EUGLENOFÍCEAS (mm ³ /litro)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0,094	0	0	-	0,03	0,05
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	0,188	0	0,05	0,09
nov/06	0,457	0	0,303	0	0,19	0,23
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	0,04	0	0,304	0,11	0,17
mar/07	0	0	0	0	0,00	0,00
abr/07	0,079	0	-	0	0,03	0,05
mai/07	0	0	0,22	0,237	0,11	0,13
jul/07	-	-	0,094	0	0,05	0,07
media	0,090	0,004	0,081	0,060	0,06	
desvpad	0,17	0,01	0,12	0,12		

	Biovolume de CRYPTOFÍCEAS (mm ³ /litro)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0	0	0	-	0,00	0,00
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	0	0	0,00	0,00
nov/06	0	0	0	0	0,00	0,00
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	0,006	0,015	0	0,01	0,01
mar/07	0,008	0,006	0	0	0,00	0,00
abr/07	0	0	-	0	0,00	0,00
mai/07	0,05	0	0	0	0,01	0,03
jul/07	-	-	0	0	0,00	0,00
media	0,008	0,001	0,002	0,000		
desvpad	0,02	0,00	0,00	0,00		

	Biovolume de XANTOFÍCEAS (mm ³ /litro)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0	0	0	-	0,00	0,00
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	0	0	0,00	0,00
nov/06	0	0	0	0	0,00	0,00
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	0	0,041	0	0,01	0,02
mar/07	0	0,011	0	0	0,00	0,01
abr/07	0	0	-	0	0,00	0,00
mai/07	0	0	0	0	0,00	0,00
jul/07	-	-	0	0	0,00	0,00
media	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
desvpad	0,00	0,00	0,01	0,00		

	Biovolume de outros grupos de fitoplâncton (mm ³ /litro)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	-	0,00	0,00
ago/06	0	0	0	-	0,00	0,00
set/06	0	0	0	0	0,00	0,00
out/06	0	0	0,573	0,596	0,29	0,34
nov/06	0	0	0	0	0,00	0,00
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	0	0	0	0,00	0,00
mar/07	0	0	0	0	0,00	0,00
abr/07	0	0	-	0	0,00	0,00
mai/07	0	0	0	0	0,00	0,00
jul/07	-	-	0	0,014	0,01	0,01
media	0,00	0,00	0,06	0,07	0,03	
desvpad	0,00	0,00	0,18	0,20		

	Biovolume do Fitoplâncton Total (mm ³ /litro)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	5,6	6,4	-	6,00	0,62
ago/06	2,2	24,8	12,4	-	13,15	11,30
set/06	21,6	29,0	7,4	11,0	17,28	9,88
out/06	91,3	13,5	35,9	13,5	38,54	36,70
nov/06	7,5	3,7	10,4	14,2	8,94	4,45
dez/06	-	-	15,8	24,9	20,34	6,48
jan/07	-	8,3	13,1	20,9	14,10	6,34
mar/07	0,5	10,0	20,9	7,7	9,78	8,46
abr/07	3,0	4,0	-	7,2	4,71	2,21
mai/07	0,8	29,9	11,9	6,8	12,32	12,54
jul/07	-	-	12,5	10,4	11,47	1,52
media	18,12	14,30	14,69	12,95	14,24	
desvpad	33,09	10,72	8,49	6,29	9,25	

Anexo 9

Densidade e biomassa relativos do mesozooplâncton.

DENSIDADE ZOO			BIOMASSA ZOO		
	ind/L	%		µgPS/L	%
<i>N. cearensis</i>	8,00	48,2	<i>N. cearensis</i>	147,7	71,1
<i>D. spinulosum</i>	4,80	28,9	<i>D. spinulosum</i>	26	12,5
copepod. calanóide	2,30	13,9	copepod. calanóide	25,7	12,4
Outros	1,50	9,0	Outros	8,4	4,0
Total	16,60	100,0	Total	207,8	100,0

DENSIDADE						
<i>Notodiaptomus cearensis</i> IND/LITRO						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	4,7	11,4	3,8	6,6	4,15
ago/06	-	-	2,4	3,6	3,0	0,85
set/06	57,3	5,5	2,8	2,1	16,9	26,96
out/06	80,9	-	2,2	2,9	28,7	45,24
nov/06	1	8,9	1,9	1,8	3,4	3,69
dez/06	-	-	2	0,7	1,4	0,92
jan/07	-	4,3	1,8	1,2	2,4	1,64
mar/07	0,6	7,3	3,1	3,1	3,5	2,78
abr/07	0,1	0,8	2,2	4,1	1,8	1,76
mai/07	2,1	6,2	3,2	3,2	3,7	1,76
jul/07	0	6,7	3,2	3,6	3,4	2,74
media	20,3	5,55	3,3	2,7		
desvpad	34,04	2,42	2,74	1,12		

COPEPODITO DE CALANÓIDE IND/LITRO						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0,3	0,5	0,4	0,4	0,1
ago/06	-	-	0,2	0,3	0,3	0,07
set/06	11,6	3,7	0,3	0,4	4,0	5,31
out/06	34,1	-	0,5	0,5	11,7	19,40
nov/06	0	1,4	0,2	0,5	0,5	0,62
dez/06	-	-	0,4	0,2	0,3	0,14
jan/07	-	1,5	0,6	0,3	0,8	0,62
mar/07	0,8	1,1	0,3	0,6	0,7	0,34
abr/07	0,1	0,3	0,6	2,2	0,8	0,96
mai/07	0,7	1,6	0,7	0,9	1,0	0,43
jul/07	0	2,4	0,5	0,4	0,8	1,07
media	6,8	1,5	0,4	0,6		
desvpad	12,77	1,11	0,17	0,56		

<i>Argyrodiaptomus</i> IND/LITRO						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0,0	0,0	0,0	0,00	0
ago/06	-	-	0,0	0,0	0,00	0
set/06	0	0,2	0,0	0,0	0,05	0,1
out/06	0	-	0,0	0,0	0,00	0
nov/06	0	0,0	0,0	0,1	0,03	0,05
dez/06	-	-	0,0	0,0	0,00	0
jan/07	-	0,0	0,1	0,0	0,03	0,06
mar/07	0	0,1	0,2	0,0	0,08	0,10
abr/07	0	0,0	0,1	0,3	0,10	0,14
mai/07	0	0,0	0,0	0,0	0,00	0
jul/07	0	1,2	0,0	0,0	0,30	0,6
media	0,00	0,19	0,04	0,04		
desvpad	0	0,42	0,07	0,09		

<i>Thermocyclops</i> IND/LITRO						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0	0	0,1	0,03	0,06
ago/06	-	-	0	0,1	0,05	0,07
set/06	0	0	0,1	0	0,03	0,05
out/06	0	-	0,1	0	0,03	0,06
nov/06	0	0,1	0	0	0,03	0,05
dez/06	-	-	0	0	0,00	0,00
jan/07	-	0,2	0,1	0	0,10	0,10
mar/07	0	0,3	0,1	0	0,10	0,14
abr/07	0	0,1	0	0,1	0,05	0,06
mai/07	0	0,1	0	0	0,03	0,05
jul/07	0	0	0,1	0,1	0,05	0,06
media	0,00	0,10	0,05	0,04		
desvpad	0,00	0,11	0,05	0,05		

<i>Diaphanosoma spinulosum</i> IND/LITRO						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0,6	0,5	0,8	0,63	0,15
ago/06	-	-	0,4	0,5	0,45	0,07
set/06	8,1	1,4	0,2	0,1	2,45	3,81
out/06	2,3	-	1,2	0,1	1,20	1,10
nov/06	0,3	81,7	2,6	2,1	21,68	40,03
dez/06	-	-	1,5	0,4	0,95	0,78
jan/07	-	5,3	0,5	0,2	2,00	2,86
mar/07	0,5	21,4	1,2	0,4	5,88	10,36
abr/07	0	2,6	0,8	0,7	1,03	1,11
mai/07	11,1	3,7	0	0	3,70	5,23
jul/07	0	0,2	0	0	0,05	0,10
media	3,19	14,61	0,81	0,48		
desvpad	4,54	27,97	0,78	0,60		

Anexo 10

BIOMASSA						
<i>Notodiaptomus cearensis</i> µg peso seco/L						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	96,0	204,1	58,2	119,4	75,7
ago/06	-	-	25,1	54,3	39,7	20,6
set/06	1135,1	94,4	54,4	34,3	329,6	537,6
out/06	1423,8	-	39,0	50,8	504,5	796,2
nov/06	0,0	170,5	35,9	31,8	59,5	75,7
dez/06	-	-	33,2	12,8	23,0	14,5
jan/07	-	71,6	32,7	21,3	41,9	26,4
mar/07	15,1	197,1	50,1	-	87,4	96,6
abr/07	2,2	16,3	43,3	70,0	33,0	30,0
mai/07	44,8	130,6	60,9	57,6	73,5	38,7
jul/07	0,0	126,0	59,3	62,9	62,0	51,5
media	374,4	112,8	58,0	45,4		
desvpad	624,05	56,76	49,82	19,11		

COPEPODITO DE CALANÓIDE µg peso seco/L						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	4,101	5,545	4,4	4,68	0,8
ago/06	-	-	2,062	2,748	2,41	0,5
set/06	136,996	45,732	3,534	4,324	47,65	62,7
out/06	349,525	-	5,035	5,295	119,95	198,8
nov/06	0	18,48	2,31	6,11	6,73	8,2
dez/06	-	-	4,904	2,802	3,85	1,5
jan/07	-	14,385	6,636	3,309	8,11	5,7
mar/07	12,864	14,762	2,976	-	10,20	6,3
abr/07	0,759	3,594	6,222	17,996	7,14	7,6
mai/07	6,629	18,432	8,155	11,403	11,15	5,2
jul/07	0	33,624	5,53	4,124	10,82	15,4
media	72,4	19,1	4,8	6,3		
desvpad	131,95	14,28	1,91	4,83		

Argyrodiaptomus µg peso seco/L						
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0
ago/06	-	-	0,00	0,00	0,00	0,0
set/06	0,00	21,28	0,00	0,00	5,34	10,6
out/06	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,0
nov/06	0,00	0,00	0,00	8,82	2,21	4,4
dez/06	-	-	0,00	0,00	0,00	0,0
jan/07	-	0,00	8,96	0,00	2,99	5,2
mar/07	0,00	13,93	16,83	0,00	8,23	9,0
abr/07	0,00	0,00	0,00	30,67	10,22	15,3
mai/07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0
jul/07	0,00	104,04	0,00	0,00	25,72	52,0
media	0,00	20,51	3,24	3,27		
desvpad	0	35,95	5,50	9,36		

	<i>Thermocyclops</i> µg peso seco/L					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	0,00	0,00	1,10	0,37	0,64
ago/06	-	-	0,00	0,96	0,48	0,68
set/06	0,00	0,00	1,41	0,00	0,35	0,70
out/06	0,00	-	1,20	0,00	0,40	0,69
nov/06	0,00	2,27	0,00	0,00	0,57	1,14
dez/06	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
jan/07	-	2,86	1,27	0,00	1,38	1,44
mar/07	0,00	4,55	1,16	0,00	1,43	2,15
abr/07	0,00	1,58	0,00	1,16	0,69	0,81
mai/07	0,00	1,28	0,00	0,00	0,32	0,64
jul/07	0,00	0,00	1,30	1,32	0,65	0,76
media	0,00	1,57	0,58	0,41		
desvpad		1,6	0,7	0,6		

	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> µg peso seco/L					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	3,10	2,02	5,41	3,51	1,7
ago/06	-	-	2,27	2,63	2,45	0,3
set/06	35,64	7,80	1,11	0,61	11,29	16,6
out/06	9,13	-	6,88	0,52	5,51	4,5
nov/06	0,00	443,63	14,64	11,38	117,41	217,6
dez/06	-	-	9,87	2,19	6,03	5,4
jan/07	-	32,17	3,07	1,16	12,13	17,4
mar/07	2,70	110,64	7,68	0,00	30,25	53,7
abr/07	0,00	15,26	4,85	3,68	5,95	6,5
mai/07	72,15	24,42	0,00	0,00	24,14	34,0
jul/07	0,00	1,13	0,00	0,00	0,28	0,6
media	17,09	79,77	4,76	2,51		
desvpad	27,5	151,2	4,6	3,4		

	BIOMASSA ZOO TOTAL (µg peso seco/L)					
	pto 1	pto 3	pto 7	pto 10	media	desvpad
jul/06	-	103,22	211,63	69,13	127,99	74,4
ago/06	-	-	29,46	60,63	45,05	22,0
set/06	1326,83	169,25	60,48	39,22	398,94	621,2
out/06	1789,47	-	52,12	56,59	632,73	1001,8
nov/06	0,00	634,91	52,84	58,06	186,45	300,1
dez/06	-	-	48,01	17,77	32,89	21,4
jan/07	-	121,06	52,64	25,74	66,48	49,1
mar/07	30,62	341,15	78,74	-	150,17	167,1
abr/07	2,98	36,74	54,34	123,53	54,40	50,8
mai/07	123,61	174,70	69,05	68,97	109,09	50,8
jul/07	-	264,76	66,12	68,34	133,07	114,0
media	545,58	230,72	70,49	58,80		
desvpad	799,1	188,8	48,5	29,2		