



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

FRANCISCO RAFAEL SOUSA FREITAS

**EUTROFIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO CRUZETA NA BACIA
REPRESENTATIVA DO RIO SERIDÓ - RN**

Orientador: Prof. Dr. Antônio Marozzi Righetto
Co-Orientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde

NATAL
2008

FRANCISCO RAFAEL SOUSA FREITAS

**EUTROFIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO CRUZETA NA BACIA
REPRESENTATIVA DO RIO SERIDÓ - RN**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária (área de concentração: Recursos Hídricos).

Orientador: Prof. Dr. Antônio Marozzi Righetto

Co-Orientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde

Natal
2008

Divisão de Serviços Técnicos

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Freitas, Francisco Rafael Sousa.

Eutrofização do Reservatório Cruzeta na bacia representativa do rio Seridó – RN / Francisco Rafael Sousa Freitas. – Natal, RN, 2008.

80 f. : il.

Orientador : Antônio Marozzi Righetto.

Co-orientador: José Luiz de Attayde.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Poluição da água – Dissertação. 2. Eutrofização – Dissertação. 3. Biomassa fitoplancônica – Dissertação. 4. Limitação por luz – Dissertação. I. Righetto, Antônio Marozzi. II. Attayde, José Luiz de. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628(043.3)

FRANCISCO RAFAEL SOUSA FREITAS

**EUTROFIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO CRUZETA NA BACIA
REPRESENTATIVA DO RIO SERIDÓ - RN**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária (área de concentração: Recursos Hídricos).

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Antônio Marozzi Righetto (Orientador)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Prof. Dr. José Luiz de Attayde (Co-Orientador)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Prof. Dr. Bruce Rider Forsberg (Examinador Externo)
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

Prof. Dr. Arthur Mattos (Examinador Interno)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Natal, 15 de dezembro de 2008



Construção do barramento do açude Cruzeta (1929) / Fonte: (DNOCS)

“Quanto mais eu estudo a complexidade da ciência; mais eu vejo a perfeição de Deus”.

Aos meus pais, João e Arleide,
dedico.

Agradecimentos

Ao meu Deus, toda honra e toda glória, pela força concedida, pelas oportunidades alcançadas e pela inspiração nos momentos difíceis,

Aos meus orientadores Prof. Antônio Marozzi Righetto e Prof. José Luiz de Attayde, pela orientação, amizade, motivação, confiança e paciência, ao longo desses anos tão edificantes, dividindo idéias e conhecimentos. Pesquisadores tão dedicados ao semi-árido nordestino e que me fizeram amar ainda mais a pesquisa, e exemplos de integridade e humildade que eu quero carregar pelo resto da vida,

Ao Sr. Anchieta e todos os funcionários do DNOCS – Cruzeta, pelo apoio indispensável ao longo de todas as coletas, em tempo de sol ou chuva, sempre à disposição, inclusive nos dias em que o nosso motor quebrava, a coleta acabava no final da tarde,

E eu percebia o quanto o trabalho em campo nos ensina e nos fortalece como pessoa e como pesquisadores ...

Aos motoristas (Sr. Assiz e Sr. Hélio), sempre pontuais (às 4:30 da manhã), prontos para encarar as 3 horas de estrada que separam Natal de Cruzeta, sempre com cautela e boas histórias,

Ao Prof. Arthur Mattos pela aquisição de equipamentos indispensáveis ao desenvolvimento desta pesquisa e pelas doses de otimismo e motivação,

À Prof. Renata Panosso, pela motivação, ajuda na discussão de dados com valiosas sugestões, e auxílio com a aquisição de artigos,

Ao Prof. André Callado, pelo auxílio com material bibliográfico e discussão de alguns artigos,

Ao Prof. Cícero Onofre, pelo auxílio com material bibliográfico,

Ao meus amigos Danyhelton Douglas e Layssa, pela ajuda com o experimento de taxa de crescimento fitoplanctônico realizado no reservatório,

Ao Dr. Aloysio Ferrão Filho (FIOCRUZ), pelo envio de material bibliográfico sobre o ensaio de taxa de sedimentação e sugestões,

À minha amiga Conceição Bentes e Alfredo (EMPARN), pela ajuda em algumas análises físico-químicas,

À minha amiga Natalina, por todo o apoio e dedicação,

Ao Prof. Bruce Rider Forsberg por aceitar fazer parte da minha banca de defesa,

Ao CNPq / CT –HIDRO (Edital 040/2006) pela concessão de bolsa de mestrado,

Ao MCT/FINEP / CT – HIDRO (Edital 04/2005) pelo financiamento da pesquisa através do projeto BEER – RN,

Aos meus amigos do LARHISA (Eulina, Eduardo, Thaise, Fernanda, Yannice), por tantos momentos divididos. Vocês fizeram a minha rotina diária ficar mais leve e ainda mais divertida, e mesmo nos momentos de grande ansiedade faziam-me sorrir (MUITO OBRIGADO !!!),

Aos meus colegas de turma (Luciana, Flaviane, Ary, Sérgio), por dividirem comigo essa trajetória. Como eu aprendi com vocês,

À secretária do PPgES, Leonor, à secretária do LARHISA, Jôse, e à bolsista do PPgES Carina Vasconcelos, por toda a ajuda ao longo desse período,

Aos meus amigos limnólogos (Catarina, Vanessa e Rosemberg), pelas ricas discussões e compartilhamento das angústias e expectativas de jovens mestrandos rrsrs ... e quanta saudade eu tenho disso ...

Aos meus amigos do LEA – Laboratório de Ecologia Aquática (Marcolina, Fabiana, Pan, Thiago, Fabrício, Jandeson), laboratório em que fui acolhido com tanto respeito e estima. Como faz bem trabalhar com vocês ...

OS MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xii
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	01
2. OBJETIVOS	02
3. REVISÃO DE LITERATURA	03
3.1 Recursos hídricos no semi-árido	03
3.2 Eutrofização	07
3.3 Utilização de modelos matemáticos como ferramenta no gerenciamento de lagos e reservatórios	11
4. MATERIAIS E MÉTODOS	15
4.1 Área de estudo	15
4.1.1 A bacia do rio Seridó.....	15
4.1.2 A bacia do açude Cruzeta.....	16
4.1.3 O açude Cruzeta.....	18
4.2 Metodologia	19
4.2.1 Coleta de amostras e trabalho de campo.....	19
4.2.2 Análise de amostras.....	21
4.3 Experimentos realizados	23
4.3.1 Enriquecimento artificial por nutrientes (N e P) para avaliação da taxa de crescimento fitoplanctônico.....	23
4.3.2 Taxa de sedimentação de material em suspensão.....	25
4.4 Modelagem matemática	27
4.4.1 Variação da concentração de fósforo total no reservatório.....	27
4.4.2 Variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila a) no reservatório.....	27
4.5 Análise estatística dos dados	28
5. RESULTADOS	30
5.1 Levantamento do perfil do reservatório	30

5.2 Cargas de sólidos em suspensão e fósforo total sobre a bacia.....	33
5.3 Taxa de sedimentação de material em suspensão no reservatório.....	34
5.4 Descrição das variáveis morfométricas e limnológicas.....	34
5.5 Análise estatística.....	40
5.6 Experimento de enriquecimento artificial por nutrientes (N e P) para avaliação da taxa de crescimento fitoplanctônico.....	43
5.7 Modelagem da variação da concentração de fósforo total (P_{total}) e clorofila <i>a</i> no reservatório.....	44
6. DISCUSSÃO.....	47
6.1 Padrão de mistura do reservatório.....	47
6.2 Cargas de material em suspensão, fósforo total e taxa de sedimentação.....	49
6.3 Estado trófico e fatores limitantes ao crescimento fitoplanctônico.....	50
6.4 Modelagem da variação do fósforo total e clorofila <i>a</i> no reservatório....	55
7. CONCLUSÕES.....	56
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57
ANEXOS.....	66

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 01 – Definição político-institucional do “Polígono das Secas”.....	04
Figura 02 – Bacias hidrográficas do Nordeste.....	05
Figura 03 - Localização da bacia do Rio Seridó (na bacia do Rio Piranhas-Açu)...	15
Figura 04 - Localização da bacia hidrográfica do açude Cruzeta na bacia do Seridó.....	43
Figura 05 – Precipitação mensal acumulada (2007 e 2008 até o mês de junho) e média mensal acumulada no período 1921 – 2006 da estação meteorológica de Cruzeta.....	47
Figura 06 – Evolução volumétrica do açude Cruzeta, 1995 – 2008.....	48
Figura 07 – Localização das Estações Amostrais no açude Cruzeta.....	20
Figura 08 – Disposição dos microcosmos na estrutura utilizada para o experimento.....	24
Figura 09 - Estrutura dos coletores de material em sedimentação.....	26
Figura 10 – Isolinhas profundidade-tempo, de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/l), pH e condutividade elétrica (µS/cm) no período de setembro de 2007 a maio de 2008 no ponto de coleta 04.....	31
Figura 11 – Perfis de temperatura (°C), pH, Oxigênio Dissolvido (mg/l) e Condutividade Elétrica (µS/cm) do ponto 04 nos dias 15-dez-07 (à esquerda) e 22-abr-08 (à direita).....	32
Figura 12 – Variação temporal da turbidez (UNT) (mar/07 a mai/08).....	37
Figura 13 – Variação temporal do coeficiente de atenuação da luz - Kt (m ⁻¹) (mar/07 a mai/08).....	37
Figura 14 – Variação temporal da transparência (m) (mar/07 a mai/08).....	37
Figura 15 – Variação temporal da precipitação (mm) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	37
Figura 16 – Variação temporal do volume (x10 ⁶ m ³) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	37

Figura 17 – Variação temporal da profundidade média (m) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	37
Figura 18 – Variação temporal da velocidade do vento (m/s) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	38
Figura 19 – Variação temporal da clorofila a (mg/l) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	38
Figura 20 – Variação temporal das concentrações de nitrogênio orgânico total (mg/l) e da razão N:P (atômica) (mar/07 a mai/08).....	39
Figura 21 – Variação temporal das concentrações de SSF e SST (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	39
Figura 22 - Variação temporal das concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) e de SSV (mg/l) (mar/07 a mai/08).....	39
Figura 23 – Variação temporal das concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) e do coeficiente de atenuação vertical da luz – K_t (m^{-1}) (mar/07 a mai/08).....	39
Figura 24 – Regressão linear simples entre Clorofila a : SSV.....	41
Figura 25 – Regressão linear simples entre SSF:SST.....	41
Figura 26 – Regressão linear simples entre SSF: K_t (coeficiente de atenuação vertical da luz).....	41
Figura 27 – Regressão linear simples entre SST:transparência (Secchi).....	41
Figura 28 – Regressão linear simples entre SSF: transparência (Secchi).....	41
Figura 29 – Regressão linear simples entre $\ln K_t$ (coeficiente de atenuação vertical da luz): \ln Clorofila a.....	41
Figura 30 – Efeito da interação dos nutrientes (N e P) e da luz sobre as taxas de crescimento fitoplanctônico.....	42
Figura 31 – Valores observados e simulados da concentração de Fósforo Total no reservatório Cruzeta.....	44
Figura 32 – Valores observados e simulados da concentração de Clorofila a no reservatório Cruzeta.....	46

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 01 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta.....	20
Tabela 02 – Parâmetros monitorados no açude Cruzeta com os respectivos métodos e referências.....	23
Tabela 03 – Concentrações médias de sólidos em suspensão totais (SST), fixos (SSF), voláteis (SSV) nos afluentes e de fósforo total (PT) nos afluentes e na água precipitada sobre o reservatório para o período chuvoso de 2007 e 2008.....	33
Tabela 04 – Parâmetros morfométricos do reservatório Cruzeta.....	35
Tabela 05 - Tempo de residência médio da água no açude Cruzeta, em dias....	35
Tabela 06 – Resultados das estatísticas descritivas das variáveis monitoradas entre março de 2007 e maio de 2008.....	36
Tabela 07 – Resultado da ANOVA multifatorial testando os efeitos do fósforo , nitrogênio, luz e da interação entre esses fatores sobre a taxa de crescimento fitoplanctônico no experimento onde: SQ = Soma dos Quadrados; G.L = Grau de Liberdade; QM = Quadrado Médio; F = Quociente de Fisher; <i>P</i> = probabilidade de significância.....	44
Tabela 08 – Valores dos coeficientes inseridos na Equação (03).....	45
Tabela 09 – Valores dos parâmetros obtidos após ajuste do modelo.....	46

RESUMO

FREITAS, F. R. S. Eutrofização do reservatório Cruzeta na bacia representativa do rio Seridó - RN. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2008. 80. p. Dissertação (Mestrado).

A eutrofização tem se apresentado como um dos principais problemas de poluição aquática a nível global. No semi-árido brasileiro este problema toma proporções ainda maiores devido a escassez de água característica da região. Torna-se extremamente relevante para o desenvolvimento de modelos preditivos de eutrofização e para a gestão dos reservatórios da região semi-árida, a realização de estudos que propiciem a compreensão dos mecanismos responsáveis pela expansão e controle de florações de algas, fundamentais para a melhoria da qualidade da água desses ambientes. Diante disso, o presente estudo teve como objetivos principais, avaliar o padrão temporal do estado trófico, considerando a influência dos nutrientes (N e P) e a disponibilidade de luz na coluna d'água no desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica, e realizar a modelagem matemática da variação das concentrações de fósforo e clorofila *a* no açude Cruzeta localizado na região do Seridó, região típica do semi-árido do Rio Grande do Norte. Para tanto, foi realizado o monitoramento do reservatório com amostragens de água quinzenais em 05 pontos de coleta ao longo dos meses de março de 2007 a maio de 2008, sendo determinadas as concentrações de fósforo total, nitrogênio orgânico total, clorofila *a*, e sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, além da medida de transparência (Secchi) e dos perfis de radiação fotossinteticamente ativa (RFA), temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica na coluna d'água. As medições dos perfis verticais realizados evidenciaram alguns períodos de estratificação térmica e química, notadamente no período chuvoso, devido a maior profundidade da coluna d'água, no entanto o reservatório pode ser classificado como polimítico quente. Durante o período estudado o reservatório caracterizou-se como eutrófico considerando-se as concentrações de fósforo e mesotrófico na maior parte do tempo, com base nas concentrações de clorofila *a*, segundo a classificação de Thornton & Rast (1993). As razões N:P observadas sugerem limitação por N, opostamente, relações lineares significativas entre a biomassa de algas e os nutrientes (N e P) não foram observadas no nosso estudo. Entretanto, chamou atenção a relação negativa e significativa apresentada pelo Kt e clorofila *a* ($r^2=0.83$) no final do período de estiagem de 2007 e período chuvoso de 2008, e do colapso da biomassa algal observado no final do período de estiagem (dez/07). A equação utilizada para simular a variação do fósforo total não apresentou ajuste satisfatório, sendo necessário portanto, inserção de parâmetros capazes de elevar o poder de predição do modelo. A simulação para clorofila *a* apresentou uma boa tendência de ajuste, entretanto há necessidade de verificação dos parâmetros calibrados no modelo e posterior validação da equação.

Palavras-chave: Eutrofização; biomassa fitoplanctônica; limitação por luz.

ABSTRACT

FREITAS, F. R. S. Eutrophication of Cruzeta reservoir in the representative basin of the Seridó river - RN. Natal: Federal University of Rio Grande do Norte. 2008. 80. p. Dissertation (Master's Degree).

Eutrophication has been listed as one of the main problems of water pollution on a global level. In the Brazilian semi-arid areas this problem takes even greater proportions due to characteristic water scarcity of the region. It is extremely important to the predictive eutrophication models development and to the reservoirs management in the semi-arid region, studies that promotes understanding of the mechanisms responsible for the expansion and control of algae blooms, essential for improving the water quality of these environments. The present study had as its main aims, evaluate the temporal pattern of trophic state, considering the influence of nutrients (N and P) and the light availability in the water column in the development of phytoplankton biomass, and perform the mathematical modelling of changes in phosphorus and chlorophyll *a* concentrations in the Cruzeta man-made lake located on Seridó, a typical semi-arid region of Rio Grande do Norte. To this, a fortnightly monitoring was performed in the reservoir in 05 stations over the months of March 2007 to May 2008. Were measured the concentrations of total phosphorus, total organic nitrogen, chlorophyll *a*, total, fixed and volatile suspended solids, as well as the measure of transparency (Secchi) and the profiles of photosynthetic active radiation (PAR), temperature, pH, dissolved oxygen and electrical conductivity in the water column. Measurements of vertical profiles have shown some periods of chemical and thermal stratification, especially in the rainy season, due to increased water column depth, however, the reservoir can be classified as warm polimictic. During the study period the reservoir was characterized as eutrophic considering the concentrations of phosphorus and most of the time as mesotrophic, based on the concentrations of chlorophyll *a*, according to the Thornton & Rast (1993) classification. The N:P relations suggest N limitation, conversely, significant linear relationship between the algae biomass and nutrients (N and P) were not observed in our study. However, a relevant event was the negative and significant correlation presented by K_t and chlorophyll *a* ($r^2 = 0.83$) at the end of the drought of 2007 and the rainy season of 2008, and the algal biomass collapse observed at the end of the drought season (Dec/07). The equation used to simulate the change in the total phosphorus was not satisfactory, being necessary inclusion of parameters able to increase the power of the model prediction. The chlorophyll *a* simulation presented a good adjustment trend, however there is a need to check the calibrated model parameters and subsequent equation validation.

Key words: eutrophication; phytoplankton biomass; light limitation.

1. INTRODUÇÃO

A construção de reservatórios, regionalmente chamados de açudes, no semi-árido brasileiro foi vital para a sua ocupação, conduzindo um quadro de desenvolvimento de um dos maiores programas de açudagem do mundo. Esses reservatórios desempenham um importante papel para o desenvolvimento do semi-árido brasileiro, sendo utilizados para múltiplas finalidades como o abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação animal, pesca, aquicultura e lazer, constituindo-se, portanto, em recursos naturais de grande valor sócio-econômico e cultural.

No entanto, muitos açudes vêm sofrendo um acelerado processo de eutrofização, e a qualidade da água desses ambientes vem sendo seriamente comprometida por florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, que além de oferecerem riscos a saúde humana e animal, causam prejuízos econômicos e alteram a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (BOUVY et al., 2000; PANOSSO et al., 2007). As elevadas cargas externas pontuais e difusas de nutrientes e os elevados índices de evaporação, que favorecem a concentração de nutrientes na água, são as principais causas da eutrofização dos açudes, mas a eutrofização pode ser atenuada ou interrompida por fatores que inibem as taxas de crescimento das populações de algas como a turbidez da água ou a descarga do reservatório.

Os reservatórios do semi-árido brasileiro são na grande maioria pouco profundos, com nível d'água apresentando grande variação por causa do prolongado período de estiagem. Tais oscilações do nível d'água aliada as baixas profundidades facilitam a ressuspensão do sedimento pela ação dos ventos aumentando, conseqüentemente, a turbidez da água e reduzindo a disponibilidade de luz para as algas e plantas aquáticas submersas. Portanto, açudes enriquecidos por nutrientes podem não exibir sintomas da eutrofização se a turbidez da água for alta o suficiente para reduzir a disponibilidade de luz a ponto de inibir o crescimento fitoplanctônico.

Diante disso, torna-se extremamente relevante para o desenvolvimento de modelos preditivos de eutrofização e para a gestão da qualidade da água acumulada nos açudes da região semi-árida, a realização de estudos que propiciem a compreensão dos mecanismos responsáveis pela expansão e controle de florações

de algas nesses ambientes, fundamentais para a melhoria da qualidade da água acumulada nos açudes.

2. OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivos:

- Caracterizar o reservatório com base nos perfis verticais de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica;
- Quantificar as cargas externas de sólidos suspensos totais (SST), sua fração mineral (SSF) e orgânica (SSV), e fósforo total (P_{total}) transportadas pela bacia hidrográfica do açude Cruzeta bem como as taxas de sedimentação desses elementos no reservatório;
- Avaliar o padrão temporal do estado trófico do reservatório, e a importância dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) no desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica;
- Analisar o padrão de disponibilidade de luz na coluna d'água e a importância da atenuação de luz na dinâmica temporal do fitoplâncton, bem como a influência da matéria mineral e orgânica em suspensão na transparência da água do reservatório;
- Realizar a modelagem matemática da variação das concentrações de P_{total} e clorofila *a* no reservatório.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Recursos hídricos no semi-árido

No semi-árido brasileiro, caracterizado como região periodicamente assolada por severas secas, as ações do governo se fizeram necessárias desde o início do século XX, com a criação, em 1909, da Inspetoria de Obras contra as Secas – IOCS, depois transformada, em 1909, em Inspetoria Federal de Obra contra as Secas – IFOCS e, finalmente, em 1945, em Departamento Nacional de Obras contra as Secas – DNOCS, que se dedicou à implantação de uma infra-estrutura hidráulica de açudes e canais (VIEIRA, 2003).

Este quadro conduziu nos últimos 100 anos na Região o desenvolvimento de um dos maiores programas de construção de açudes do mundo. Mais de 70 mil açudes foram construídos, os maiores, cerca de 1000 açudes, pelo poder público e os pequenos e médios, pela iniciativa privada (MOLLE & CARDIER, 1992).

A construção de açudes no semi-árido brasileiro foi vital para a sua ocupação e desenvolvimento de atividades econômicas, capaz de aumentar a resistência do homem à seca, através do suprimento de água para abastecimento humano, dessedentação de animais, produção agrícola irrigada e desenvolvimento da piscicultura.

Entretanto, não se desenvolveu na Região uma política adequada de utilização racional dessa infra-estrutura hídrica, resultando em baixa eficiência de utilização das águas e impacto econômico pouco significativo.

Embora a água seja fator condicionante de desenvolvimento em regiões de grande variabilidade sazonal desse recurso, sua presença não é suficiente para o desenvolvimento (TUCCI *et al*, 2000).

As regiões do Semi-Árido potiguar, por exemplo, apresentam um quadro bastante contraditório. É uma região com um dos maiores índices de açudagem do mundo, principalmente na região do Seridó, porém a política de construção de açudes para atenuar o problema da escassez de água não solucionou totalmente a situação, visto que os reservatórios não têm demonstrado capacidade de garantir o abastecimento humano prioritário nos períodos de grande estiagem.

O Semi-Árido, e o Nordeste por extensão, possuem características próprias, quer sob o ponto de vista de tradição e cultura, quer sob o ponto de vista de recursos

naturais, atividades econômicas e, especialmente acentuada irregularidade climática e escassez relativa de água, das quais podem ser destacadas:

- Precipitação pluvial – No Nordeste, a precipitação média anual é da ordem de 950 mm, enquanto que no “Polígono das Secas” (definição política do Semi-Árido; Figura 01) é de apenas 650 mm;

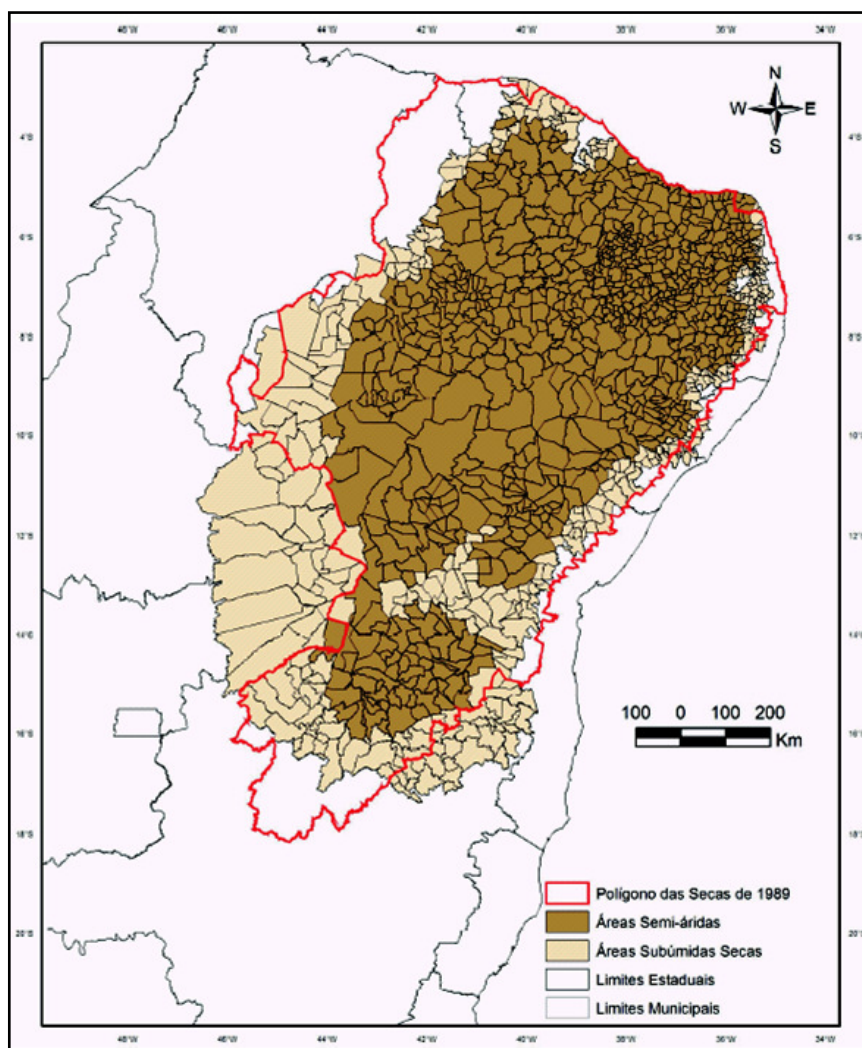


Figura 01 – Definição político-institucional do “Polígono das Secas”. (Fonte: PAN-BRASIL, 2004).

- Escoamento superficial – No Nordeste é de aproximadamente 160 bilhões de m³, e no Polígono cerca de 90 bilhões de m³;
- Evapotranspiração potencial – Bastante elevada, variando entre 1400 a 2000 mm, nas 24 grandes bacias nordestinas (ÁRIDAS, 1994; Figura 02). Em inúmeros locais, ultrapassa 2000 mm;

- Déficit de evapotranspiração potencial – O déficit de evapotranspiração real em relação à evapotranspiração potencial (indicador de aridez) varia entre 50 mm (bacia do Gurupi) até valores superiores a 1000 mm em bacias como Acaraú-Coreaú, Curú, Jaguaribe, Apodi-Mossoró, Piranhas-Açu (ÁRIDAS, 1994);

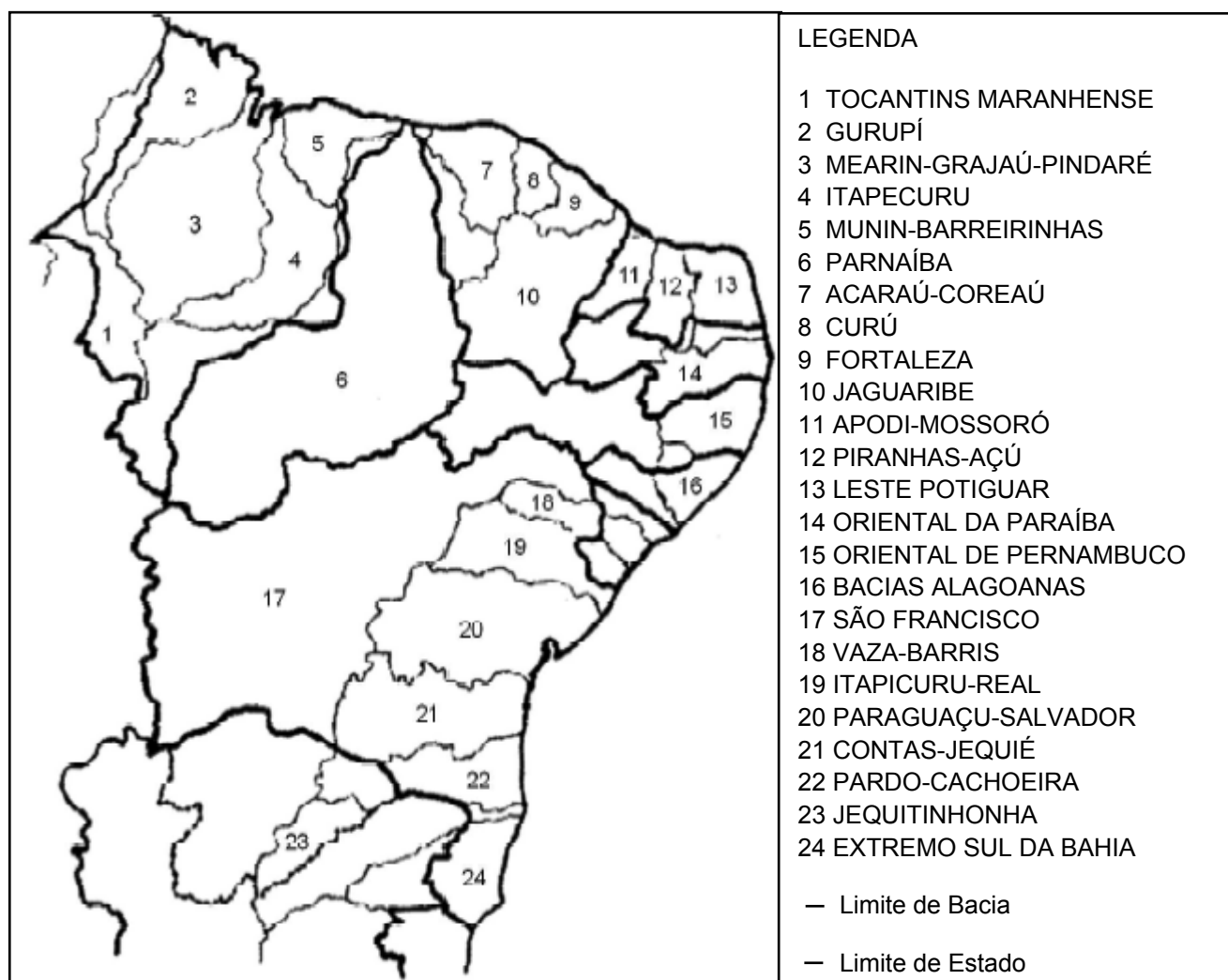


Figura 02 – Bacias hidrográficas do Nordeste. (Fonte: ÁRIDAS, 1994).

- Intermittência dos rios – Todas as grandes bacias que constituem a região Nordeste têm rios intermitentes à exceção das bacias do São Francisco e do Parnaíba (VIEIRA, 2000);
- Vulnerabilidade natural – A vulnerabilidade natural hídrica das bacias, pode ser definida através de dois parâmetros: pela intermitência dos rios e pela relação entre o Déficit de Evapotranspiração Potencial e a

Precipitação Média (chamado de Déficit de Evapotranspiração Potencial Relativo) – DETPR. Quando $DETPR > 1$, as bacias de rios intermitentes são classificadas como fortemente vulneráveis, predispostas a situações críticas. É o caso das bacias: Acaraú-Coreaú, Curú, Jaguaribe, Apodi-Mossoró, Piranhas-Açú, Leste Potiguar, Oriental da Paraíba, Vaza-Barris e Itapicuru-Real (VIEIRA, 1999);

- Freqüência de secas – A estatística das grandes secas ocorridas no Nordeste indicam 30% de anos secos no século XVIII, 16% de anos secos no século XIX e 23% de anos secos no século XX (VIEIRA, 1999);
- Rendimento hídrico dos reservatórios - Em face do alto grau de evaporação, o rendimento dos reservatórios de acumulação é bastante baixo, com valores próximos a 25%, ou seja, o volume regularizado anual corresponde à cerca de $\frac{1}{4}$ da capacidade do reservatório, para os açudes de pequeno e médio porte;
- Predominância do cristalino – As áreas de formação cristalina representam cerca de 70% do Polígono das Secas, com aquíferos fissurais de potencial restrito (vazões médias em torno de 4 m³/hora) (VIEIRA, 2003).

Deve ser considerado ainda, que o próprio padrão de distribuição espacial da água disponível no semi-árido não coincide com a distribuição dos locais onde existem necessidade de seu consumo, e que a infra-estrutura para encaminhar a água para as localidades mais secas é bastante precária (MOURA, 2007).

Com surgimento de novas necessidades de consumo do homem, que se incrementam a cada ano, aumenta também a demanda pelo uso da água, elevando os conflitos pelo seu uso, com conseqüente diminuição da oferta em termos de qualidade e quantidade (CARVALHO *et al*, 2002).

Somado a todos os fatores descritos acima, tem-se verificado ainda, o aumento dos níveis de poluição das bacias hidrográficas nordestinas, em particular nos reservatórios potiguares (ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2006; BARBOSA *et al.*, 2006), como conseqüência da intensificação da ação antrópica resultante do crescimento populacional. Salienta-se que nenhum espaço semi-árido do mundo tem a elevada densidade de ocupação humana do semi-árido do Nordeste brasileiro (FERNANDES, 2003).

Dentre os principais problemas relacionados à qualidade da água no semi-árido, podem ser citados: salinização; elevados níveis de turbidez e assoreamento; e a eutrofização, que tem se destacado como um dos principais problemas de poluição a nível global (CARPENTER *et al*, 1998).

3.2 Eutrofização

Segundo Lindeman (1942), a eutrofização é um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas aquáticos. À medida que o tempo passa e os nutrientes vão se acumulando, havendo um desenvolvimento cada vez maior das populações de fitoplâncton, observa-se com frequência o florescimento de microalgas e cianobactérias. Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e muito lenta (demora muitas dezenas de anos a estabelecer-se). Entretanto, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade e provocando, assim, um desequilíbrio ecológico. Denomina-se este processo de eutrofização cultural ou artificial (WETZEL, 2001; ESTEVES, 1998).

Nos últimos 20 anos o processo de eutrofização tem se acelerado em reservatórios brasileiros devido principalmente ao aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas (uma vez que a quantidade total de nutrientes exportados por escoamento superficial de áreas de drenagem para águas superficiais aumenta linearmente com o seu conteúdo no solo), aumento da população humana e do grau de urbanização sem tratamento de esgotos domésticos e intensificação de algumas atividades industriais que geram resíduos com elevada carga de nutrientes e matéria orgânica. Ao mesmo tempo, o uso múltiplo tem se intensificado, aumentando a complexidade do gerenciamento de reservatórios e de bacias hidrográficas (INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA, 2000; SMITH *et al.*, 1999; von SPERLING, 1995).

As principais conseqüências da eutrofização são: perda de biodiversidade, floração de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas, restrição aos usos da água, efeitos sobre a saúde humana e aumento nos custos para o tratamento da água (XAVIER, *et al.*, 2005; CHORUS & BARTRAM, 1999; DI BERNARDO, 1995).

Considera-se a floração de cianobactérias o principal problema resultante da eutrofização artificial. Tais florações causam drástica redução das concentrações de oxigênio, levando à morte muitos organismos aquáticos, e alterações na coloração e

odor das águas. O fato de algumas espécies de cianobactérias produzirem toxinas (cianotoxinas) torna a questão um problema de saúde pública, visto que através do abastecimento público as populações ficam expostas à contaminação (PANOSSO *et al.*, 2007).

No Brasil, este processo passou a ser mais estudado a partir da tragédia ocorrida na cidade de Caruaru-PE, em 1996 onde uma intensa floração de cianobactérias do gênero *Microcystis*, presente no reservatório que abastecia a cidade, provocou a intoxicação aguda de alguns pacientes de hemodiálise, inclusive com mortes, pela hepatotoxina microcistina (MOLICA, 1996; AZEVEDO *et al.*, 2002).

No Rio Grande do Norte, alguns trabalhos já registraram a ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em diversos reservatórios utilizados para abastecimento público (e.g. PANOSSO *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2006; MORALES, 2003).

Desta forma, a redução da biomassa algal para níveis aceitáveis aos usos múltiplos dos corpos aquáticos, tem sido o objetivo comum de todo e qualquer programa de controle da eutrofização (SMITH *et al.*, 1999). Isso tem estimulado o desenvolvimento de pesquisas que buscam entender o padrão de variação da biomassa fitoplanctônica em resposta ao processo de poluição.

Muitos dos lagos e reservatórios estudados têm demonstrado que existe uma relação fortemente positiva entre a biomassa média e as cargas de nutrientes (e.g. DILLON & RIGLER, 1974b; JONES & BACHMANN, 1976; SMITH, 1979).

Nesse contexto, o conceito de limitação de nutrientes pode ser considerado a chave da pesquisa da eutrofização. Com efeito, isto implica: (a) que um nutriente chave será o principal fator limitante para o crescimento de plantas em um dado ecossistema, (b) o crescimento de plantas em um dado ecossistema será proporcional a taxa de fornecimento do nutriente e (c) que o controle da eutrofização será associado por restrição da carga deste nutriente para o ecossistema (SMITH *et al.*, 1999).

Sob condições estáveis, a utilização de um nutriente por um organismo obedece a “Lei do Mínimo” estabelecida por Liebig, através da qual o crescimento de um organismo é limitado pela substância disponível nas quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução (ODUM, 1988). O conceito de nutriente limitante é menos aplicável sob condições transitórias, quando

as quantidades e, portanto, os efeitos de muitos constituintes estão se modificando rapidamente (ODUM & BARRETT, 2007).

Segundo SALAS & MARTINO (1991), o conceito de nutriente limitante é baseado na premissa de que, a uma dada estequiometria celular das plantas aquáticas, o nutriente que irá controlar a máxima quantidade de biomassa vegetal é o nutriente que será exaurido primeiro, ou aquele que alcançar valores mínimos antes dos outros.

O fósforo, por ser considerado o nutriente primariamente limitante em muitos lagos e reservatórios, tem sido focado em diversos estudos de gerenciamento da eutrofização (e.g. DILLON & RIGLER, 1975; CANFIELD & BACHMANN, 1981; SMITH & SHAPIRO, 1981; GILLIAM, 1995; CEPIS, 2001; COVENEY *et al.*, 2005). No entanto o nitrogênio também tem sido apontado como nutriente limitante ao crescimento fitoplanctônico em ecossistemas lacustres tropicais (LEWIS, 2000; TREVISAN & FORSBERG, 2007).

Visto que nitrogênio e fósforo são geralmente considerados os dois principais nutrientes limitantes para algas e plantas vasculares em ecossistemas aquáticos, as razões entre esses elementos geralmente têm sido usadas para inferir limitação por nutriente (SMITH, 1982; DOWNING & MACCAULEY, 1992; HAVENS, 2003; TURNER, 2003). 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 (SMITH, 1979). Reynolds (1999) ressalta ainda que, quando o suprimento de cada recurso exceder a demanda o suficiente para saturar as taxas de crescimento, a razão N:P torna-se irrelevante para a definição de uma limitação por esses nutrientes.

Muitos reservatórios e lagos naturais podem ainda, ter a produção fitoplanctônica limitada pela luz (LIND *et al.*, 1992; GROBBELAAR, 1992). A limitação por luz pode ocorrer em condições de baixa incidência de radiação, alta turbidez e grande profundidade da camada de mistura (Z_{mix}), que resulta em exposição do fitoplâncton à taxas de energia insuficientes, dificultando o crescimento. Altas concentrações de nutrientes freqüentemente acompanham estas condições (GROBBELAAR, 1985; FISHER *et al.*, 1995).

Entretanto diversos fatores são controladores do crescimento fitoplanctônico, visto que a produtividade primária nos corpos aquáticos é influenciada por um conjunto de fatores físicos, químicos e biológicos, os quais por sua vez são controlados pelo clima, regime hidrológico, tamanho e natureza da bacia hidrográfica, morfologia do reservatório, natureza e volume das vazões de entrada e saída, e pela estrutura da cadeia alimentar (THORNTON & RAST, 1993; SÁNCHEZ-CARRILLO & ÁLVAREZ-COBELAS, 2000).

Esses fatores tornam-se ainda mais distintivos em se tratando de reservatórios de zonas semi-áridas. Uma característica importante desses reservatórios é a alta relação entre a área da bacia hidrográfica e a área do reservatório necessária para manter um certo volume de água acumulado no reservatório (THORNTON & RAST, 1989, 1993). Como os solos do semi-árido brasileiro são geralmente rasos e a cobertura vegetal é relativamente escassa (OYAMA & NOBRE, 2004), são facilmente erodidos pela ação das fortes chuvas que se concentram em alguns poucos dias do ano. O resultado da intensa erosão dos solos associada às grandes áreas de captação das bacias, elevam a carga de sólidos em suspensão carregados para os reservatórios aumentando a turbidez, além de enriquecer o reservatório com nutrientes lixiviados do solo da bacia.

Todas essas características criam uma complexa rede de interação, que tornam a resposta do ecossistema frente às mudanças ambientais, difíceis de serem previstas. Segundo SCHEFFER *et al.*, (2001), alguns corpos aquáticos podem responder de forma contínua ao enriquecimento por nutrientes, seguindo uma tendência quase que linear, outros podem se manter inertes dentro de uma determinada faixa de condições, respondendo apenas quando estas condições atingem um certo nível crítico ou ainda, ter mais de um estado de equilíbrio ou regime dinâmico para uma mesma condição ambiental e exibindo uma mudança catastrófica de regime em resposta ao enriquecimento por nutrientes.

A teoria dos estados estáveis alternativos em ecossistemas vem sendo levantada a muito tempo (LEWONTIN, 1969; HOLLING, 1973; MAY, 1977), tendo sido os lagos rasos os ambientes mais estudados (SCHEFFER *et al.*, 1993; SCHEFFER & van NES, 2007). Esta teoria surgiu a partir da tendência observada em lagos, de mudarem abruptamente de um estado de águas claras (alta transparência) para um estado de águas túrbidas, e que ambos os estados (claro e túrbido) eram estabilizados por diversos mecanismos existentes no ambiente. Um dos exemplos

mais citados é a repentina perda de transparência e vegetação observada em lagos rasos sujeitos à eutrofização antrópica.

Em corpos aquáticos que apresentam estados alternativos, mudanças graduais nas condições ambientais podem não ser acompanhadas de alterações no ecossistema, mas podem reduzir o nível de resiliência ou grau de perturbação que o ecossistema pode sofrer sem alterar seu regime dinâmico. A diminuição da resiliência torna o sistema frágil, deixando-o mais susceptível às perturbações ambientais (SCHEFFER *et al.*, 2001, 2003).

Mudanças de regime podem causar grandes perdas de recursos ecológicos e econômicos e a restauração para a situação anterior pode requerer intervenções drásticas e de alto custo financeiro. Além do mais, por causa da alta histerese (resistência do sistema em permanecer em determinado estado), corpos aquáticos que apresentam estados alternativos de equilíbrio podem não exibir qualquer sinal capaz de indicar as mudanças que possam vir a ocorrer, diminuindo a eficiência dos modelos preditivos utilizados para a melhoria da gestão da qualidade da água desses ambientes.

3.3 Utilização de modelos matemáticos como ferramenta no gerenciamento de lagos e reservatórios

Um dos aspectos mais importantes nos estudos de eutrofização é o desenvolvimento de relações quantitativas entre aportes externos de nutrientes e as concentrações resultantes na coluna d'água do ambiente (SMITH, 1998; SMITH *et al.*, 1999).

O fato do fósforo ser utilizado como indicador do estado trófico e influenciar o comportamento de diversos parâmetros de qualidade de água em corpos aquáticos incluindo: biomassa fitoplanctônica (HOYER & JONES, 1983; STAUFFER, 1991), proporção de cianobactérias e predominância de florações de algas tóxicas (BULGAKOV & LEVICH, 1999; SMITH & BENNETT, 1999), fez com que a maioria dos estudos atentasse para a avaliação dos fatores que regem as concentrações desse elemento nos corpos aquáticos.

Historicamente os primeiros modelos de eutrofização surgiram na década de sessenta, derivados de estudos de balanço de massas em lagos e reservatórios. Em virtude do forte caráter empírico das relações obtidas, tais modelos apresentavam

validade apenas regional. Em suma, pesquisava-se a carga total de fósforo afluente ao corpo d'água e estabelecia-se uma correlação com as concentrações deste elemento encontradas na massa líquida (TOLEDO JR., *et al.*, 1983; SPERLING, 1993).

A partir dos trabalhos pioneiros de Vollenweider (1969) foram sendo desenvolvidos relações de cunho mais abrangente, onde eram incluídos parâmetros hidráulicos e morfométricos na previsão da concentração de fósforo (P) no corpo d'água. O modelo apresentado por Vollenweider (1969) considerava as cargas de entrada e saída de P do lago, considerando também a perda para o sedimento através da medida da taxa de sedimentação de P e algumas simplificações eram assumidas como: mistura completa das cargas de P logo após sua entrada; a taxa de sedimentação de P proporcional a sua concentração no lago; concentração no fluxo de saída igual a concentração na coluna d'água. Este equacionamento apresentou boa resposta quando aplicado a alguns lagos oligotróficos. Resultados de lagos eutróficos, entretanto foram menos satisfatórios.

Dillon & Rigler (1974a) modificaram o modelo de Vollenweider (1969) substituindo a medida da taxa de sedimentação de P por um coeficiente de retenção de P no reservatório, por se tratar de um parâmetro mais facilmente mensurável.

Foram então desenvolvidos modelos empíricos para a estimativa da retenção de P em lagos, por se tratar de um parâmetro de grande importância na avaliação das concentrações de P em diversas formulações (e.g. KIRCHNER & DILLON, 1975; CHAPRA, 1975; VOLLENWEIDER, 1975; WIDGER & KIMBALL, 1976; LARSEN & MERCIER, 1976).

Desde então numerosos estudos foram desenvolvidos incluindo a introdução de parâmetros como profundidade média do reservatório, tempo de residência hidráulica, descarga e taxa de sedimentação/retenção de P nas equações dos modelos (BRETT & BENJAMIN, 2008).

Uma consideração válida, refere-se à aplicabilidade dos modelos desenvolvidos em zonas climáticas temperadas, em regiões tropicais, visto que em ambientes quentes, o metabolismo dos organismos é intensificado, elevando a capacidade de assimilação de nutrientes e de decomposição da matéria orgânica. Além do mais o fato da viscosidade da massa líquida nesse ambientes ser mais reduzida, implica em velocidades de sedimentação mais elevadas e

conseqüentemente numa eliminação mais rápida de compostos orgânicos e inorgânicos de fósforo.

Salas & Martino (1991), desenvolveram um modelo de balanço de massas para fósforo com base nos dados de 40 lagos e represas tropicais, correlacionando a carga afluyente, tempo médio de residência da água e profundidade média do ambiente aquático.

O objetivo final da utilização desses modelos é predizer qual seria o grau de redução necessário nas cargas de fósforo ao ambiente capaz de reduzir a concentração do elemento na massa líquida, ou opostamente, predizer qual seria a máxima carga de entrada de P permissível ao ambiente, para que a determinada concentração de P seja mantida na coluna d'água (DILLON & MOLOT, 1996). Salienta-se que esses equacionamentos consideram apenas a condição de equilíbrio do ambiente, não podendo ser usados na avaliação da variação sazonal do P (LUNG *et al.*, 1976).

Outro aspecto importante nos 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. Por isso, vários modelos empíricos que relacionam concentração de nutrientes na água, com biomassa de algas (em termos de clorofila *a*) são muito utilizados com o objetivo de prever a carga externa de nutrientes que deve ser reduzida para reduzir a biomassa de algas até um nível desejado (VOLLENWEIDER, 1968; DILLON & RIGLER, 1974b; CHAPRA & TARAPCHAK, 1976; JONES & BACHMANN, 1976 STAUFFER, 1991).

Embora os nutrientes tenham tido grande atenção, notadamente o fósforo, outros fatores como a luz passaram a ser incluídos nos equacionamentos matemáticos, por desempenhar importante papel no desenvolvimento do fitoplâncton dos ambientes.

Alguns trabalhos (e.g. GROBBELAAR, 1990; WOFSY, 1983; CLOERN, 1999) procuraram criar modelos capazes de predizer produção e biomassa fitoplanctônica em ambientes sob condição de limitação por luz. WOFSY (1983) desenvolveu um modelo baseado em medidas de transparência (SECCHI) ou coeficiente de extinção da luz, concentração de clorofila *a* e profundidades da camada de mistura (Z_{mix}) calculadas a partir de perfis verticais de densidade, para rios e ambientes estuarinos com concentração elevada de nutrientes e turbidez. Entretanto pesquisas que modelem esses aspectos em ecossistemas lacustres tropicais ainda são escassos.

Observa-se que grande parte dos trabalhos existentes são provenientes de estudos desenvolvidos em climas temperados, quase sempre utilizando-se de um grande número de lagos e reservatórios para a sua formulação. Segundo Sperling (1993), trata-se da abordagem conhecida como enfoque cruzado, onde as correlações são obtidas através da análise de dados oriundos de dezenas de ambientes lacustres semelhantes. A este enfoque contrapõe-se o chamado tratamento longitudinal, quando um único lago ou reservatório é estudado ao longo do tempo.

No que se percebe, a modelagem tem se difundido ao longo dos anos como uma ferramenta capaz de antecipar acontecimentos e apontar alternativas que conduzam a manutenção da capacidade produtiva do ambiente. No entanto, mesmo com a disponibilidade dos diversos modelos existentes, a modelagem em bacias continua sendo investigada porque todos eles são simplificações de fenômenos complexos que regulam os processos ambientais (RIGHETTO *et al.*, 2005).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

4.1.1 A bacia do rio Seridó

A Bacia hidrográfica do Rio Seridó é uma bacia Federal que abrange os estados da Paraíba e Rio Grande do Norte (Figura 03). Possui uma área de drenagem de 10.010 km² e perímetro de 578 km. Está inserida na bacia do rio Piranhas-Açu. A porção norte-riograndense da bacia ocupa 66% da sua área. O rio Seridó, seu rio principal, é o maior afluente do rio Piranhas-Açu, o qual tem importância estratégica para o desenvolvimento desses dois Estados.

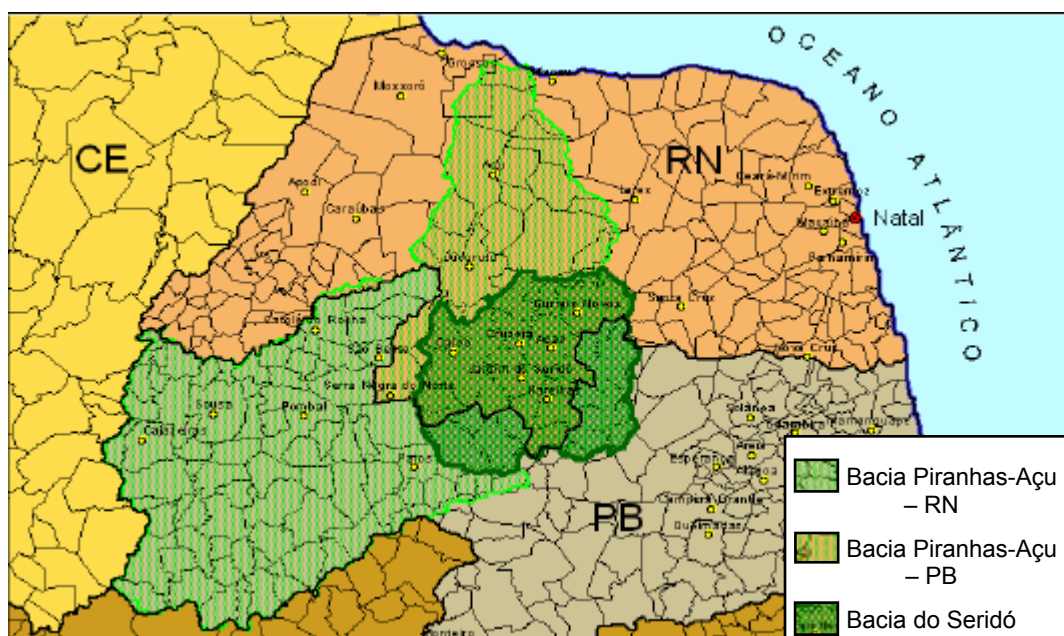


Figura 03 - Localização da bacia do Rio Seridó (na bacia do Rio Piranhas-Açu).

Os terrenos que compõem a bacia hidrográfica do Seridó são predominantemente de formação cristalina pré-cambriana, que dificulta a formação de aquíferos. A vegetação caracteriza-se pela caatinga hiperxerófila arbustiva aberta com predominância de cactáceas e plantas de porte mais baixo bem espaçadas. Em toda extensão da bacia o clima é do tipo *BSw'h'*, da classificação climática de Köppen, caracterizado por um clima muito quente e semi-árido, tipo estepe. A

precipitação anual média na bacia varia de 500 a 700 mm, contrapondo-se com a evaporação potencial que é da ordem de 2000 a 3000 mm/ano (SERHID, 2005).

Apesar das condições climáticas adversas, a região do Seridó é bastante populosa. Dos 29 municípios localizados na bacia, 18 estão no Rio Grande do Norte, com uma população de 213.452 habitantes (73%) e 11 na Paraíba, com uma população de 76.960 habitantes (27%) (IBGE -Censo 2000).

4.1.2 A bacia hidrográfica do açude Cruzeta

A bacia hidrográfica do açude Cruzeta (Figura 04), está inserida na bacia do rio Seridó, sendo limitada pelos paralelos 06° 03' e 06° 25' Sul e os meridianos 36° 35' e 36° 57' Oeste. O rio São José, seu rio principal, é um afluente pela margem direita do rio Seridó que por sua vez é afluente pela margem esquerda do rio Piranhas-Açu. A área da bacia do açude Cruzeta mede 1.010 km² com um perímetro de 157 km, o que fornece um valor do Índice de Gravelius (coeficiente de compacidade) $K_c = 1,3$ e compreende terras dos municípios de: São Vicente com 415 km² (41,1%); Florânea 311 km² (30,8%); Cruzeta 230 km² (22,8%); Acari 49 km² (4,8%) e Currais Novos 5 km² (0,5%) (GUIMARÃES Jr.*et al.*, 2002).

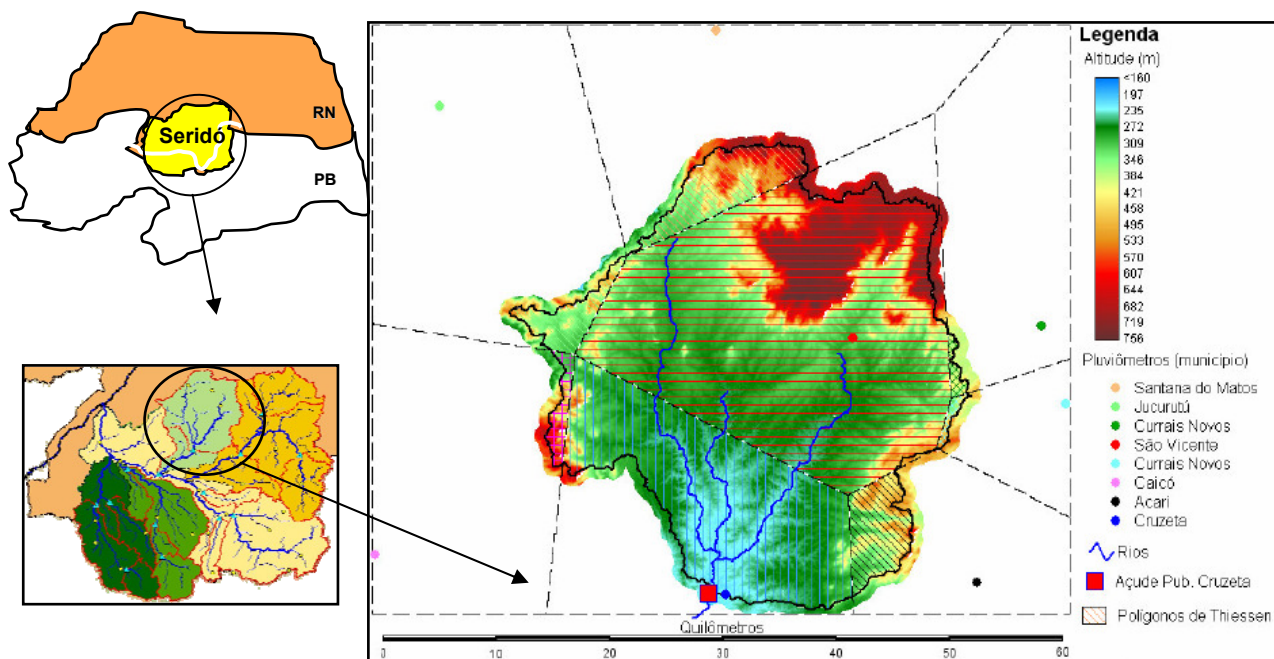


Figura 04 - Localização da bacia hidrográfica do açude Cruzeta na bacia do Seridó

Na bacia do açude Cruzeta o curso sazonal das precipitações é caracterizado pela concentração da pluviosidade em poucos meses. O regime pluviométrico observado na bacia é do tipo tropical, com a estação das chuvas ocorrendo no verão austral, indo de janeiro a junho, com o máximo ocorrendo em março e abril. Entretanto, o início e término da estação chuvosa apresentam-se de forma bastante aleatória, e mesmo no período de estiagem podem ocorrer chuvas. Segundo Guimarães Jr. et.al., (2002) a precipitação anual média na bacia do açude Cruzeta é de 585,1 mm (com desvio padrão de 265,5 mm) com base no período observado de 1936 a 1985.

Dados de precipitação mensal acumulada medidos na estação climatológica de Cruzeta encontram-se apresentados na Figura 05.



Figura 05 – Precipitação mensal acumulada (2007 e 2008 até o mês de junho) e média mensal acumulada no período 1921 – 2006 da estação meteorológica de Cruzeta (Fonte: EMPARN - dados não publicados).

A região da bacia do açude Cruzeta caracteriza-se por altas taxas de evaporação, o que acarreta perdas significativas das reservas acumuladas e contribuem para o déficit hídrico da bacia. A evaporação média é de 3.323 mm, com base nas medições realizadas em Tanque Classe A (MELO, 2002).

Em escala anual, a insolação na região se situa em torno de 2.893 horas, sendo os meses de menor insolação àqueles correspondentes ao período chuvoso, devido à presença da nebulosidade.

Os terrenos que compõem a bacia hidrográfica do açude Cruzeta são predominantemente de formação cristalina pré-cambriana, com intrusões de rocha plutônicas e filosianas. Essas rochas sob influência do clima foram submetidas a uma grande erosão no passado que proporcionou um sistema de drenagem denso. Os solos da bacia são na sua maior parte das classes Brunos não Cálcicos e Litólicos Eutróficos (ARAÚJO, 2007).

4.1.3 O açude Cruzeta

O açude Cruzeta foi projetado em 1910 e sua construção foi iniciada em 1920, tendo sido concluída em 1929 pelo barramento do Riacho São José no ponto de coordenadas geográficas dado pela Latitude 06°24'32" S e Longitude 36°48'01" W.

Com uma capacidade de 29.878.500 m³, o açude foi construído com objetivo de promover a convivência do homem com a seca, sendo o IFOCS (Inspetoria Federal de Obras Contra a Seca) hoje DNOCS, o órgão responsável na época. Em 1984 o reservatório sofreu uma ampliação onde foram acrescentados cerca de 50 cm na parede e nos vertedouros ficando com capacidade máxima de acumulação de 35.000.000 m³.

A barragem do açude Cruzeta tem 880 m de extensão, medido pelo coroamento, construída em solo compactado do tipo seção homogênea, com altura máxima de 15 m. A área da bacia hidráulica é de 8,44 km² e o volume da reserva intangível (volume morto) é de 2.990.000 m³ (DNOCS, 2005).

O açude possui potencial disponibilidade de acumulação hídrica, sendo de vital importância para o abastecimento da cidade de Cruzeta, atendimento às demandas de irrigação do perímetro irrigado (localizado à jusante da bacia do reservatório), pesca, recreação e dessedentação de animais, além das captações difusas para irrigação de pequenas áreas de culturas de vazantes (MELO, 2002).

A Figura 06 apresenta a evolução volumétrica do reservatório no período de janeiro de 1995 a maio de 2008.

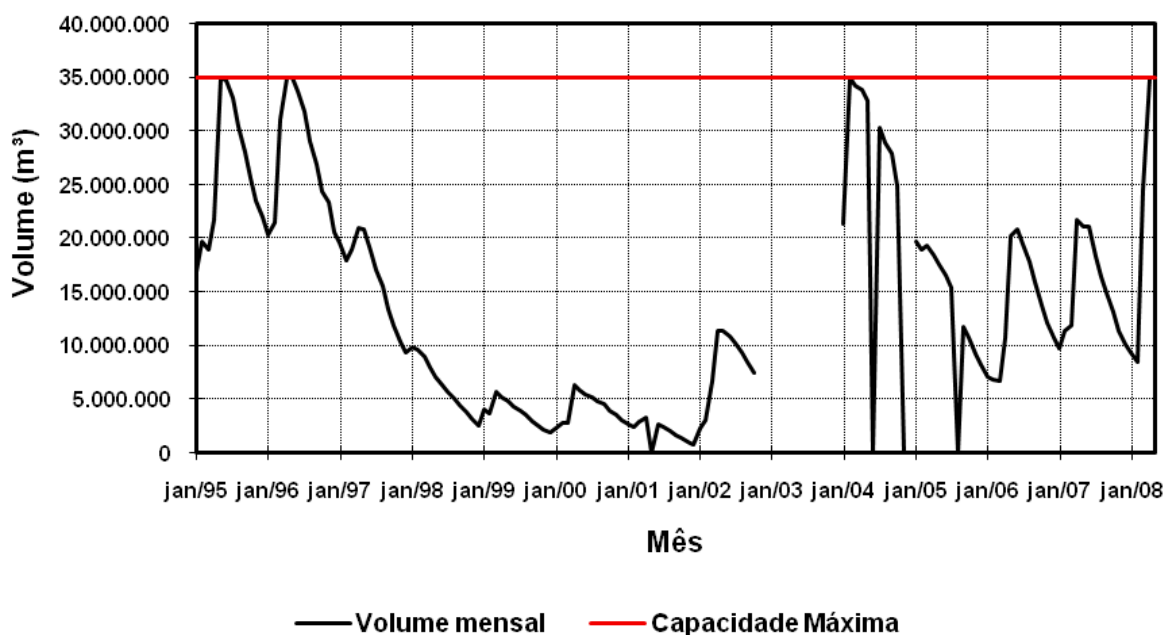


Figura 06 – Evolução volumétrica do açude Cruzeta, 1995 – 2008. (Fonte: DNOCS).

4.2 Metodologia

4.2.1 Coleta de amostras e trabalho de campo

Para a obtenção dos dados, foi realizado o monitoramento do reservatório no período de março de 2007 a maio de 2008, com coletas de água quinzenais, em cinco (05) pontos de coleta ao longo da bacia hidráulica do reservatório, além do canal de derivação que retira água para irrigação e abastecimento da cidade de Cruzeta (C) (Figura 07).

Foram realizadas ainda, coletas nos 3 principais afluentes do reservatório (rio Quimproró, rio Do Meio e rio Salgado) ao longo do período chuvoso de 2007 e 2008, no sangradouro (período chuvoso de 2008), e eventualmente da água de precipitação pluvial.

As coordenadas dos pontos localizados no reservatório foram registradas com o auxílio de um GPS (modelo GARMIN ETREX SUMMIT) e encontram-se descritas na Tabela 01.

As coletas eram sempre realizadas no período da manhã, no intervalo das 7:30 às 11:00h, com o auxílio de uma embarcação. Em cada ponto de coleta, amostras de água foram retiradas em todo o perfil vertical da coluna d'água, a cada metro de

profundidade até 0,5m acima do sedimento, com o auxílio de uma garrafa Van Dorn, e depois integradas em uma caixa plástica de 40 litros, de onde foram retiradas sub-amostras representativas de cada ponto. As amostras foram armazenadas em garrafas plásticas de polietileno com capacidade de 2L, acondicionadas em caixas térmicas com gelo e imediatamente transportadas ao Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – LARHISA da UFRN para o processamento das análises.

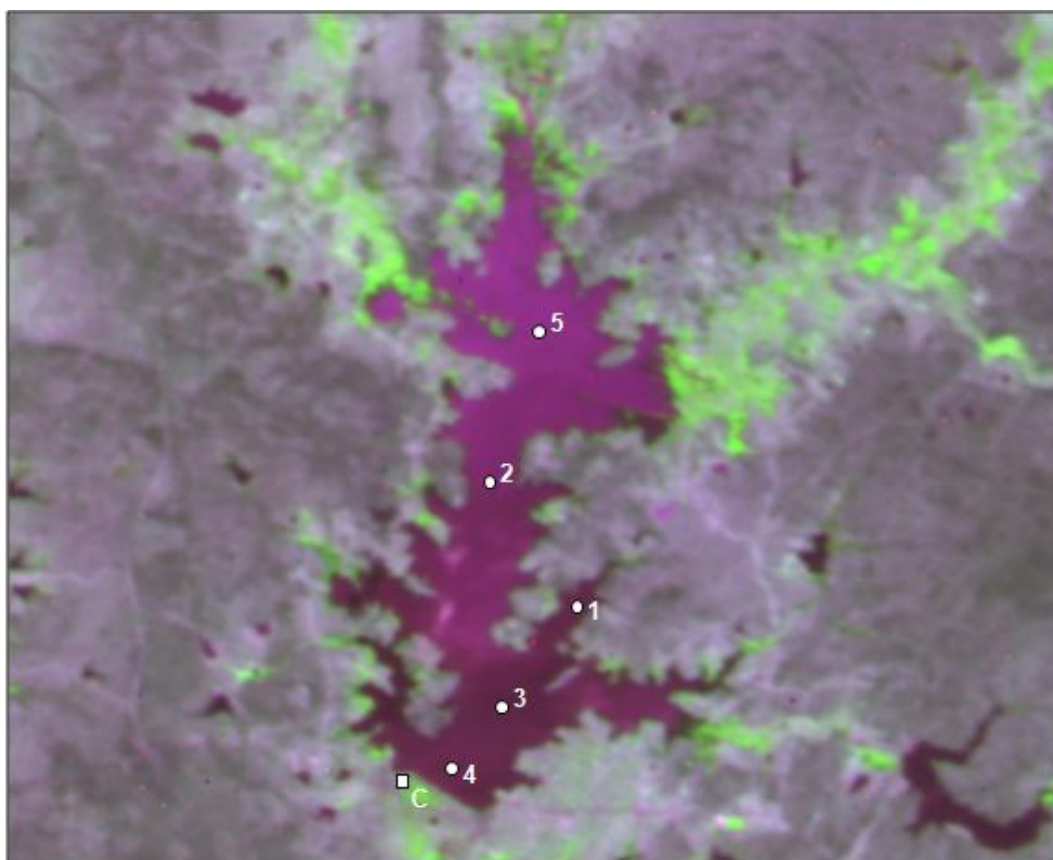


Figura 07 – Localização das Estações Amostrais no açude Cruzeta.

Tabela 01 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta.

Ponto de Coleta	Latitude	Longitude
Ponto 1	06° 23' 56,6" S	36° 47' 17,5" O
Ponto 2	06° 23' 39,7" S	36° 47' 35,2" O
Ponto 3	06° 24' 20,9" S	36° 47' 33,7" O
Ponto 4	06° 24' 34,7" S	36° 47' 43,0" O
Ponto 5	06° 23' 14,4" S	36° 47' 34,4" O

Em cada ponto de coleta era realizada a avaliação da transparência da água através da medida da profundidade do disco de Secchi, além dos perfis verticais de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) na coluna d'água através do sensor Li Cor 193 esférico (4π) para o posterior cálculo do coeficiente de atenuação vertical da luz (K_t). A partir de setembro de 2007, passou a ser realizada também a perfilagem da coluna d'água com o auxílio da sonda HYDROLAB (modelo DS – 5) com a medição dos parâmetros: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura a cada meio metro de profundidade.

A estratificação no reservatório foi considerada estável quando se constatou um gradiente de temperatura $>0,3^\circ\text{C}$ por metro, de acordo com Hambright et al., (1994).

Para estimar a profundidade de mistura (Z_{mix}), foram usados os perfis de oxigênio ao invés dos perfis de temperatura, devido a baixa diferença de temperatura na coluna, assumindo o limite de Z_{mix} quando as concentrações de oxigênio caem abaixo de 1 mg/l (ZOHARY et al., 1996).

4.2.2 Análise de amostras

Em laboratório foram determinadas as concentrações de clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total, sólidos fixos e voláteis em suspensão e turbidez, com as amostras sendo analisadas em duplicata.

Para a análise de Clorofila *a*, as amostras foram filtradas, com auxílio de bomba de vácuo numa pressão de aproximadamente 20cmHg (de forma evitar o rompimento das células), em filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH (47mm; $1,5\mu\text{m}$ de porosidade). A extração da clorofila *a* foi realizada incubando os filtros macerados imersos em 10ml de etanol 95% em tubos de Eppendorf envoltos com papel alumínio para evitar a fotodegradação, por um período de aproximadamente 20 horas em geladeira. Após a incubação, os tubos foram centrifugados e então foi procedida a leitura do extrato em espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 665 e 750nm (JESPERSEN & CHRISTOFFERSEN, 1988), não sendo feita correção da feofitina conforme recomendam os trabalhos de Stich & Brinker (2005) e Schilling et al., (2006), por resultar numa maior acuracidade do resultado.

A determinação do Fósforo Total foi realizada pelo método colorimétrico do Cloreto Estanhoso com pré digestão da amostra com os ácidos sulfúrico e nítrico,

cujo princípio químico baseia-se no fato de que os íons ortofosfato reagem com o molibdato de amônia ocorrendo a formação do ácido molibdofosfórico que é reduzido pelo cloreto estanhoso com o desenvolvimento de uma coloração azulada com intensidade proporcional à quantidade de fósforo presente na amostra. A leitura é realizada em espectrofotômetro no comprimento de onda de 690 nm (APHA, 1998).

As concentrações de Nitrogênio Total foram determinadas através do método semi-macro Kjeldahl (APHA, 1998) com a amônia medida através do método Fotométrico da Nesslerização Direta com leitura espectrofotométrica no comprimento de onda de 450 nm (APHA, 1989).

Para a análise de sólidos em suspensão, filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH (47mm; 1,5µm de porosidade) foram tratados sendo previamente secos a 105°C em estufa por uma hora, ignizados em forno mufla por 15 minutos e pesados em balança analítica. Após a filtração da amostra, com auxílio de bomba a vácuo, os os filtros foram novamente secos a 105°C e pesados. A diferença dos pesos dos filtros antes e depois da filtração forneceu as concentrações de Sólidos Suspensos Totais. Para a obtenção das frações de Sólidos Fixos e Voláteis, os filtros foram ignizados em forno mufla à temperatura de 550°C por 15 minutos, e posteriormente pesados. A diferença dos pesos dos filtros antes da filtração e após a ignição forneceu a medida de Sólidos Fixos. Os valores de Sólidos Voláteis foram obtidos pela diferença entre Sólidos Totais e Fixos (APHA 1998).

As medidas de Turbidez foram realizadas em laboratório com o auxílio de um turbidímetro TECNAL (modelo TB-1000).

Os parâmetros analisados com os respectivos métodos e referências encontram-se sumarizados na Tabela 02.

Tabela 02 – Parâmetros monitorados no açude Cruzeta com os respectivos métodos e referências.

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA
Clorofila a (µg/l)	Extração com etanol 95%	Jespersen & Christoffersen, 1988
Fósforo Total (mg/l)	Cloreto Estanhoso	APHA, 1998
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/l)	Semi-macro Kjeldahl	APHA, 1998
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	Secagem a 103° - 105° C	APHA, 1998
Sólidos Suspensos Fixos (mg/l)	Ignição em forno mufla a 550° C	APHA, 1998
Sólidos Suspensos Voláteis	Ignição em forno mufla a 550° C	APHA, 1998
Transparência (m)	Secchi	-
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	APHA, 1998

4.3 Experimentos realizados

4.3.1 Enriquecimento artificial por nutrientes (N e P) para avaliação da taxa de crescimento fitoplanctônico

Para investigar a importância relativa do nitrogênio e do fósforo para a limitação do crescimento fitoplanctônico no açude Cruzeta, foi realizado um experimento de campo em microcosmos onde foram manipuladas as concentrações desses nutrientes e a disponibilidade de luz.

Inicialmente foi escolhida uma das estações de coleta do reservatório (Ponto 04) e retirados cerca de 40 litros de água, coletados na coluna d'água seguindo os mesmos procedimentos utilizados durante as coletas (alíquotas retiradas a cada metro de profundidade da coluna d'água e integradas). As amostras eram filtradas em rede de 68 µm de abertura de malha para a remoção do zooplâncton e distribuídas em 40 garrafas com 0,5 litros de capacidade, onde as concentrações de nutrientes foram manipuladas.

O experimento constituiu-se de quatro tratamentos, apresentando um desenho experimental do tipo 2x2 com cinco réplicas para cada tratamento (C, P, N, NP), que envolveram: N - adição isolada de N (160 µM de N-NO₃, na forma de nitrato de sódio; P - adição isolada de P (10 µM de P-PO₄ na forma de fosfato potássio monobásico; NP - adição de N e P associados (160 µM de N-NO₃ e 10 µM de P-PO₄); C - Tratamento Controle, onde a adição de nutrientes foi omitida.

Após o preenchimento, as garrafas eram aleatorizadas e dispostas em uma estrutura de madeira (Figura 08), sendo formadas duas estruturas com os mesmos tratamentos. Ambas foram colocadas dentro do reservatório, sendo que a primeira foi posicionada a 65 cm abaixo da superfície (alta disponibilidade de luz – 32,78% da radiação incidente na superfície) e a outra na profundidade correspondente a 3 vezes a profundidade do disco de Secchi (baixa disponibilidade de luz – 1,40% da radiação incidente na superfície). As estruturas eram ancoradas nas devidas profundidades e marcadas com bóias.



Figura 08 – Disposição dos microcosmos na estrutura utilizada para o experimento.

O tempo de incubação dos bioensaios foi de cinco dias. Após este período, as estruturas foram retiradas e transportadas para o laboratório para que ocorresse a filtração das amostras e a determinação das concentrações de Clorofila a (JESPERSEN & CHRISTOFFERSEN, 1988).

A resposta da biomassa fitoplanctônica ao enriquecimento de nutrientes foi monitorada através da medida das concentrações de Clorofila *a* no início e no final das incubações. As taxas de crescimento do fitoplâncton foram calculadas de acordo com a equação proposta por Landry e Hassett (1982) (Equação 01).

$$\mu = \frac{\text{Ln} \frac{C(t)}{C(0)}}{t} \quad \text{Equação (01)}$$

Onde:

- μ - Taxa de crescimento;
- $C(0)$ - Concentração inicial de clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$);
- $C(t)$ - Concentração final de clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$);
- t - tempo de incubação do experimento em dias;

4.3.2 Taxa de sedimentação de material em suspensão

Para avaliar o processo de sedimentação no açude cruzeta, foram realizados dois experimentos de taxa de sedimentação nos meses de junho de 2007 e fevereiro de 2008, através da incubação de coletores de captura e acumulação de material particulado em sedimentação.

Os coletores foram feitos de 4 tubos de PVC de 5 cm de diâmetro e 25 cm de altura (razão altura:diâmetro de 5:1 para prevenir ressuspensão) dispostos numa armação de metal (Figura 09). Estes aparatos foram imersos na coluna d'água, presos a uma bóia e ancorados à aproximadamente 0,5 m do fundo do reservatório em cada um dos 5 pontos de coleta anteriormente citados, de modo que a profundidade variou de acordo com o período de realização do experimento e entre cada ponto. Antes da incubação, os tubos eram preenchidos com água destilada para evitar a entrada de material logo no início da imersão. O tempo de exposição variou de 2 a 4 dias. Após o período de incubação, os coletores eram recuperados, e o conteúdo das quatro provas de cada aparato era transferido para uma garrafa de polietileno, homogeneizado e filtrado em membranas de fibra de vidro Whatman 934-

AH (47mm; 0,45µm de porosidade) para a posterior análise da concentração do material suspenso total e da concentração de fósforo total no conteúdo sedimentado determinado de acordo com APHA (1998).

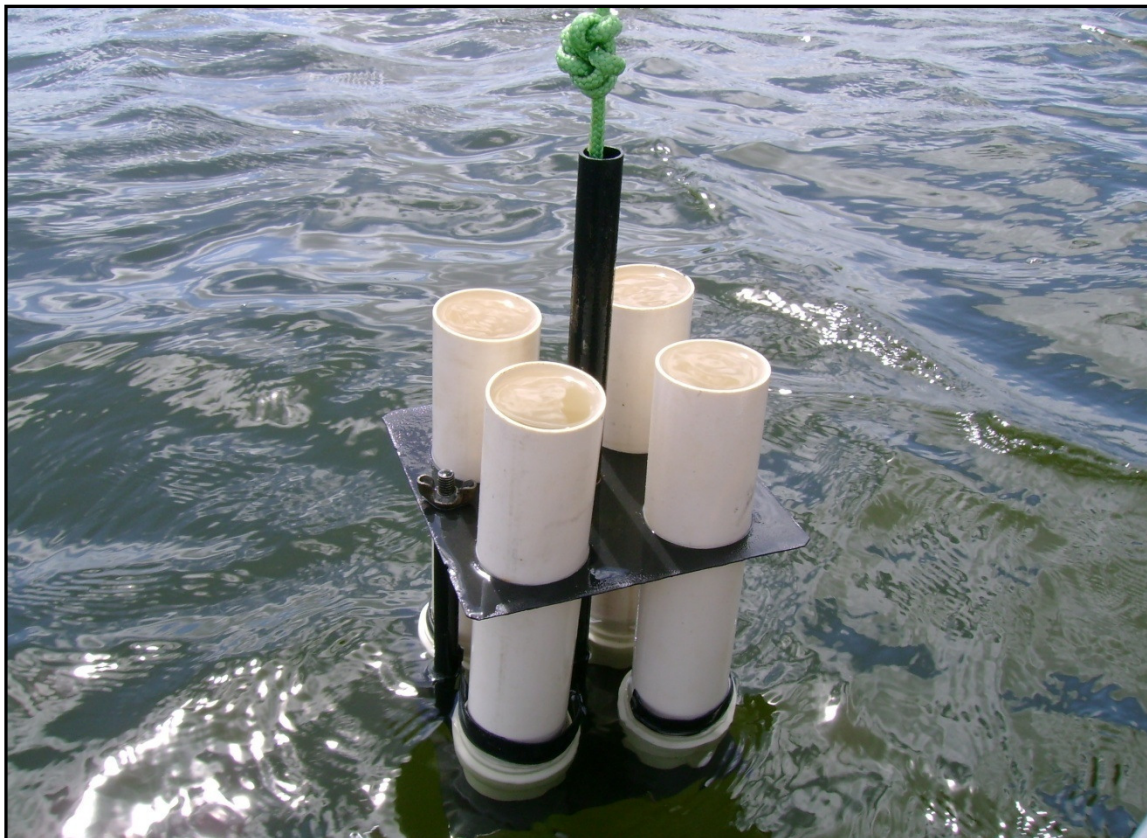


Figura 09 - Estrutura dos coletores de material em sedimentação.

A taxa de sedimentação foi calculada de acordo com Leite *et al.*, (2000), através da equação:

$$\mathbf{T_x. SED} = \frac{\mathbf{V \times C}}{\mathbf{A \times T}} \quad \text{Equação (02)}$$

Onde: Tx. Sed = Taxa de sedimentação (mg/cm².dia); V = Volume dos tubos (litros); C = concentração do material em suspensão coletado nas estruturas (mg.l⁻¹); A = Área de captação dos cilindros (cm²); T = Tempo de incubação (dias).

4.4 Modelagem matemática

Neste estudo, o modelo utilizado consiste de duas equações diferenciais para descrever a variação temporal das concentrações de Fósforo (P) e Clorofila *a* (A) no reservatório em escala mensal, conforme apresentado abaixo:

4.4.1 Variação da concentração de Fósforo Total no reservatório

$$\frac{dP}{dt} = \frac{I_{Pe}}{V} - (f + s)P \quad \text{Equação (03)}$$

Onde I_{Pe} representa a carga externa de fósforo (gP./mês). A carga externa I_{Pe} é igual ao produto da vazão de entrada de água ($m^3/mês$) e a concentração de P (gP. m^{-3}) na água que entra no reservatório.

A concentração de P no reservatório está diretamente relacionada à carga I_{Pe} (g/mês) e inversamente relacionada ao volume V (m^3) de água armazenado no reservatório.

Uma proporção do fósforo presente na água do reservatório é perdida pela descarga (*flushing*) de água do reservatório, f ($mês^{-1}$). A descarga, por sua vez, é dada pela fração do volume que é retirado do reservatório por unidade de tempo (m^3 $mês^{-1}$). Outra considerável perda de fósforo da coluna d'água do reservatório ocorre por sedimentação de partículas em suspensão contendo fósforo. A taxa de perda de P por sedimentação, s ($mês^{-1}$) é proporcional à velocidade de sedimentação, s_p (m/mês) e inversamente relacionada à profundidade média do reservatório, Z_m (m), desconsiderando a turbulência ($s=s_p/Z_m$).

4.4.2 Variação da biomassa fitoplanctônica (Clorofila *a*) no reservatório

$$\frac{dA}{dt} = rA \frac{h_s}{h_s + Z_{med}E} - lA \quad \text{Equação (04)}$$

Nesta equação, a variação da biomassa fitoplanctônica (A - Clorofila *a*) é modelada através de parâmetros que representam um crescimento limitado por luz.

sendo:

r - a taxa máxima de crescimento das algas ($\text{g}\cdot\text{mês}^{-1}$);

h_s - a tolerância das algas ao sombreamento;

$Z_{\text{med}}\cdot E$ - o nível de sombreamento experimentado pelas algas, o qual depende da profundidade média do reservatório (Z_{med} em m) e do coeficiente de atenuação vertical da luz subaquática (m^{-1}).

I - a taxa de perda do fitoplâncton (mês^{-1}), que depende da descarga de água do reservatório (*flushing*), da taxa de sedimentação das algas, e de outras fontes de mortalidade independentes de densidade.

Destaca-se, que o termo $\frac{h_s}{h_s + Z_{\text{med}}E}$ representa o efeito do sombreamento

no crescimento fitoplanctônico na coluna d'água. Trata-se de uma função do tipo Monod, variando de 1 a 0 quando o nível de sombreamento (representado pelo termo $Z_{\text{med}}\cdot E$) varia, respectivamente, de 0 ao infinito, e alcançando o valor de 0,5 quando $Z_{\text{med}}\cdot E = h_s$ (SCHEFFER, 1998).

A tolerância das algas ao sombreamento (h_s) varia com a espécie de alga e é definida aqui como o grau de sombreamento que corresponde a uma redução de 50% do crescimento das algas. O coeficiente de atenuação vertical da luz ($E = q_a A + E_b$) depende da biomassa de algas (A), do coeficiente de atenuação da luz pelas algas (q_a) e de outras fontes de turbidez (E_b), como, por exemplo, sedimentos em suspensão na água.

4.5 Análise estatística dos dados

Análises de regressão linear foram usadas para descrever as relações entre as concentrações de nutrientes (N e P), atenuação vertical da luz (K_t) e a biomassa fitoplanctônica (Clorofila *a*); entre as concentrações de sólidos em suspensão fixos (SSF) e totais (SST); entre SSF e K_t ; entre SSF e profundidade do Secchi; e entre Chl *a* e sólidos voláteis em suspensão (SSV).

Uma análise de variância (ANOVA) trifatorial foi realizada para testar o efeito dos nutrientes (N e P_{total}) e da luz sobre as taxas de crescimento do fitoplâncton do experimento realizado.

As análises de regressão e a ANOVA trifatorial foram realizadas utilizando o software Statistica da StarSoft, versão 6.0, assumindo um nível de significância de $\alpha = 0,05$.

5. RESULTADOS

5.1 Levantamento do perfil do reservatório

Os resultados das medições de perfil da coluna d'água (Temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido e Condutividade Elétrica) realizadas nos cinco pontos de coleta do reservatório no período de setembro de 2007 a maio de 2008 estão apresentados nos ANEXOS (Tabelas 01 a 10 - por problemas operacionais não foi realizado o levantamento do perfil do reservatório nos meses de janeiro e fevereiro/08). A temperatura do reservatório apresentou altos valores durante todo o período pesquisado, com médias (± 1 desvio padrão) na superfície e próximo ao fundo de $28,32^{\circ}\text{C}$ ($\pm 1,92$) e $26,71^{\circ}\text{C}$ ($\pm 0,96$), respectivamente. A diferença máxima de temperatura entre superfície e fundo da coluna d'água ($4,57^{\circ}\text{C}$) foi observada no mês de abril/08 no ponto 03.

Os perfis de temperatura de todos os pontos de medição mostraram períodos de estratificação térmica (considerando como critério um gradiente de temperatura $>0,3^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$) nos dias 10 e 28 nov/07; 26 mar/08; 10 e 22 abr/08, com formação de termoclina superficial (geralmente entre 1 e 2 m), podendo-se considerar os primeiros metros como limite entre epilímnio e hipolímnio para todo o reservatório. Nos demais meses não se observou estratificação térmica evidente (Figura 10).

O pH apresentou-se alcalino, mantendo-se acima de 8,0 por quase todo o período amostrado, atingindo maiores valores na superfície (9,12), nos meses de nov e dez/07 e pequena amplitude de variação. As médias na superfície e próximo ao fundo foram de 8,51 ($\pm 0,51$) e 8,12 ($\pm 0,64$), respectivamente. A amplitude máxima de variação entre superfície e fundo (1,59) foi observada no mês de abril/08 no ponto 03.

A distribuição do oxigênio dissolvido apresentou no geral perfil do tipo clinogrado, havendo maior redução das concentrações de oxigênio no período chuvoso com evidência de anoxia próximo ao sedimento em todos os pontos de coleta. As médias de OD na superfície e próximo ao fundo foram de 7,21 mg/l ($\pm 2,14$) e 3,91 mg/l ($\pm 2,79$), respectivamente. A diferença máxima na concentração de oxigênio dissolvido entre superfície e fundo da coluna d'água (8,69 mg/l) foi observada no mês de abril/08 no ponto 04.

A condutividade elétrica apresentou valores crescentes ao longo do período de estiagem, acompanhando a diminuição do volume de água no reservatório, e queda no final do mês de abril (22/abr/08), com médias na superfície e próximo ao fundo de $436,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($\pm 104,14$) e $392,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($\pm 130,77$), respectivamente. A diferença máxima entre superfície e fundo da coluna d'água ($390,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foi observada no mês de abril/08 no ponto 04 (período de maior nível da coluna d'água).

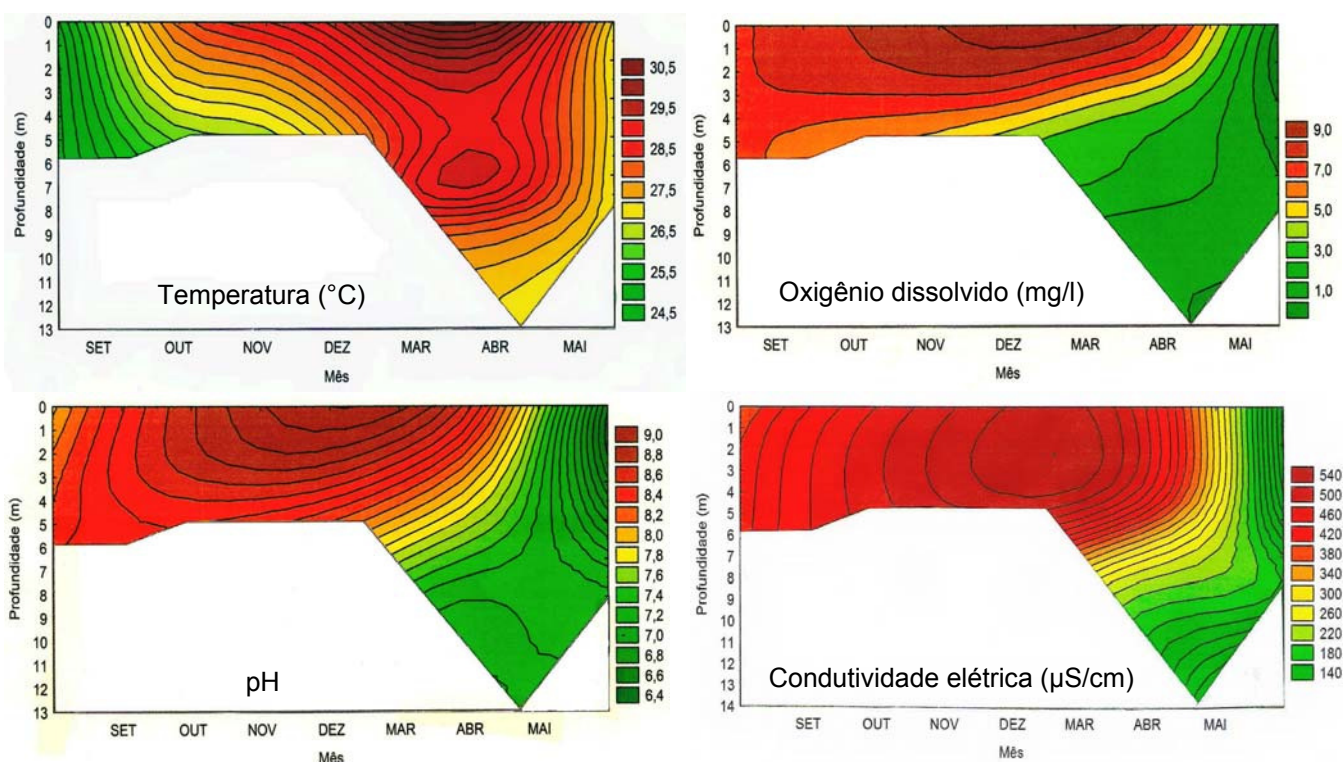
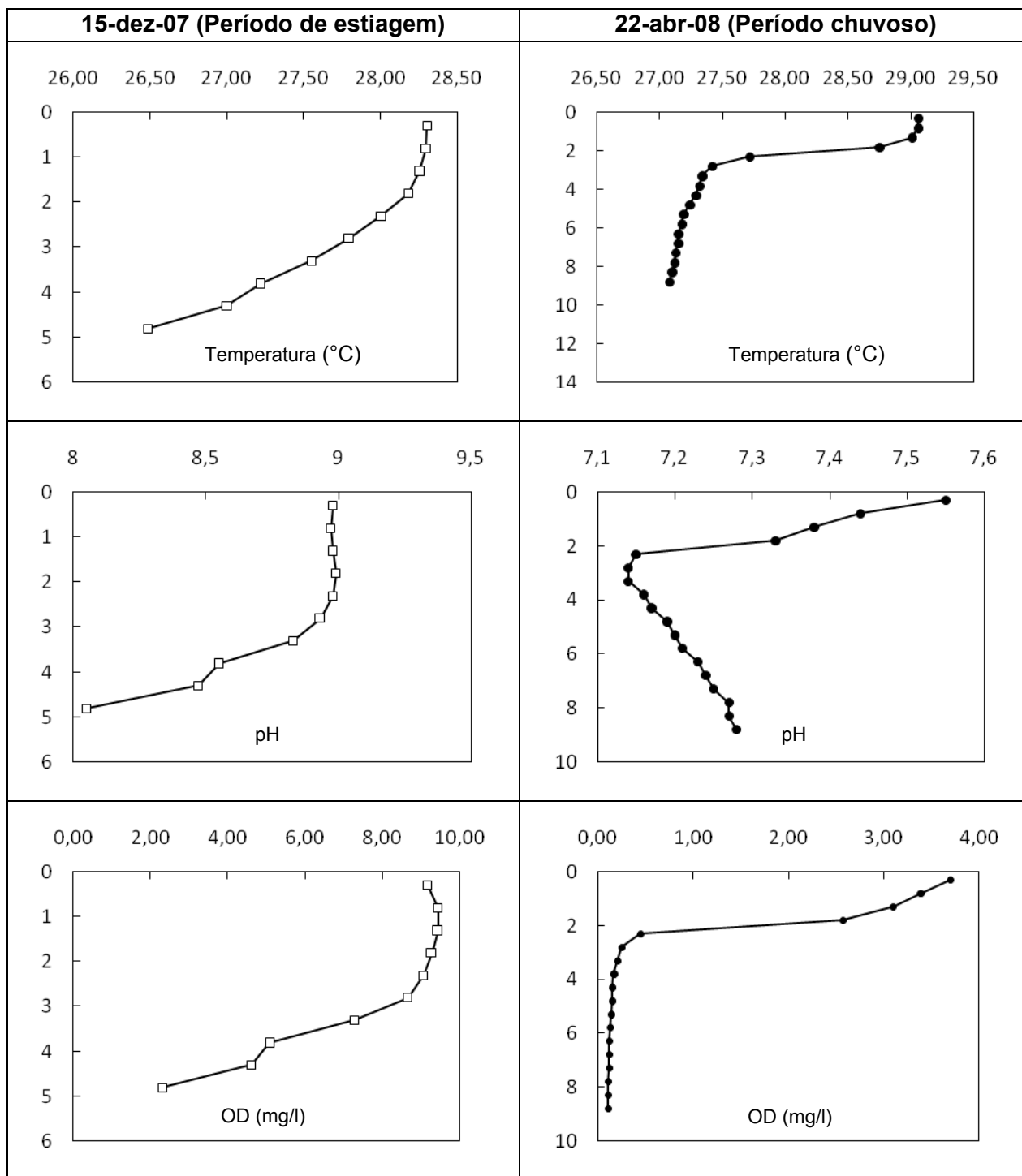


Figura 10 – Isolinhas profundidade-tempo, de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg/l), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) no período de setembro de 2007 a maio de 2008 no ponto de coleta 04.

A Figura 11 apresenta os perfis de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica observados no dia **15-dez-07** (período de estiagem) e no dia **22-abr-08** (período chuvoso), após o início de vertimento do reservatório, onde se verifica estratificação térmica e química evidente no dia 22/abr, favorecida pelo aumento do nível da coluna d'água do reservatório no período chuvoso.



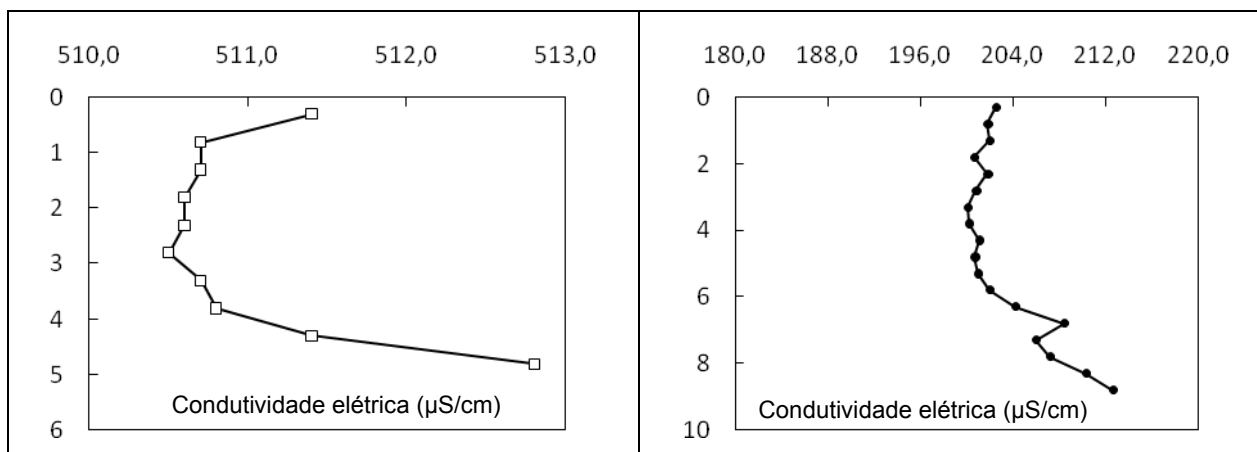


Figura 11 – Perfis de temperatura (°C), pH, Oxigênio Dissolvido (mg/l) e Condutividade Elétrica (µS/cm) do ponto 04 nos dias 15-dez-07 (à esquerda) e 22-abr-08 (à direita).

5.2 Cargas de sólidos em suspensão e fósforo total sobre a bacia

A avaliação da magnitude das cargas de sólidos em suspensão e de fósforo total na bacia hidrográfica do açude Cruzeta foi feita com base na contribuição dos três afluentes principais - rio Quimproró, rio Do Meio, rio Salgado (à partir do balanço hídrico no reservatório), cujas sub-bacias representam cerca de 95% da área total da bacia de drenagem. Para a estimativa das cargas de fósforo total, foi considerada também a deposição pluviométrica sobre a bacia hidráulica do reservatório.

Através das coletas realizadas nos afluentes, foram estimadas concentrações médias de sólidos em suspensão e fósforo total, bem como a concentração média de fósforo total contida na amostras de água de chuva, para o período chuvoso de 2007 e 2008 conforme mostrado na Tabela 03.

Tabela 03 – Concentrações médias de sólidos em suspensão totais (SST), fixos (SSF), voláteis (SSV) nos afluentes e de fósforo total (PT) nos afluentes e na água precipitada sobre o reservatório para o período chuvoso de 2007 e 2008.

FONTE	Período chuvoso 2007 (g/m ³)				Período chuvoso 2008 (g/m ³)			
	PT	SST	SSF	SSV	PT	SST	SSF	SSV
Afluentes	0,28	168,33	143,00	25,33	0,44	92,27	77,52	14,75
Precipitação	0,015				0,030			

Através do balanço hídrico no reservatório, e realizando-se a estimativa de cargas de entrada e saída, verificou-se que somados o período chuvoso de 2007 e 2008, o açude Cruzeta reteve cerca de 9.411,26 ton de sólidos suspensos totais

(93,9% da carga de entrada) das quais 7.193,16 ton representa a fração mineral (sólidos suspensos fixos). Quanto ao fósforo total, a retenção chegou a 24.325,07 kg (52,19% da carga de entrada).

Foi realizado o cálculo do coeficiente de exportação de fósforo da bacia, $L_{b(P)}$, dividindo-se a carga total de entrada do fósforo pela área de drenagem dos três rios, obtendo-se um valor de **0,011** $gP_{total}/m^2.ano$.

Procedeu-se então o cálculo da carga de fósforo sobre o reservatório, calculada pela Equação (05), conforme Toledo Jr. et al., (1983), resultando em $L(P)$ de **1,303** $gP_{total}/m^2.ano$.

$$L(P) = \frac{AD \times L_{b(P)}}{A_L} \quad \text{Equação (05)}$$

Onde: AD = área de drenagem (km^2);

$L_{b(P)}$ = coeficiente de exportação de P ($gP_{total}/m^2.ano$);

A_L = área do reservatório (km^2).

5.3 Taxa de sedimentação de material em suspensão no reservatório

As taxas de sedimentação de material em suspensão avaliadas nas 05 estações de coleta, apresentaram médias de $1,335 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o material em suspensão total (SST), $1,034 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o material em suspensão total inorgânico (SSF) e $3,56 \text{ } \mu\text{g.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o fósforo total, durante o primeiro experimento (junho/07 – início do período de estiagem). No segundo experimento (fevereiro/08 – final da estiagem, e período em que a coluna d'água apresentava menor nível) os valores médios foram de $3,118 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (SST), $2,651 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (SSF) e $5,26 \text{ } \mu\text{g.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o fósforo. A deposição de material inorgânico foi sempre superior ao orgânico nas duas medições realizadas.

5.4 Descrição das variáveis morfométricas e limnológicas

Durante o período chuvoso de 2007 o reservatório sofreu pouco incremento de volume (61% da capacidade de acumulação), chegando ao final do período de estiagem com cerca de 23% da capacidade. Ao longo do período chuvoso de 2008 o

reservatório ganhou volume, atingindo a capacidade máxima de acumulação, passando a verter no início de abril/08. O açude Cruzeta apresenta baixa profundidade média (< 3,0 m), elevado tempo de residência médio da água, observando-se uma tendência de diminuição dos valores ao longo do período de estiagem, e menor valor no mês de abril/08 (Tabela 05).

A Tabela 04 resume os parâmetros morfométricos e o tempo médio de residência (no período estudado), do açude Cruzeta.

Tabela 04 – Parâmetros morfométricos do reservatório Cruzeta.

Parâmetros morfométricos	
Área da bacia de drenagem (km ²)	1.010,00
Área do reservatório (km ²)	8,44
Profundidade média (m)	2,64
Profundidade máxima (m)	13
Volume máximo (m ³)	35 x 10 ⁶
Tempo médio de residência (dias)*	176,10

*no período de estudo.

Tabela 05 - Tempo de residência médio da água no açude Cruzeta, em dias.

Mês	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai
ano	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	08	08	08	08	08
T _w (dia)	357,2	292,9	460,9	253,5	223,6	129,2	126,7	122,8	107,5	110,9	112,5	114,5	100,6	18,6	109,6

Uma análise de variância para testar diferenças nas variáveis limnológicas monitoradas entre os pontos de coleta não detectou diferenças significativas entre os pontos. Assim sendo, as médias dos cinco pontos de coleta foram utilizadas para descrever as variáveis limnológicas em cada data de amostragem, sendo a análise dos dados realizada temporalmente.

A Tabela 06 apresenta os resultados das estatísticas descritivas das variáveis monitoradas no período da pesquisa.

Tabela 06 – Resultados das estatísticas descritivas das variáveis monitoradas entre março de 2007 e maio de 2008.

PARÂMETRO	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA ARITIMÉTICA	MEDIANA	DESVIO PADRÃO
Transparência – SECCHI (m)	0,19	1,51	0,72	0,63	0,34
Turbidez (UNT)	6,05	196,40	30,42	18,65	37,75
Coef. de atenuação da luz Kt (m ⁻¹)	1,61	5,32	2,76	2,66	0,86
Zeuz/Zmix	0,31	0,69	0,52	0,54	0,09
Zmix/Zmax	0,52	1,00	0,94	1,00	0,13
Fósforo Total - P (µg/l)	15,76	330,44	146,98	124,40	94,94
Nitrogênio Orgânico Total (mg/l)	0,07	0,96	0,28	0,21	0,19
Razão N:P (atômica)	1,30	19,94	7,10	3,66	6,06
Sól. Susp. Totais - SST (mg/l)	3,64	22,16	11,04	9,94	5,26
Sól. Susp. Fixos -SSF (mg/l)	1,59	15,40	7,26	5,45	4,73
Sól. Susp. Voláteis - SSV (mg/l)	1,12	8,36	3,79	3,35	1,81
Clorofila - a (µg/l)	2,43	41,00	17,65	11,82	11,99

Zeuz – Profundidade da zona eufótica; Zmix – Profundidade da zona de mistura; Zmax - Profundidade máxima.

A turbidez (Figura 12) e o coeficiente de atenuação vertical da luz (Kt - calculado a partir dos perfis de radiação subaquática na coluna d'água; Figura 13), apresentaram valores crescentes ao longo do período de estiagem com picos de 196,40 UNT e 5,32 m⁻¹ em abril/08 respectivamente, determinando inversamente o comportamento da transparência (Figura 14), que em abril/08 apresentou menor valor (0,19 m). Através Kt, verifica-se que a disponibilidade de luz para o fitoplâncton esteve mais reduzida no final do período de estiagem (jan/08) e no início do processo de vertimento do reservatório (abr/08 – período chuvoso).

Utilizando os dados de atenuação vertical da luz e transparência, foram calculados índices para o açude Cruzeta, através do produto Kt x SD (SD = profundidade do disco de SECCHI) que flutuaram entre 0,89 e 2,67 e cuja média (1,67; ± 0,37), se aproximou do índice adotado atualmente pela literatura (1,7), que tem sido historicamente utilizado para predizer Kt através das medidas de transparência por causa da simplicidade de aplicação. Além do índice, foi gerado para o açude Cruzeta, um modelo empírico não linear, correlacionando todo o conjunto de dados do período pesquisado, constituindo uma forma mais acurada de predizer Kt através de SD ($Kt = 2,006 \times SD^{-0,57}$; $r^2 = 0,55$).

A zona eufótica (Z_{eu} - medida a partir dos perfis de radiação, considerando a profundidade alcançada por 1% da radiação incidente na superfície) se apresentou sempre inserida totalmente na zona de mistura (Z_{mix} - medida assumindo a profundidade onde a concentração de oxigênio cai abaixo de 1 mg/l) do reservatório ($Z_{mix} > Z_{eu}$), o que implica numa maior homogeneidade na distribuição vertical da biomassa fitoplanctônica ao longo da camada de mistura, que praticamente foi igual a profundidade máxima do reservatório durante o período monitorado ($Z_{mix} = Z_{max}$) com exceção do período chuvoso de 2008 nos meses de abril e maio, quando a profundidade de mistura ficou restrita a cerca de 50% da profundidade máxima.

O fósforo total atingiu os maiores valores durante os meses de novembro e dezembro de 2007 (0,33 – 0,32 mg/l respectivamente) no final do período de estiagem, e em abril e maio de 2008 (0,28 – 0,31 mg/l respectivamente) no período chuvoso, não sendo observadas variações sazonais bem definidas. Percebe-se que durante o período chuvoso houve um incremento nas concentrações de fósforo, através do input de material alóctone carregado da bacia para o reservatório (Figura 15), entretanto o aumento das concentrações de fósforo durante o período de estiagem pode estar relacionado com a diminuição do volume e da profundidade do reservatório (Figuras 16 e 17), que incrementa a eficiência da ação dos ventos na ressuspensão dos sedimentos (Figura 18), além do efeito de concentração do nutriente resultante da evaporação da água no período de estiagem. A queda do fósforo entre dezembro de 2007 e janeiro de 2008 (caindo de 0,32 mg/l para 0,16 mg/l respectivamente), juntamente com a queda da biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*), fornece indícios de que grande parte do fósforo total estava incorporado à biomassa algal (Figura 19). Entretanto, deve-se salientar que a grande concentração de matéria em suspensão inorgânica pode ter contribuído para a mobilização e incorporação do fósforo ao sedimento.

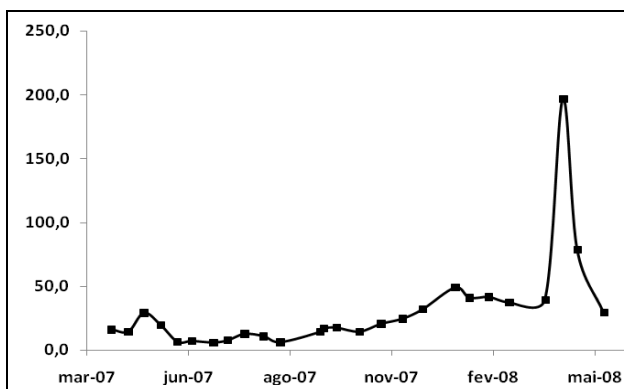


Figura 12 – Variação temporal da turbidez (UNT) (mar/07 a mai/08).



Figura 13 – Variação temporal do coeficiente de atenuação da luz - K_t (m^{-1}) (mar/07 a mai/08).

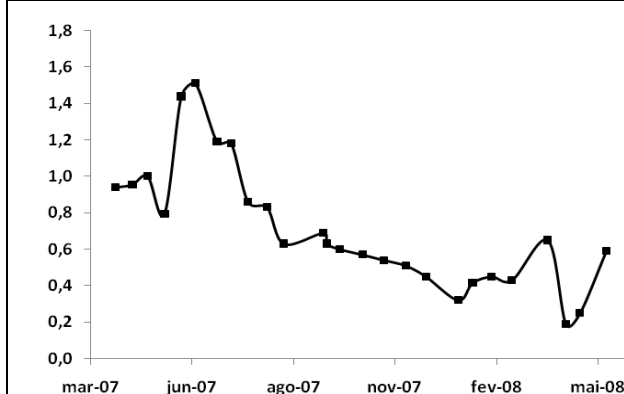


Figura 14 – Variação temporal da transparência (m) (mar/07 a mai/08).

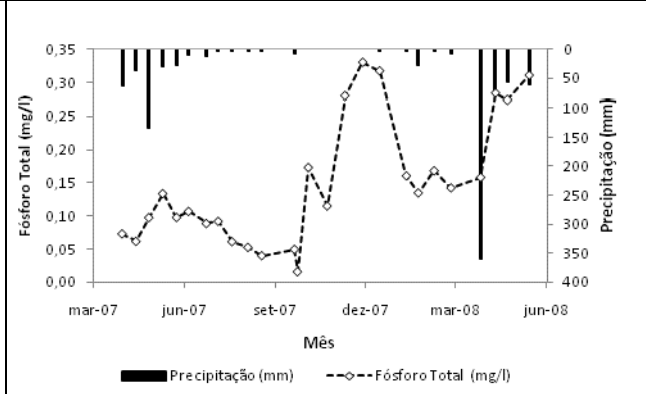


Figura 15 – Variação temporal da precipitação (mm) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).

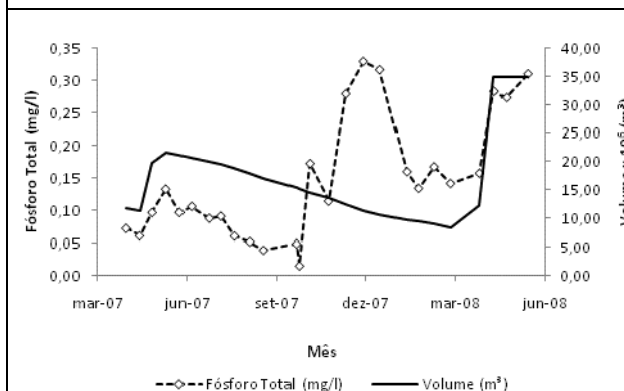


Figura 16 – Variação temporal do volume ($\times 10^6 m^3$) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).

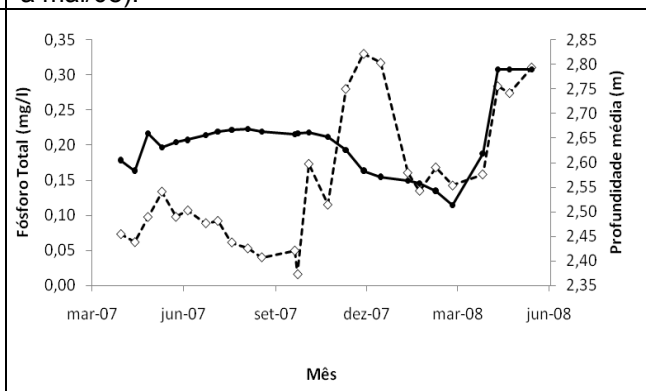
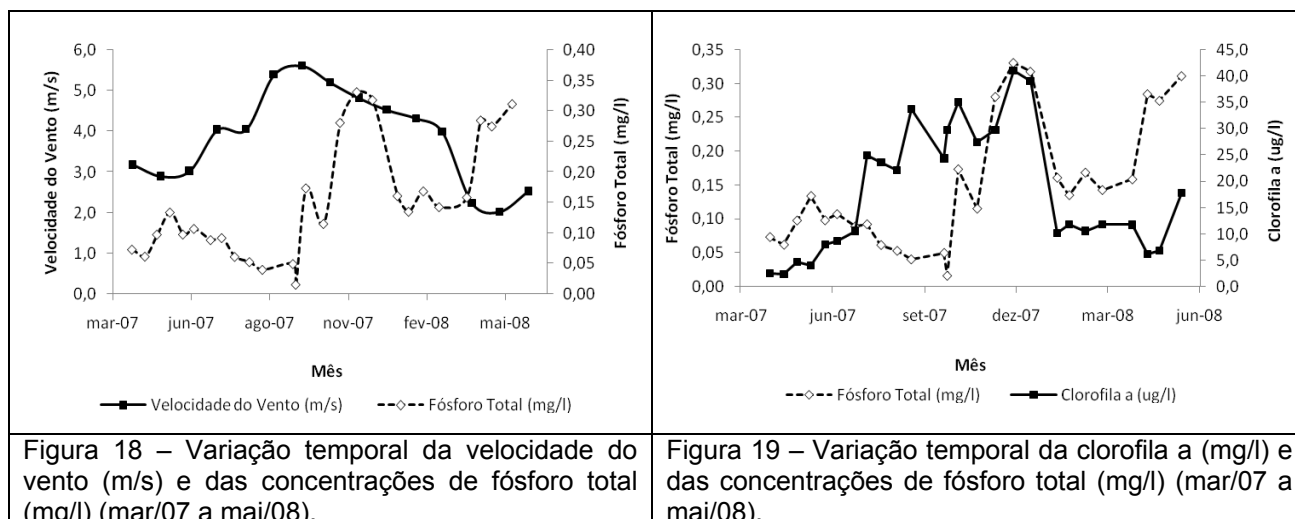


Figura 17 – Variação temporal da profundidade média (m) e das concentrações de fósforo total (mg/l) (mar/07 a mai/08).



O nitrogênio orgânico total apresentou valores relativamente constantes ao longo do período estudado, sendo que o valor extremo (0,96 mg/l) foi verificado em junho/07. As razões N:P (atômica), apresentaram-se relativamente constantes ao longo do estudo, com média de 7,10 (\pm 6,06), estando geralmente abaixo das razões de Redfield 16:1, com exceção dos meses de março (16,90), abril (18,03) e junho (19,79) de 2007, devido ao aumento das concentrações de nitrogênio nesses meses, já que o fósforo manteve valores constantes nesse período (Figura 20).

Os sólidos suspensos fixos (SSF) apresentaram padrão de variação semelhante ao padrão dos sólidos suspensos totais (SST), tendo uma variação sazonal relativamente bem definida, com picos em abril de 2007 (13,87 mg/l – SSF; 17,01 mg/l – SST) e abril de 2008 (15,40 mg/l – SSF; 18,96 mg/l – SST) (período chuvoso) e no final do período de estiagem nos meses de dezembro de 2007 (13,80 mg/l – SSF; 22,16 mg/l – SST) e janeiro de 2008 (15,29 mg/l – SSF; 18,63 mg/l – SST – Figura 21).

Os sólidos suspensos voláteis (SSV) apresentaram comportamento semelhante ao da biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*). Os maiores valores foram observados em novembro (7,00 mg/l) e dezembro (8,36 mg/l) de 2007, coincidindo também com os picos de clorofila *a* que foram de 41,00 µg/l e 39,05 µg/l nos meses de novembro e dezembro de 2007 respectivamente (Figura 22).

Embora não tenha sido observada variação sazonal bem definida, observou-se que a clorofila *a* apresentou valores crescentes ao longo do período de estiagem, sofrendo uma queda entre os meses de dezembro/07 e janeiro/08 de uma

concentração de 39,05 $\mu\text{g/l}$ para 10,14 $\mu\text{g/l}$. O colapso da biomassa fitoplanctônica nesse momento, coincidiu com o aumento do valor de SSF e do Kt, podendo ser associado ao aumento da turbidez da água por sólidos fixos em suspensão e à diminuição da disponibilidade de luz. Com o início do período chuvoso de 2008, a clorofila a permaneceu em queda, passando a aumentar em maio/08 (Figura 23).

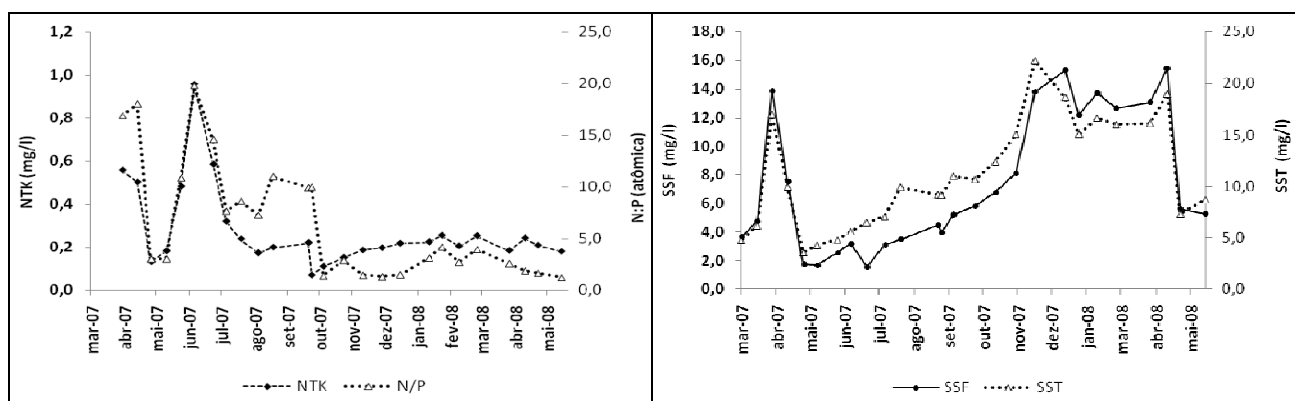


Figura 20 – Variação temporal das concentrações de nitrogênio orgânico total (mg/l) e da razão N:P (atômica) (mar/07 a mai/08).

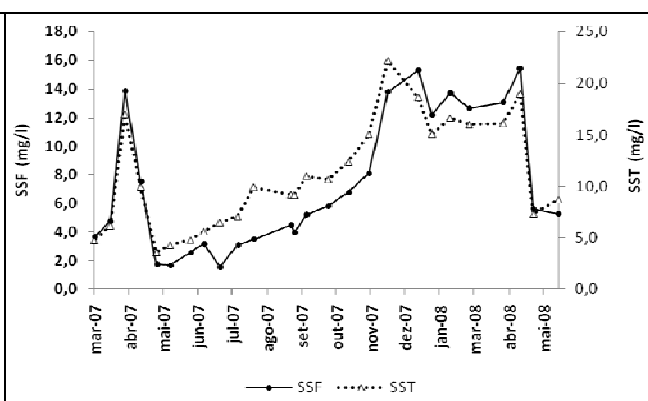


Figura 21 – Variação temporal das concentrações de SSF e SST (mg/l) (mar/07 a mai/08).

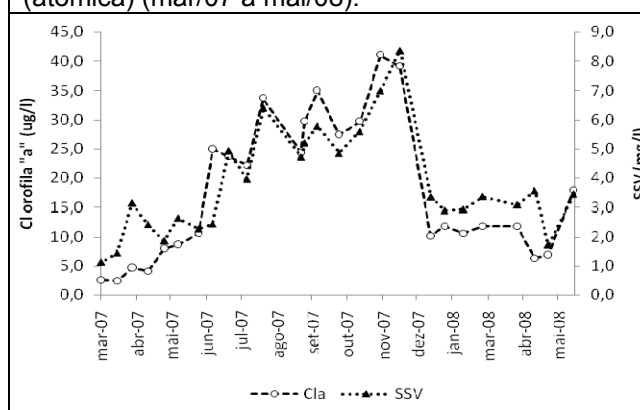


Figura 22 - Variação temporal das concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) e de SSV (mg/l) (mar/07 a mai/08).

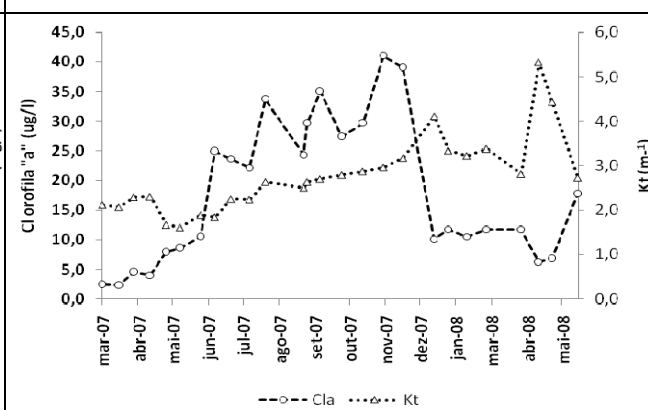


Figura 23 – Variação temporal das concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) e do coeficiente de atenuação vertical da luz – Kt (m^{-1}) (mar/07 a mai/08).

5.5 Análise estatística

As análises de regressão linear simples mostraram que cerca de 83% da variação da biomassa no período estudado, foi explicada pela variação nos valores dos sólidos suspensos voláteis (SSV) ($r^2=0.83$; $p=0.0000$ – Figura 24), sendo que os sólidos suspensos fixos (SSF) explicam 88% da variação dos sólidos suspensos totais (SST) ($r^2=0.88$; $p=0.0000$ – Figura 25), e que quase metade da variação do

coeficiente de atenuação vertical da luz (K_t) durante o período monitorado é explicada pela variação dos valores de sólidos suspensos fixos (SSF) ($r^2=0.46$; $p=0.001$ – Figura 26).

A transparência da água (medida da profundidade do disco de Secchi) também esteve negativamente correlacionada com os sólidos totais ($r^2=0.49$; $p=0.009$ – Figura 27) e fixos ($r^2=0.40$; $p=0.0006$ – Figura 28), e não apresentou correlação significativa com sólidos voláteis (SSV) e clorofila *a*. O que indica que a maior parte da turbidez do reservatório deve-se a fração mineral (turbidez inorgânica).

Análises de regressão linear mostraram ainda que a clorofila *a* apresentou uma relação negativamente significativa ($r^2=0.83$; $p=0.0016$ – Figura 29) com o coeficiente de atenuação vertical da luz (K_t), mas esta relação só foi observada a partir de dezembro de 2007 quando as concentrações de sólidos fixos em suspensão se elevaram, aumentando a turbidez e causando uma possível limitação por luz.

Ao longo dos 15 meses monitorados, observou-se que por apenas curtos espaços de tempo a biomassa fitoplanctônica apresentou-se correlacionada significativamente com o fósforo ou com o nitrogênio. Entretanto nenhuma relação significativa foi encontrada entre as concentrações de clorofila *a*, nitrogênio e fósforo total ao se realizar a análise estatística com os dados de todo o período.

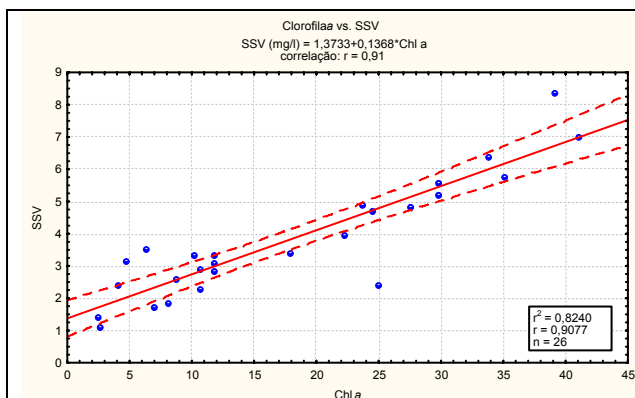


Figura 24 – Regressão linear simples entre Clorofila a : SSV.

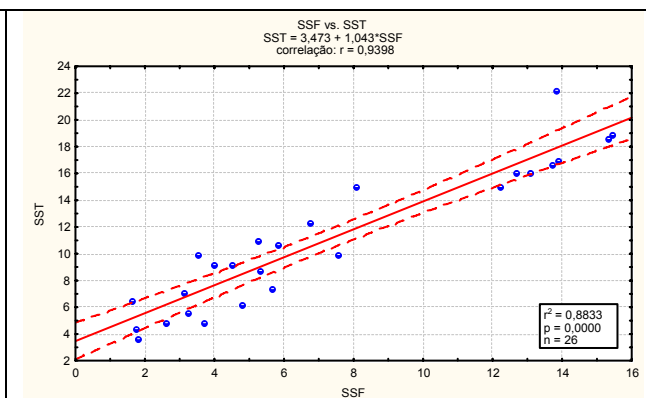


Figura 25 – Regressão linear simples entre SSF:SST.

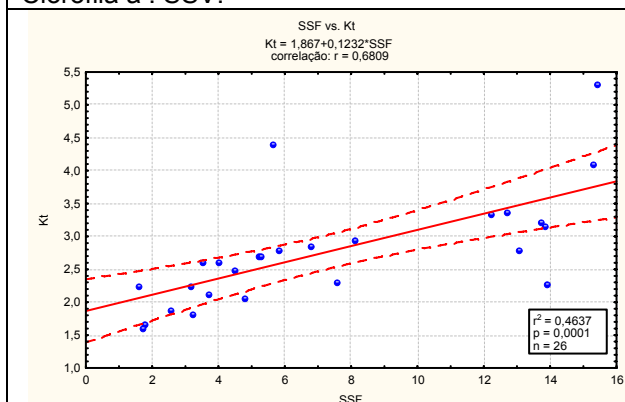


Figura 26 – Regressão linear simples entre SSF:Kt (coeficiente de atenuação vertical da luz).

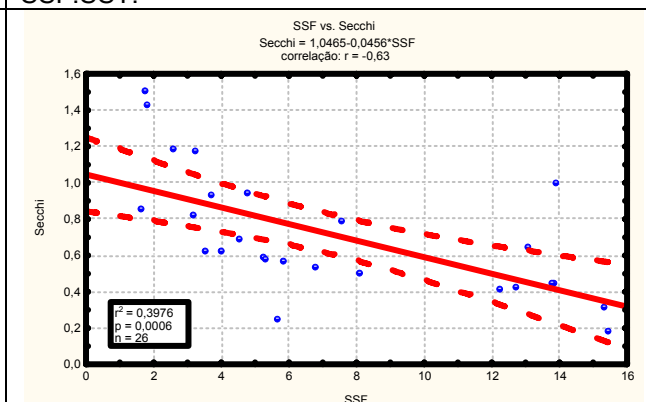


Figura 27 – Regressão linear simples entre SST:transparência (Secchi).

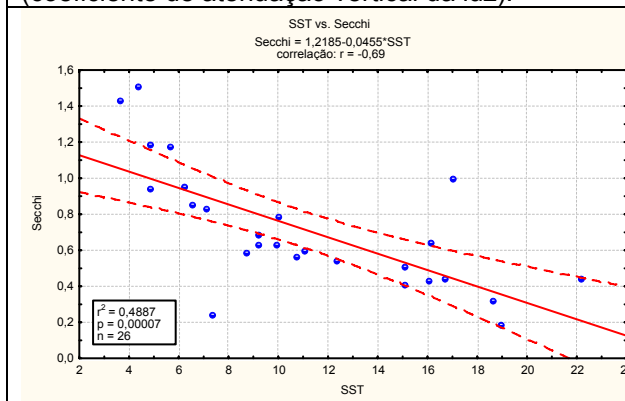


Figura 28 – Regressão linear simples entre SSF: transparência (Secchi).

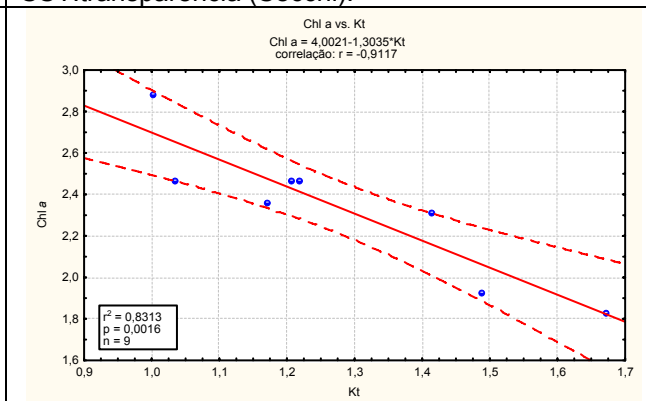


Figura 29 – *Regressão linear simples entre ln Kt (coeficiente de atenuação vertical da luz):ln Clorofila a.

*Regressão realizada com dados do período de dezembro à maio de 2008.

5.6 Experimento de enriquecimento artificial por nutrientes (N e P) para avaliação da taxa de crescimento fitoplanctônico

Os resultados da ANOVA multifatorial mostraram efeito significativo do nitrogênio ($p=0.001$) e da luz ($p<0.0000$) sobre as taxas de crescimento do fitoplâncton no experimento (Figura 30). Não foi observado efeito significativo da adição do fósforo (P), do efeito sinérgico dos nutrientes (N e P) ou da interação entre os nutrientes e a luz (Tabela 07).

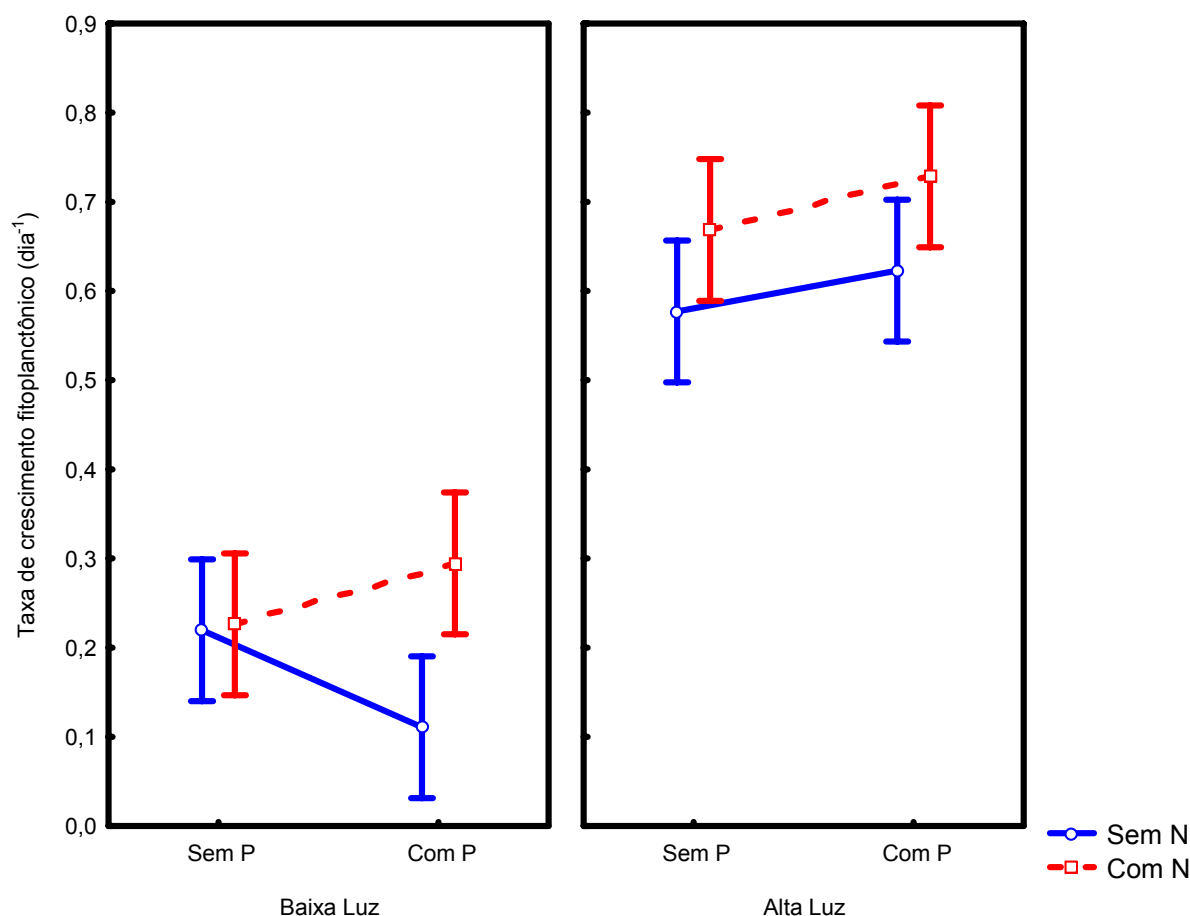


Figura 30 – Efeito da interação dos nutrientes (N e P) e da luz sobre as taxas de crescimento fitoplanctônico.

Tabela 07 – Resultado da ANOVA multifatorial testando os efeitos do fósforo , nitrogênio, luz e da interação entre esses fatores sobre a taxa de crescimento fitoplanctônico no experimento onde: SQ = Soma dos Quadrados; G.L = Grau de Liberdade; QM = Quadrado Médio; F = Quociente de Fisher; P = probabilidade de significância.

Variáveis	SQ	G.L	QM	F	P
P	0,00270	1	0,00271	0,35508	0,55544
N	0,09381	1	0,09381	12,31217	0,00136*
LUZ	1,90533	1	1,90533	250,05934	0,00000*
PxN	0,02291	1	0,02291	3,00698	0,09253
PxLUZ	0,01332	1	0,01332	1,74841	0,19545
NxLUZ	0,00002	1	0,00003	0,00330	0,95456
PxNxLUZ	0,01664	1	0,01664	2,18424	0,14921
Erro	0,24382	32	0,00762		

*Valores considerados significativos assumindo um valor de α igual a 0,05

5.7 Modelagem da variação da concentração de fósforo total (P_{total}) e Clorofila a no reservatório

A Equação (03), utilizada para simular a variação temporal da concentração de fósforo total no açude Cruzeta, está descrita sob a forma de três parâmetros principais: a carga de fósforo (P) que entra no reservatório, e as perdas deste elemento por sedimentação (s) e descarga (f).

As cargas de fósforo de entrada foram calculadas, conforme citado anteriormente, através das estimativa da concentração média de P nos afluentes, considerando a variação de volume do reservatório para o cálculo da carga, e a concentração de P na água da chuva (considerando apenas o volume precipitado sobre o espelho). Para a estimativa das cargas de saída, considerou-se a concentração média de P no volume vertido (reservatório verteu apenas no período chuvoso de 2008), e a concentração média mensal de P no volume liberado para abastecimento público e irrigação (com monitoramento das vazões liberadas através de estação limimétrica instalada no canal de derivação do reservatório).

A taxa de sedimentação de P foi avaliada com base no ensaio de taxa de sedimentação anteriormente descrito (1,323 g/m².mês).

Para a calibração das equações do P e da Clorofila *a* foram determinados valores de coeficientes que minimizaram a soma dos quadrados do erros entre os valores preditos e observados, usando a ferramenta Solver[®] do Microsoft Office Excel (Microsoft Corporation, Redmond, Washington, U.S.A.), com o objetivo de melhorar o ajuste, maximizando o poder de predição dos modelos propostos.

Na Equação 03, utilizada para simular o comportamento do fósforo, foram inseridos três coeficientes (Equação 06), cujos valores ajustados pelo programa encontram-se apresentado na Tabela 08.

$$\frac{\partial P}{\partial t} = \alpha 1 \frac{IPe}{V} - \alpha 2 (f + (\alpha 3 * s)) P \quad \text{Equação (06)}$$

Tabela 08 – Valores dos coeficientes inseridos na Equação (03).

Coeficiente	Valor
$\alpha 1$	-0,3849
$\alpha 2$	-3,8448
$\alpha 3$	0,0151

Entretanto, observou-se que o ajuste obtido não apresentou resultados satisfatórios, conforme mostra a Figura 31. O modelo apresentou-se bastante deficiente, não conseguindo representar os principais picos de fósforo ocorridos período.

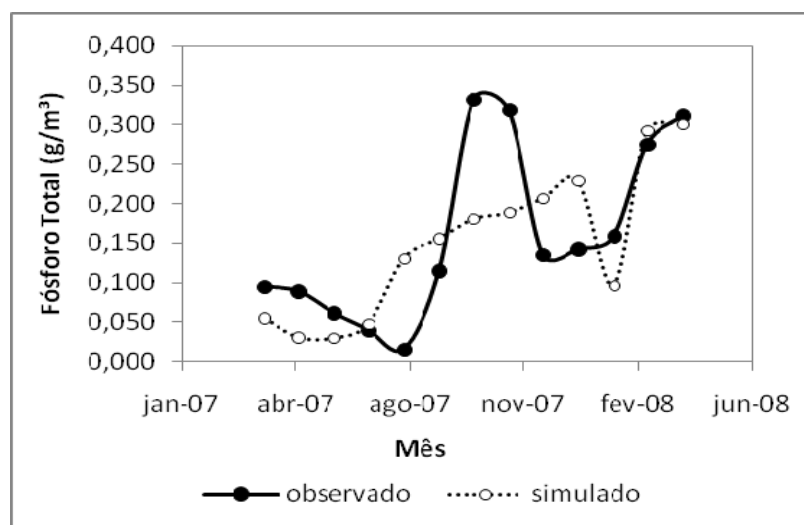


Figura 31 – Valores observados e simulados da concentração de Fósforo Total no reservatório Cruzeta.

A regressão linear, correlacionando os valores observados e simulados das concentrações de fósforo total apresentou um coeficiente de determinação (r^2) de 0,50.

Para a simulação da variação da biomassa fitoplanctônica (medida com base na concentração da clorofila *a*), foi utilizada a Equação (04), descrita anteriormente. Esta equação foi desenvolvida por Scheffer (1998) com a finalidade de descrever a variação da biomassa fitoplanctônica em lagos rasos onde a luz pode exercer importante papel na limitação do crescimento algal.

Para a calibração do modelo, foi inserido apenas um coeficiente ($\beta = 25,0591$ – Equação 07), entretanto os parâmetros: Taxa de crescimento máxima (r), Tolerância das algas ao sombreamento (h_s) e Taxa de perda do fitoplâncton (l) foram ajustados a partir do Solver[®], gerando os valores apresentados na Tabela 09.

$$\frac{\partial A}{\partial t} = A \left(r \left(\beta \left(\frac{h_s}{h_s + Z_{med} E} \right) \right) - l \right) \quad \text{Equação (07)}$$

Tabela 09 – Valores dos parâmetros obtidos após ajuste do modelo.

Parâmetro	Valor
r (mês ⁻¹)	1,797
h_s	0,312
l (mês ⁻¹)	0,789

Observa-se que os valores simulados resultaram valores próximos aos observados, apresentando uma tendência ajustada, conforme apresenta a Figura 32.

A regressão linear, correlacionando os valores observados e simulados das concentrações de clorofila *a* apresentou um coeficiente de determinação (r^2) de 0,91.

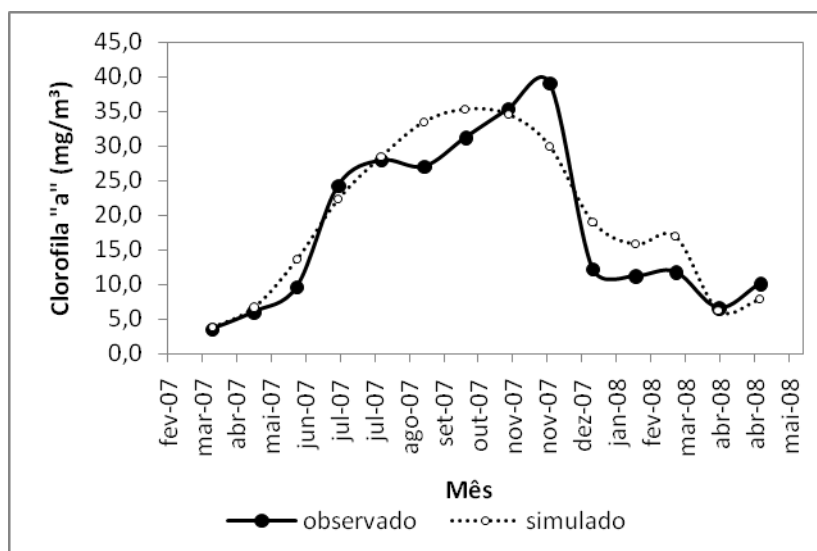


Figura 32 – Valores observados e simulados da concentração de Clorofila a no reservatório Cruzeta.

6. DISCUSSÃO

6.1 Padrão de mistura do reservatório

As medições dos perfis verticais realizados nos pontos de coleta do reservatório evidenciaram alguns períodos de estratificação térmica e química, notadamente no período chuvoso, onde a estabilidade da coluna d'água foi favorecida pelo aumento do nível do reservatório.

Verificou-se que um período de águas mais quentes ocorreu entre novembro/07 e abril/08, com tendência à homogeneização térmica na coluna d'água e fraca diferença entre as temperaturas de superfície e fundo nos demais meses (geralmente $< 1^{\circ}\text{C}$). No entanto, quando houve estratificação, a termoclina ocorria entre 1 e 2 metros da superfície. De acordo com Lewis (1987), estes gradientes são baixos devido principalmente a pequena variação temporal da irradiância diária média, temperatura do ar e taxas de evaporação nos trópicos. Este mesmo padrão de estratificação foi observado por Bouvy et al., (2003) no reservatório de Tapacurá - PE.

O estabelecimento de um gradiente térmico nos meses quentes e chuvosos seguidos de isoterminia nos mais frios e secos observado, corrobora com a hipótese de que a principal causa de estratificação/desestratificação térmica de lagos tropicais rasos é o resfriamento nos períodos noturnos (BARBOSA & TUNDISI, 1980) e

aquecimento diurno que provocam a diminuição gradual da temperatura da coluna d'água, a partir da superfície. Este fenômeno pode ocorrer diariamente em reservatórios tropicais rasos como o açude Cruzeta, como consequência da ação do vento, da perda de calor da camada superficial durante a noite e da formação de termoclinas com fraca estabilidade. Com base no comportamento térmico observado, e de acordo com a classificação proposta por Lewis (1983), o açude Cruzeta poderia ser classificado como polimítico quente.

O oxigênio dissolvido apresentou as maiores concentrações no final do período de estiagem (novembro e dezembro/07), meses em que o reservatório apresentava baixo volume, concentração de nutrientes e maior produção fitoplanctônica, verificada pelas altas concentrações de clorofila - *a*, o que pode ter sustentado os maiores valores de OD no período. O começo do período chuvoso, com aporte de água no reservatório principalmente durante do mês de março/08, entrada de matéria orgânica, sedimentos e aumento do nível d'água contribuíram drasticamente para a desoxigenação da água e anoxia no fundo do reservatório durante o período chuvoso.

O mesmo padrão de comportamento do oxigênio dissolvido foi seguido pelo pH, que apresentou os maiores valores no final do período de estiagem em todos os pontos amostrados, como consequência do reflexo da alta atividade fotossintética algal (SHAPIRO, 1990).

A condutividade elétrica apresentou valores crescentes ao longo do período de volume do açude ao longo dos meses de seca. Os valores de CE começam a cair no período chuvoso, resultante do efeito da diluição e da descarga do açude. Observa-se que a variação sazonal foi bastante influenciada pelo nível de água. Entretanto os valores apresentaram-se homogêneos ao longo do reservatório.

6.2 Cargas de material em suspensão, fósforo total e taxa de sedimentação

Os resultados da quantificação das cargas de material em suspensão mostraram que a fração mineral retida no açude Cruzeta ao longo do período monitorado (7.193,16 ton) representou cerca de 76% da carga de sólidos suspensos totais.

O coeficiente de exportação de P_{total} obtido para a área de drenagem da bacia do açude Cruzeta (1.010 Km²), foi igual a 0,011 g P_{total} /m².ano. KALFF (2002) apresentou, para áreas de agricultura em regiões de clima temperado, um coeficiente de exportação de P_{total} igual a 0,018 g P_{total} /m².ano. Partindo de experimentos científicos realizados na Europa Central e do Norte, e nos Estados Unidos. DIOGO et al., (2003) compilaram, para áreas de agricultura, e mais especificamente para áreas agrícolas com culturas permanentes, um coeficiente de exportação de 0,03 g P_{total} /m².ano; para áreas agrícolas com culturas anuais, um coeficiente de exportação de 0,1 g P_{total} /m².ano; para áreas agrícolas heterogêneas, um coeficiente de exportação de 0,07 g P_{total} /m².ano; para pastagens, um coeficiente de exportação de 0,09 g P_{total} /m².ano e para florestas temperadas, um coeficiente de exportação de 0,01 g P_{total} /m².ano.

Mansor (2005) estudando exportação de nutrientes para a área rural da bacia do rio Jaguari (3.395 Km²), e Toledo Jr et al., (2003) avaliando a exportação de P_{total} na bacia do rio do Peixe – 1.134 Km² (ambos no Estado de São Paulo), obtiveram coeficientes de 0,04 g P_{total} /m².ano e 0,021 g P_{total} /m².ano respectivamente. Salienta-se que as bacias estudadas por esses autores, apresentam intenso uso e ocupação do solo, com agricultura temporária ou perene, extensas áreas de pastagens e campos antrópicos, diferentemente da bacia do açude Cruzeta cujas principais atividades praticadas são a agricultura e pecuária de subsistência.

A avaliação da carga de P_{total} sobre o açude Cruzeta foi de 1,303 g P_{total} /m².ano, bem acima do valor observado por Toledo Jr et al., (2003) para a carga de P_{total} sobre o reservatório de Barra Bonita no Estado de São Paulo (0,399 g P_{total} /m².ano). Observa-se que a relação entre a área da bacia de drenagem e a área da bacia hidráulica dos dois reservatórios também difere bastante. Enquanto o açude Cruzeta possui uma relação AD (área de drenagem) : AR (área do reservatório) de cerca de 119,66, o reservatório de Barra Bonita apresenta relação AD:A de aproximadamente 19,27. De fato essa alta relação AD:A foi descrita por Thornton & Rast (1993) como uma característica distintiva de reservatórios do semi-árido, e acentua ainda mais a importância dos efeitos da drenagem da bacia nas características limnológicas e no potencial para o enriquecimento por fontes não pontuais de nutrientes desses ambientes.

No que se refere as taxas de sedimentação de material em suspensão observadas, verifica-se que a elevação das taxas na segunda medição, realizada em fevereiro de 2008, ocorreu provavelmente devido a diminuição do nível d'água do reservatório ocorrida durante período de estiagem, e a alta concentração de sólidos em suspensão (16,02 mg/l) comparada com as concentrações verificadas em junho de 2007 (4,84 mg/l) quando foi realizada a primeira medição. De acordo com Rosa et al., (1991), a ação do vento e do fluxo de água são fatores controladores que governam processos como transporte de sedimento, deposição, erosão e ressuspensão. Ferrão-Filho & Esteves (1994), destacam ainda que, em reservatórios rasos, ventos podem constituir-se na principal força responsável pela mistura vertical e ressuspensão de sedimentos.

6.3 Estado trófico e fatores limitantes ao crescimento fitoplanctônico

Algumas características dos reservatórios de zonas semi-áridas contribuem para o aporte externo de nutrientes nesses ambientes, resultando em altas concentrações de fósforo total como observado no açude Cruzeta com média de 146,78 $\mu\text{g/l}$ ($\pm 94,94$). Dentre estas características podem ser citadas, a grande relação área de drenagem : área superficial do reservatório e solos rasos e suscetíveis à erosão sendo bem lixiviados no período chuvoso. De acordo com Thornton & Rast (1993) o valor mais indicado como limite de classificação trófica para regiões semi-áridas seria de 60 $\mu\text{g/l}$ para fósforo total e 12 $\mu\text{g/l}$ de clorofila *a* para indicação de um estado eutrófico do ambiente. Desta forma o açude Cruzeta pode ser classificado como eutrófico durante quase todo o período monitorado com base nas concentrações de fósforo (com exceção dos meses de agosto e setembro de 2007, cujas concentrações de P estavam abaixo deste valor limite). Entretanto quanto à concentração de clorofila *a* percebe-se que na grande parte do tempo o reservatório permaneceu mesotrófico, com concentrações inclusive bem abaixo de 12 $\mu\text{g/l}$ em alguns meses (faixa de variação de 2,43 – 41,00 $\mu\text{g/l}$). Souza et al., (2008), realizando estudos no mesmo reservatório, verificaram comportamento semelhante, classificando o açude Cruzeta como eutrófico, considerando a concentração de fósforo total e mesotrófico, com base nas concentrações de clorofila *a*, ao longo do ano de 2005.

O açude Cruzeta apresentou baixa transparência durante todo o período monitorado, com valores variando de 0,19 a 1,51 m. As análises de regressão múltipla mostraram que cerca de 49% da variação na transparência foi explicada pela variação dos sólidos totais em suspensão, e não apresentou correlação significativa com biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*). Considerando que a maior parte dos sólidos totais em suspensão no reservatório é de origem inorgânica, como indicam os resultados de sólidos fixos em suspensão, verifica-se que a elevada turbidez do reservatório sofreu pouca influência dos sólidos voláteis em suspensão e da biomassa algal. O reservatório de Tapacurá no semi-árido de Pernambuco, estudado por Bouvy et al. (2003), também apresentou alta turbidez, com valor médio de transparência próximo de 0,5 m. Segundo Thornton & Rast (1993), altas concentrações de material em suspensão são esperadas em reservatório de zonas semi-áridas, devido ao intenso carreamento de sedimentos da bacia de drenagem.

Essas características, demonstram a grande influência que o material em suspensão pode representar na restrição de penetração da luz na coluna d'água, diminuindo a produção fitoplanctônica, apesar da grande disponibilidade de nutrientes. No açude Cruzeta, as análises de regressão mostraram que cerca de 46% da variação do coeficiente de atenuação vertical da luz (K_t) foi explicada pela variação dos valores de sólidos suspensos fixos (SSF), e que a clorofila *a* apresentou relação negativa e significativa ($r^2=0.83$) com o K_t em períodos de alta turbidez ocasionada pelo aumento dos sólidos fixos em suspensão.

De acordo com Bindloss (1976) citado por Lind et. al., (1992), embora lagos rasos tenham grande potencial para o desenvolvimento de alta produção fitoplanctônica, esta produção pode ser reduzida significativamente se a ressuspensão dos sedimentos elevarem a atenuação da luz.

O colapso da biomassa fitoplanctônica observado entre os meses de dezembro de 2007 e janeiro de 2008, no final do período de estiagem (queda de 39,05 para 10,14 $\mu\text{g/l}$ de clorofila *a*), pode estar relacionado com a elevação da atenuação vertical da luz (K_t) a partir de um limite crítico de turbidez incapaz de sustentar o desenvolvimento da biomassa de algas. Observou-se que ao longo do período de estiagem, a turbidez do reservatório aumentou devido ao acúmulo de material em suspensão na coluna d'água, como consequência da possível

ressuspensão de sedimentos pela ação do vento potencializada pela diminuição do volume e da profundidade do reservatório e pelo próprio aumento da biomassa fitoplanctônica, visto que durante esse período os níveis de clorofila *a* também aumentaram, incrementando os valores de sólidos voláteis em suspensão.

Em janeiro de 2008 a queda da biomassa coincidiu com o aumento dos sólidos fixos em suspensão de 13,80 mg/l (dez/07) para 15,29 mg/l (jan/08) e do aumento do coeficiente de atenuação vertical da luz (K_t) de 3,17 m^{-1} (dez/07) para 4,11 m^{-1} (jan/08). Após a queda, a biomassa se manteve em níveis baixos (< 12,00 $\mu g/l$), sofrendo ainda diminuição no mês de abril (6,26 $\mu g/l$), coincidindo novamente com o aumento das concentrações de sólidos fixos em suspensão que se elevaram como consequência da entrada de sedimentos oriundos da erosão do solo na bacia no período chuvoso, fazendo com que o K_t atingisse o valor máximo no período monitorado (5,32 m^{-1}).

A elevação da profundidade devido ao ganho de volume do reservatório no período chuvoso, pode ter aumentado a estabilidade da coluna d'água, criando condições favoráveis para a sedimentação das partículas, o que pode explicar a diminuição nos valores de SSF e K_t no mês de maio que coincide com o aumento no valor de Clorofila *a* (17,83 $\mu g/l$), mostrando indícios de recuperação da comunidade fitoplanctônica.

O que seria esperado era que a diminuição do volume de água elevasse a eutrofização, visto que ocorre concentração de nutrientes e biomassa. Esse padrão ocorreu até certo ponto no açude Cruzeta. Entretanto nossos dados mostram que a diminuição de volume na estiagem, também pode desencadear mecanismos capazes de fazer com que a biomassa fitoplanctônica entre em colapso à partir de: sombreamento exagerado por causa do acúmulo dos sólidos em suspensão inorgânicos; mobilização do fósforo pelo material em suspensão; sedimentação das algas que fica facilitado pelo baixo nível da coluna d'água.

Este declínio abrupto na biomassa fitoplanctônica observado no final do período de estiagem no açude Cruzeta pode ser caracterizado como uma mudança catastrófica de regime, que nesse caso teria sido causada pela diminuição do nível d'água abaixo de um limite crítico, ocasionando uma mudança tênue no grau de

sombreamento experimentado pela comunidade fitoplanctônica além de um limite crítico, capaz de levar o crescimento fitoplanctônico ao colapso.

Em lagos rasos com concentrações intermediárias de nutrientes pode ocorrer uma oscilação entre dois estados alternativos: um caracterizado por alta turbidez da água e elevada biomassa fitoplanctônica e outro caracterizado por baixa turbidez da água e elevada biomassa de macrófitas aquáticas submersas (SCHEFFER et al., 1993; SCHEFFER et al., 2001; SCHEFFER & CARPENTER, 2003; SCHEFFER & van NES, 2007; SMITH, 1998; SIRINIVASU, 2004). Scheffer & van Nes (2007), salientam ainda que a grande variação do nível de lagos rasos, resultante da variabilidade climática, tem grande influência na mudança de regime.

Muitos estudos mostram relações claras entre o fósforo (CANFIELD & BACHMANN, 1981; SMITH & SHAPIRO, 1981; GILLIAM, 1995; CEPIS, 2001) ou o nitrogênio (THORNTON & RAST, 1993; LEWIS, 2000; TREVISAN & FORSBERG, 2007) e a biomassa algal, com o nitrogênio sendo apontado como um dos principais nutrientes limitantes do crescimento fitoplanctônico em reservatórios tropicais à partir da correlação de médias anuais.

De fato, as razões N:P (atômica) encontradas no açude Cruzeta, cujo valor médio foi de 7,10 (\pm 6,06), variando de 1,30 a 19,94 sugerem limitação por nitrogênio, por se situarem na maior parte do tempo abaixo da razão 16:1 proposta por Redfield (1958). 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 e quando a razão fosse menor, o nitrogênio seria limitante. Entretanto convém lembrar que a razão N:P nem sempre pode representar o total biodisponível dos nutrientes.

Os resultados do bioensaio realizado também apontaram para uma possível limitação por nitrogênio, mostrando efeito significativo do nitrogênio embora também tenha mostrado efeito significativo da luz, sobre as taxas de crescimento do fitoplâncton.

Entretanto, relações evidentes não foram observadas no reservatório. A série temporal dos dados não evidenciou relações lineares bem definidas entre a biomassa de algas e a concentração de nutrientes (P e N) ou a atenuação da luz (Kt) quando todo o conjunto de dados do período investigado foi correlacionado. As

regressões lineares mostraram relações isoladas onde a biomassa se apresentava correlacionada significativamente com o fósforo total, nitrogênio ou com o Kt por espaços de tempo ao longo dos 15 meses monitorados.

Percebe-se que podem existir diversos outros fatores limitantes de grande importância, além dos nutrientes analisados ou da variação da atenuação da luz, envolvidos na dinâmica da biomassa fitoplanctônica no reservatório estudado.

Segundo Fisher (1995), muitos processos controlam o crescimento e acumulação da biomassa algal em ecossistemas aquáticos, como a disponibilidade de luz e nutrientes (N, P, Si, metais traços e vitaminas) estado fisiológico da comunidade fitoplanctônica, e processos de remoção da biomassa do sistema, como descarga, pressão por herbivoria, sedimentação, e morte celular.

Arcifa et al., (1990) citado por Huszar et al., (2006), analisando estudos de enriquecimento por nutrientes em 10 lagos e reservatórios brasileiros, não encontrou limitação clara por nitrogênio, sendo que os sistemas verificados variaram entre si e sazonalmente.

Outro questionamento que pode ser levantado, diz respeito ao grau de linearidade das relações nutriente-biomassa algal. Sarnelle et al., (1998) afirma que recentes estudos têm demonstrado que a relação log fósforo total – log biomassa algal (clorofila *a*) pode apresentar tendência mais sigmoideal do que linear.

Smith & Shapiro (1981) destacam ainda, que relações de regressão entre nutrientes e clorofila geralmente não são significativas quando são analisados dados de lagos individuais, mas apenas quando são correlacionadas as médias anuais de vários lagos.

Salienta-se que embora não se tenha observado limitação da produção primária do açude Cruzeta por fósforo, a busca pelo entendimento da dinâmica desse elemento nesse e nos demais ambientes aquáticos justifica-se pelo fato de que o gerenciamento de corpos aquáticos deve ser realizado primariamente com base no fósforo, de forma que o controle do nitrogênio objetivando reduzir os níveis de eutrofização pode não ser bem sucedido, visto que diversos gêneros algais possuem a capacidade de fixar o nitrogênio diretamente da atmosfera. Schindler et al., (2008) menciona que a limitação por nitrogênio pode ser consequência de uma

hiperfertilização por fósforo, não sendo um indício confiável de que de o nitrogênio deve ser o nutriente controlado para reverter a eutrofização.

6.4 Modelagem da variação do fósforo total e Clorofila a no reservatório

Acredita-se que o baixo ajuste obtido com o equacionamento utilizado para avaliar a dinâmica do fósforo total (PT), deve-se a estimativa da taxa de sedimentação do P no reservatório (s), que foi avaliada com base no ensaio de sedimentação, gerando valores de sedimentação de PT brutos, cuja variação mensal dependia da área superficial do reservatório, desconsiderando-se a ressuspensão do elemento para a coluna d'água. Esta omissão no modelo pode ser observada principalmente durante o período de estiagem, quando as concentrações de P aumentam atingindo picos no final desse período cujo modelo não conseguiu representar bem, mesmo com a inclusão de 3 coeficientes de ajuste calibrados a partir do Solver[®]. Diante do exposto, a equação poderia ser otimizada com inserção de parâmetros hidrodinâmicos que representem o padrão de mistura e a ação do vento na ressuspensão do P.

Toledo Jr. et al., (1983) salientam que a principal dificuldade da utilização de modelos de balanço de massa de P residem na definição de um valor coerente para a constante de taxa de sedimentação ou coeficiente de perda de P, o que sempre foi um parâmetro de difícil mensuração.

A simulação da variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila a), embora utilizando equacionamento desenvolvido para ambientes quase que estritamente limitados por luz, apresentou valores próximos aos observados, e uma boa tendência de comportamento, representando relativamente bem a diminuição da biomassa fitoplanctônica no período de estiagem e ao longo do período chuvoso. Entretanto, ainda há necessidade da verificação/otimização dos valores dos parâmetros (taxa de crescimento máxima – r; tolerância das algas ao sombreamento - h_s e taxa de perda do fitoplâncton - l) definidos pelo ajuste do Solver[®], bem como da validação dessa equação para o reservatório estudado, que não foi realizada nesse estudo por causa pequeno conjunto de dados levantados (apenas 15 meses de monitoramento).

6. CONCLUSÕES

A dinâmica do reservatório se mostrou influenciada principalmente pelo regime de chuvas, visto que o aumento do nível d'água do reservatório no período chuvoso favoreceu o desenvolvimento de estratificação térmica e química no ambiente, com formação da termoclina geralmente nos primeiros dois metros de profundidade.

O açude Cruzeta pode ser caracterizado como um ambiente raso ($Z_{med} < 3,0m$), bem misturado e espacialmente homogêneo, podendo ser classificado como polimítico quente.

Embora as relações N:P e o bioensaio realizado no reservatório tenham apontado o nitrogênio como nutriente limitante, não foram observadas relações lineares significativas entre nitrogênio e biomassa algal (clorofila *a*), nem com o fósforo ou com a atenuação da luz (K_t) ao se correlacionar o conjunto de dados de todo o período monitorado. Entretanto chama a atenção, a relação negativa e significativa apresentada pelo K_t e clorofila *a* ($r^2=0.83$) no final do período de estiagem de 2007 e período chuvoso de 2008, a grande influência dos sólidos fixos em suspensão nos baixos valores de transparência do reservatório e a ausência de correlação com a biomassa, mostrando que grande parte da turbidez é de origem mineral e sugerindo uma potencial limitação por luz no reservatório estudado. Esta limitação por luz foi claramente evidenciada através dos resultados do bioensaio que mostram um efeito mais forte da disponibilidade de luz do que de nutrientes sobre o crescimento fitoplanctônico. Além disso, um modelo matemático que descreve o crescimento fitoplanctônico como função exclusivamente da disponibilidade de luz se ajustou muito bem aos dados observados de biomassa fitoplanctônica.

Observou-se que eventos climáticos extremos como longos períodos de seca e/ou períodos de grande cheia promoveram condições capazes de alterar drasticamente a dinâmica do fitoplâncton e o estado trófico do açude Cruzeta. Um aumento da turbidez da água acima de um determinado limite crítico, que pode ser causado tanto pela maior ressuspensão de sedimentos pela ação do vento durante o período de estiagem ou pela elevada carga externa de sedimentos oriundos da

bacia de drenagem durante o período de chuvas, pode levar a uma redução abrupta da biomassa fitoplanctônica e conseqüentemente, uma mudança de estado trófico do reservatório, atenuando os efeitos das altas concentrações de nutrientes nesse ambiente.

A equação utilizada para simular a variação do fósforo total não apresentou ajuste satisfatório, sendo necessário portanto, inserção de parâmetros capazes de elevar o poder de predição do modelo através de termos que possam representar ressuspensão e liberação de fósforo do sedimento.

A simulação da dinâmica da biomassa fitoplanctônica em termos de clorofila *a*, apresentou uma boa tendência de ajuste, entretanto há necessidade de verificação dos parâmetros calibrados no modelo e posterior validação da equação.

Devido a complexidade limnológica do reservatório recomenda-se a continuidade do monitoramento para que seja verificado se há periodicidade sazonal bem definida das mudanças de regime e investigação de outros fatores envolvidos que também podem exercer influência significativa na dinâmica do sistema.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A.P.H.A. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water. 20 ed. Washington: A.P.H.A., A.W.W.A. and W.E.F. Washington, D. C.

APHA. (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17 Edition. American Public Health Association, Washington, D.C.

ARAÚJO, C. A. B. de. Avaliação do perímetro irrigado Cruzeta (RN), através do uso intensivo de água para irrigação. 2007. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

PROJETO ÁRIDAS. Recursos Hídricos e o desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. Relatório Consolidado, Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Brasília, Brasil., 1994.

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

BARBOSA, C. M. de S.; MOURA, E. M. de; SENA, D. S. de; RIGHETTO, A. M.; MATTOS, A. Problemática ambiental dos recursos hídricos na região do Seridó do RN. In: VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá-PE: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, novembro de 2006. CD-Rom.

BARBOSA, F. A. R. & TUNDISI, J. G. (1989). Diel variations in a shallow tropical Brazilian Lake I. The influence of temperature variation on the distribution of dissolved oxygen and nutrients. *Arch. Hydrobiol.*, v.116, n.3, p. 333 – 349.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. J. R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V. AZEVEDO, A. M. F. O. (2003). Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*. 493: 115 – 130.

BRETT, M. T.; BENJAMIN, M. M. (2008). A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology*. 53: 194-211.

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

CANFIELD, D. E. Jr.; BACHMANN, R. W. (1981). Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll *a*, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38, 414-423.

CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N. & SMITH, V.H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, 8, 559–568.

CARVALHO, F. S.; BUARQUE, D. C.; CARVALHO, G. S. Disponibilidade Hídrica da Bacia Hidrográfica do Rio São Miguel. In: VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Maceió-AL: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, novembro de 2002. CD-Rom.

CEPIS (2001). Metodologías simplificadas para La evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. In: Henry J. Salas y Paloma Martino (Eds.). Programa Regional CEPIS/HEP/OPS 1981-1990. Versión actualizada 2001. Lima Perú. 63 p.

CEST – DNOCS (COORDENADORIA ESTADUAL DO DNOCS NO RIO GRANDE DO NORTE). Relatório agropecuário semestral / 2º semestre de 2004. Natal, RN. 2005.

CHAPRA, S. C. (1975). Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes' by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resources Research*. 11(6): 1033.

CHAPRA, S. C.; TARAPCHAK, S. J. (1976). A chlorophyll *a* model and its relationship to phosphorus loading plots for lakes. *Water Resources Research*. 12(6): 1260-1264.

CHORUS I. & BARTRAM J. (eds.) 1999. Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Manegement. E & FN Spon, London. Pp 416.

CLOERN, J. E. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33: 3-16, 1999.

COSTA, I. A. S.; AEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M. & CHELLAPPA, N. T. (2006). The occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semi-arid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*. 66(1B): 211-219.

COVENEY, M. F.; LOWE, E. F.; BATTOE, L. E.; MARZOLF, E. R.; CONROW, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. *Freshwater Biology*. 50 1718-1730.

Di BERNARDO, L. Algas e Suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 140p.

DILLON, P. J.; MOLOT, L. A. (1996). Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. *Water Research*. 30(10): 2273-2280.

DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. (1975). A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 32(9): 1519-1531.

DILLON, P.; RIGLER, F. H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* 19, 767-773.

DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 6, Cabo Verde – Portugal: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, p.135-146, novembro de 2003, CD-Rom.

DOWNING, J. A.; McCAULEY, E. (1992). The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37(5):936-945.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. ; PANOSSO, R.F. ; ATTAYDE, J. L. ; COSTA, I. S. ; ARAUJO, M. ; SANTOS, C. M. ; MELO, J.L.S. (2006). "Águas Potiguares: Oásis Ameaçados". Publicação Novembro 2006. *Ciência Hoje*, v. 231, p. 1-5.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 602 p.

FERNANDES, F. B. P.; Gestão de Recursos Hídricos nas Regiões Áridas e Semi-Áridas como um processo de Redução das Desigualdades Sociais. In: HOFMEISTER W. (Ed.). Água e desenvolvimento sustentável no Semi-Árido. Fortaleza: FUNDAÇÃO KONRAD ADENAUER, Série Debates nº 24, dezembro 2002 p. 69-86.

FERRÃO-FILHO, A.; ESTEVES, F. de A. (1994). Nutritive value and sedimentation rates of particulate matter in the course of two flood pulses in an Amazonian Várzea lake. *Arch. Hydrobiol.* 130(3):325 – 337.

FISHER, T. R.; MELACK, J. M.; GROBBELAAR, J. U.; HOWART, R. W. (1995). Nutrient limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine, and marine waters. In: Tiessen, H. (ed.). Phosphorus in the global environment. John Wiley & Sons Ltd., New York, NY, pp. 301-322.

GILLIAM, J. W. (1995). Phosphorus control strategies. *Ecological Engineering.* 5:405-414.

GROBBELAAR, J. U. (1985). Phytoplankton productivity in turbid waters. *Journal of Plankton Research.* 7(5): 653-663.

GROBBELAAR, J. U. (1990). Modelling phytoplankton productivity in turbid waters with small euphotic to mixing depth ratios. *Journal of Plankton Research.* 12(5): 923-931.

GROBBELAAR, J. U. (1992). Nutrients versus physical factors in determining the primary productivity of waters with high inorganic turbidity. *Hydrobiologia.* 238: 177-182.

GUIMARÃES Jr., J. A.; RIGHETTO, A. M. & GOMES, J. M. B. (2000). Aplicação do modelo MODHISA para geração de vazões médias mensais em rios do semi-árido nordestino. In: Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. ABRH. Natal. v. 2, p. 530-540.

HAMBRIGHT, K. D.; GOPHEN, M. & SERRUYA, S. (1994). Influence of long term climatic changes on the stratification of a tropical, warm monomictic lake. *Limnol. Oceanogr.* 39: 1233-1242.

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. 122:379-390.

HOLLING, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics.* 4: 1-23.

HOYER, M. V.; JONES, J. R. (1983). Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll *a* in midwestern reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.* 40: 192-199.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. (2006). Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit ? *Biogeochemistry*, IBGE. Censo Demográfico do Rio Grande do Norte – 2000. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2002.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA (IIE). Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização. RiMa, São Paulo, Brasil, 2000. v.3. 28p.

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

JONES, J. R.; BACHMANN, R. W. (1976). Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *Journal Water Pollution Control Federation.* 48: 2176-2182.

KALFF, J. *Limnology: inland water ecosystems.* Prentice-Hall. New Jersey, USA. p. 341-348. 2002.

KIRCHNER, W. B.; DILLON, P. J. (1975). An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. *Water Resources Research.* 11(1): 182-183.

KIRK, J. T. O. (1994). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems.* 2 Ed. Cambridge University Press, Cambridge. New York, USA. 509p.

LANDRY, M. R.; HASSETT, R. P. (1982). Estimating the grazing impact of marine micro-zooplankton. *Mar. Biol.* 67: 283–288.

LARSEN, D. P.; MERCIER, H. T. (1976). Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish Res. Board Can.* 33: 1742-1750.

LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; CALIJURI, M. C. (2000). Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. *Acta Limnol. Bras.* 12: 63-68.

LEWIS, Jr. W. M. (1983). A revised classification of lakes based on mixing. *J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1779 – 1787.

LEWIS, Jr. W. M. (1987). Tropical limnology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 159 – 184.

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

LEWONTIN, R. C. (1969). The meaning of stability. Diversity and stability in ecological systems: report of a symposium held May 26-28. 13-24.

LIND, T. O.; DOYLE, R.; VODOPICH, D. S.; TROTTER, G. B.; LIMÓN, J. G.; DÁVALOS-LIND, L. 1992. Clay turbidity: Regulation of phytoplankton in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnol. Oceanogr.* 37(3) 549-565.

LINDEMAN, R. L.; 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23: 399-418.

LUNG, W. S.; CANALE, R. P.; FREEDMAN, P. L. (1976). Phosphorus models for eutrophic lakes. *Water Research.* 10: 1101-1114.

MANSOR, M. T. C. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP. Campinas: Universidade Estadual de Campinas / UNICAMP. 2005. 189 p. Tese (Doutorado).

MAY, R. M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471-477.

MELO, J. M. B. Curvas de garantia para operação de açudes com fins múltiplos.. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte / UFRN. 2002. 75 p. Dissertação (Mestrado).

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Recursos Hídricos. Plano Nacional de Recursos Hídricos – Síntese Executiva. Brasília. 2006. 135 p.

Molica, R. J. R. Efeitos da intensidade luminosa no crescimento e produção de microcistinas em duas cepas de *Microcystis aeruginosa* Kützing emend. Elekin (Cyanophyceae), em condições de cultivo. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro / UFRJ. 1996. Dissertação (Mestrado).

MOLLE, F; CARDIER, E. Manual do Pequeno Açude: construir, conservar e aproveitar pequenos açudes no Nordeste brasileiro. Recife: SUDENE/ORSTOM, 1992. 509p.

MORALES, C. Ocorrência de cianotoxinas e efeito do aporte de nutrientes N:P na biomassa e composição do fitoplâncton de cinco ambientes lacustres do Estado do Rio Grande do Norte. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte / UFRN. 2003. 51p. Dissertação (Mestrado).

MOURA, E. M. de. Avaliação da disponibilidade hídrica e da demanda hídrica no trecho do rio Piranha-Açu entre os açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

ODUM E.P.; BARRET G.W. Fundamentos de Ecologia. 5a ed, São Paulo: Thomson Learning, 2007.

ODUM, E.P. Ecologia. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1988. 434p.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. 2004. Climatic consequences of a large-scale desertification in Northeastern Brazil: a GCM Simulation study. *Journal of Climate*. 50 1718-1730.

PAN-BRASIL. Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (2004).

PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N. R. de; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. DE S.; GOMES, F. C. F (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.

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.

RIGHETTO, A. M. et al. The Brazilian Semiarid Hydrological Research Network. In: VIIth IAHS Scientific Assembly VII e Assemblée Scientifique de l'AISH. Foz do Iguaçu-PR, 2005.

ROSA, F.; BLOESCH, J. & RATHKE, D. E. (1991). Sampling the settling and suspended particulate matter (SPM). In: MUDROCH, A.; MACKNIGHT, S. D. (eds.) *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*. Lewis Publications/ CRC-Press, Florida. p. 97-130.

SAKAMOTO, M. (1966). Primary production by the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62: 1-28.

SÁNCHEZ-CARRILLO, S.; ÁLVAREZ-COBELAS, M. (2001). Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semi-arid wetland: the effects of fluctuating hydrology. *Water, Air, and Soil Pollution* 131, 97-118.

SARNELLE, O.; COOPER, S. D.; WISEMAN, S.; MAVUTI, K. M. (1998). The relationship between nutrients and trophic-level biomass in turbid tropical ponds. *Freshwater Biology*. v.40, 65-75.

SCHEFFER, M. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London, 1998. 353 p.

SCHEFFER, M., and van NES, E. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*. 548: 455-466.

SCHEFFER, M., CARPENTER, S. R., FOLEY, J. A., FOLKE, C., & B. WALKER. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591-596.

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

SCHILLING, P.; POWILLEIT, M.; UHLIG, S. (2006). Chlorophyll-a determination: results of an interlaboratory comparison. *Accred Qual Assur*. 11: 462-469.

SCHINDLER, D. W.; HECKY, R. E.; FINDLAY, D. L.; STANTON, M. P.; PARKER, B. R.; PATERSON, M. J.; BEATY, K. G.; LYNG, M.; KASIAN, S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS*, 105 (32): 11254-11258.

RIO GRANDE DO NORTE (Estado). Secretaria de estado dos recursos hídricos. Programa de desenvolvimento sustentável e convivência com o semi-árido potiguar. Natal, RN. 2005.

SHAPIRO, J. (1990). Current beliefs regarding dominance by blue green-algae: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. int. Ver. Theor. Angew. Limnol*. 24: 38 – 54.

SIRINIVASU, P. D. N. (2004). Regime shifts in a eutrophied lakes: a mathematical study. *Ecological Modelling*. 179: 115-130.

SMITH, V. H. (1979). Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr*. 24(6), 1051-1064

SMITH, V. H. (1982). The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr*. 27(6):1101-1112.

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.

SMITH, V. H., TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution*. v. 100, p. 179-196.

SMITH, V. H.; BENNETT, S. J. (1999). Nitrogen : phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiol*. 146: 37-53.

SMITH, V. H.; SHAPIRO, J. (1981). Chlorophyll-phosphorus relations in individual lakes. Their importance to lake restoration strategies. *Environmental Science & Technology* 15(4): 444-451.

SPERLING, E. V. Modelagem da eutrofização originária de fontes difusas em represas de perenização. In: XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal-RN: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, setembro de 1993. p 535-546.

STAUFFER, R. E. (1991). Environmental factors influencing chlorophyll v. nutrient relationships in lakes. *Freshwater Biology*. 25: 279-295.

STICH, H. B.; BRINKER, A. (2005). Less is better: Uncorrected versus pheopigment-corrected photometric chlorophyll-a estimation. *Arch. Hydrobiol.* 161(1): 111-120.

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 hypothesis relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: Straskraba, M.; Tundisi, J.G. and Duncan, A. (eds.). *Comparative reservoir limnology and water quality management* 1-24. Kluwer Academic Publishers.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú-SC: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, setembro de 1983. p 1-34.

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.

TUCCI, C. E.M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. (2000). *Cenários da Gestão da Água no Brasil: Uma Contribuição para a "Visão Mundial da Água"*. Disponível em: www.eco2000.com.br/ecoviagem/ecoestudos/.pdf. Acesso em 15 mar 2007.

TURNER, R. E.; RABALAIS, N. N.; JUSTIC, D.; DORTCH, Q. (2003). Future aquatic nutrient limitations. *Marine Pollution Bulletin*. 46:1032-1034.

v. 79, n. 1/2, p. 239-250.

VIEIRA, V. P. P. B. (1999). Água doce no Semi-Árido. In: *Águas Doces no Brasil*. IEA/USP, Academia Brasileira de Ciências, São Paulo, Brasil.

VIEIRA, V. P. P. B. (2003) Desafios da Gestão Integrada de Recursos Hídricos no Semi-árido. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Porto Alegre: Revista Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH. Volume 8 n. 2 Abr/Jun, 7-17..

VIEIRA, V. P. P. B. COORD. (2000). *A água e o desenvolvimento sustentável no nordeste*. IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Brasília, Brasil.

VOLLENWEIDER, R. A. (1969). Möglichkeiten und grezen elementarer modelle der stoffbilanz von seen. *Archiv für Hydrobiologie*. 66: 1-36.

VOLLENWEIDER, R. A. (1975). Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*. 37: 53-84.

VOLLENWEIDER, R. A. 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.

VON SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.1, 2ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 240 p., 1995.

WETZEL, R.G. *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3 ed. Academic Press. 1006 p., 2001.

WIDGER, W. K.; KIMBALL. K. D. (1976). Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes' by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resources Research*. 12(1): 122.

WOFYSY, S. C. (1983). A simple model to predict extinction coefficients and phytoplankton biomass in eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.* 28(6): 1144-1155.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F.; Eutrofização. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba: Sanepar/FINEP, 2005 p. 273-302

ZOHARY, T.; PAIS-MADEIRA, A. M.; ROBARTS, R. & HAMBRIGHT, K. D. (1996). Interannual phytoplankton dynamics of a hypereutrophic African lake. *Arch. Hydrobiol.* 136: 105-126.

ANEXOS

Tabela 01 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em 20-set-07.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	25,81	8,70	7,36	438,8
0,8	25,60	8,67	7,26	439,1
1,3	25,48	8,56	6,08	439,5
1,8	25,40	8,55	5,91	439,7
2,3	25,32	8,40	5,03	440,4
2,8	25,29	8,46	4,90	440,0
Ponto 02				
0,3	26,30	8,89	8,05	442,4
0,8	26,29	8,91	8,05	442,3
1,3	26,20	8,93	8,01	442,4
1,8	26,14	8,97	7,96	442,3
2,3	26,11	9,00	7,88	442,4
2,8	26,05	9,04	7,76	442,9
3,3	26,02	9,07	7,73	444,2
Ponto 03				
0,3	25,86	8,58	7,41	439,9
0,8	25,81	8,63	7,37	439,7
1,3	25,72	8,66	7,39	439,5
1,8	25,58	8,67	7,29	439,6
2,3	25,56	8,71	7,21	439,8
2,8	25,50	8,72	6,96	439,9
3,3	25,32	8,70	6,69	439,7
3,8	25,30	8,71	6,26	439,6
4,3	24,97	8,37	4,58	440,2
4,8	24,93	8,34	4,31	440,3
5,3	24,90	8,27	3,75	440,4
Ponto 04				
0,3	26,06	8,63	7,63	439,2
0,8	25,96	8,66	7,64	439,0
1,3	25,92	8,67	7,66	438,4
1,8	25,79	8,71	7,64	439,0
2,3	25,72	8,72	7,51	439,2
2,8	25,67	8,74	7,35	439,2
3,3	25,46	8,68	6,85	439,2
3,8	25,30	8,59	6,18	439,4
4,3	25,14	8,44	5,27	439,6
4,8	25,04	8,25	4,01	440,4
5,3	24,91	8,23	3,82	440,0
5,8	24,89	8,25	3,80	440,2
6,3	24,77	8,17	3,12	440,6
Ponto 05				
0,3	26,71	8,91	8,09	446,6
0,8	26,64	8,93	7,89	446,8
1,3	26,60	8,96	7,92	446,6
1,8	26,58	8,98	7,84	446,7
2,3	26,50	8,98	7,32	447,6

2,8	26,38	8,96	6,96	448,2
-----	-------	------	------	-------

Tabela 02 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **23-set-07**.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	25,33	8,66	8,83	441,8
0,8	25,29	8,69	8,87	441,5
1,3	25,26	8,70	8,85	442,0
1,8	25,23	8,71	8,42	441,9
2,3	25,22	8,73	8,29	441,9
2,8	25,18	8,73	8,07	442,0
3,3	25,08	8,69	7,49	442,3
Ponto 02				
0,3	25,85	8,83	8,83	444,7
0,8	25,81	8,87	8,87	444,6
1,3	25,78	8,89	8,85	444,5
1,8	25,58	8,87	8,42	444,7
2,3	25,57	8,90	8,29	444,5
2,8	25,54	8,92	8,07	444,9
3,3	25,48	8,91	7,49	445,0
Ponto 03				
0,3	25,54	8,53	8,01	441,2
0,8	25,45	8,55	7,98	440,9
1,3	25,40	8,56	7,79	441,2
1,8	25,33	8,58	7,63	441,4
2,3	25,27	8,56	7,4	441,3
2,8	25,24	8,60	7,4	441,5
3,3	25,23	8,64	7,37	441,4
3,8	25,23	8,67	7,32	441,6
4,3	25,23	8,70	7,25	441,6
4,8	25,22	8,71	7,04	441,6
Ponto 04				
0,3	25,50	8,39	7,28	441,9
0,8	25,50	8,42	7,30	441,6
1,3	25,46	8,44	7,32	441,8
1,8	25,39	8,45	7,23	441,7
2,3	25,28	8,45	7,17	441,9
2,8	25,24	8,48	7,11	441,9
3,3	25,24	8,52	7,13	441,8
3,8	25,18	8,47	6,71	442,2
4,3	25,09	8,36	6,15	442,5
4,8	25,05	8,37	6,02	442,3
5,3	25,06	8,4	6,00	442,2
5,8	25,05	8,43	6,05	442,2

Ponto 05				
0,3	25,73	8,82	8,34	454,1
0,8	25,73	8,87	8,43	453,7
1,3	25,72	8,91	8,49	453,6
1,8	25,69	8,93	8,53	453,7
2,3	25,67	8,96	8,42	454,1

Tabela 03 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **23-out-07**.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	26,27	8,71	6,84	460,0
0,8	26,21	8,70	6,68	460,7
1,3	26,17	8,69	6,57	460,8
1,8	26,14	8,67	6,38	460,7
2,3	26,11	8,67	6,25	461,1
2,8	26,08	8,67	6,15	461,2
2,8	26,27	8,71	6,84	460,0
Ponto 02				
0,3	27,11	8,88	7,52	462,9
0,8	27,07	8,92	7,49	462,9
1,3	27,06	8,95	7,43	462,8
1,8	27,00	8,98	7,39	463,3
2,3	26,98	9,02	7,24	463,1
2,8	26,90	9,06	7,14	463,5
Ponto 03				
0,3	26,86	8,65	7,26	459,6
0,8	26,81	8,71	7,05	460,0
1,3	26,81	8,75	7,00	459,8
1,8	26,78	8,75	6,80	460,2
2,3	26,75	8,77	6,74	459,9
2,8	26,71	8,79	6,50	460,2
3,3	26,67	8,70	6,26	460,3
3,8	26,45	8,71	4,58	460,5
4,3	26,28	8,37	4,31	460,8
Ponto 04				
0,3	28,30	8,63	7,63	459,6
0,8	28,29	8,66	7,64	460,0
1,3	28,25	8,67	7,66	459,8
1,8	28,18	8,71	7,64	460,2
2,3	28,00	8,72	7,51	459,9
2,8	27,79	8,74	7,35	460,2
3,3	27,55	8,68	6,85	460,3
3,8	27,22	8,59	6,18	460,5
4,3	27,00	8,44	5,27	460,8
4,8	26,49	8,25	4,01	461,0

Ponto 05				
0,3	26,91	8,86	7,63	471,9
0,8	26,91	8,9	7,61	472,0
1,3	26,88	8,92	7,57	472,1
1,8	26,85	8,95	7,53	472,4
2,3	26,79	8,99	7,38	472,4

Tabela 04 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **10-nov-07**.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	26,59	8,72	7,44	474,2
0,8	26,52	8,68	7,46	473,9
1,3	26,43	8,61	7,06	473,9
1,8	26,09	8,51	6,42	474,2
2,3	26,02	8,47	6,20	474,0
2,8	25,99	8,39	5,45	474,4
Ponto 02				
0,3	27,68	8,74	8,31	477,0
0,8	27,43	8,76	8,27	476,6
1,3	26,83	8,68	7,43	477,3
1,8	26,76	8,65	7,00	476,9
2,3	26,65	8,66	6,63	477,5
2,8	26,49	8,71	6,50	478,5
Ponto 03				
0,3	27,63	8,66	8,18	474,7
0,8	27,34	8,72	8,38	473,9
1,3	26,97	8,74	8,32	474,5
1,8	26,67	8,73	7,85	474,6
2,3	26,45	8,71	7,57	474,0
2,8	26,28	8,63	6,77	474,8
3,3	26,12	8,42	5,71	475,3
3,8	25,96	8,53	6,10	475,1
4,3	25,92	8,55	6,02	475,0
Ponto 04				
0,3	28,16	8,68	8,19	475,2
0,8	27,79	8,77	8,38	474,3
1,3	27,29	8,78	8,53	474,3
1,8	26,99	8,74	7,91	474,3
2,3	26,80	8,86	8,37	474,2
2,8	26,33	8,58	7,02	474,8
3,3	26,24	8,41	6,07	474,3
3,8	26,16	8,38	5,70	474,6
4,3	26,05	8,38	5,74	474,9
4,8	25,94	8,25	5,38	475,3

Ponto 05				
0,3	27,83	8,94	8,96	483,6
0,8	27,61	8,96	9,07	483,8
1,3	27,17	8,95	9,02	482,2
1,8	26,98	8,92	8,42	482,6
2,3	26,68	8,83	7,87	485,0

Tabela 05 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **28-nov-07**.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	27,54	8,87	8,79	490,6
0,8	27,09	8,82	8,50	490,7
1,3	27,09	8,82	8,50	490,7
1,8	26,97	8,77	7,59	492,0
2,3	26,90	8,74	7,06	492,0
2,8	26,78	8,62	5,98	492,5
3,3	26,70	8,48	4,16	493,3
Ponto 02				
0,3	28,65	8,82	9,14	495,2
0,8	27,27	8,67	7,26	494,0
1,3	27,10	8,56	6,55	495,0
1,8	26,94	8,43	5,97	495,1
2,3	26,80	8,33	4,58	495,6
2,8	26,73	8,40	4,81	495,2
Ponto 03				
0,3	29,45	8,94	10,49	492,9
0,8	28,18	9,01	10,86	491,9
1,3	27,92	8,98	10,42	492,1
1,8	27,73	8,91	9,11	492,7
2,3	27,62	8,86	8,22	493,1
2,8	27,43	8,72	6,67	493,8
3,3	27,22	8,60	5,66	494,1
3,8	27,18	8,64	5,73	493,3
4,3	26,81	8,53	4,82	493,4
Ponto 04				
0,3	30,29	9,01	10,67	494,3
0,8	29,97	9,07	10,93	493,7
1,3	29,08	9,1	11,44	493,1
1,8	28,81	9,04	9,97	493,0
2,3	28,06	8,99	8,87	492,8
2,8	27,59	8,78	6,54	493,0
3,3	26,97	8,45	4,62	493,8
3,8	26,72	8,41	4,41	493,7
4,3	26,58	8,11	2,44	494,7

Ponto 05				
0,3	28,52	8,75	9,03	496,1
0,8	27,18	8,71	8,49	495,3
1,3	27,00	8,62	7,58	495,2
1,8	26,63	8,37	5,70	497,3
2,3	26,52	8,32	5,21	497,3

Tabela 06 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **15-dez-07**.

Prof. (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	27,83	8,91	8,85	508,7
0,8	27,72	8,93	8,86	508,6
1,3	27,61	8,92	8,71	509,2
1,8	27,36	8,85	7,85	509,7
2,3	26,66	8,67	6,35	509,2
2,8	26,27	8,26	3,80	511,1
Ponto 02				
0,3	27,85	8,87	8,19	511,4
0,8	27,83	8,88	8,17	511,6
1,3	27,75	8,88	7,96	511,0
1,8	27,54	8,83	7,37	511,1
2,3	27,46	8,85	7,23	511,3
2,8	27,27	8,77	6,57	511,0
Ponto 03				
0,3	27,69	8,84	8,19	509,0
0,8	27,67	8,85	8,23	508,9
1,3	27,65	8,86	8,19	509,0
1,8	27,59	8,87	8,08	509,2
2,3	27,48	8,86	7,71	509,3
2,8	26,86	8,47	4,84	510,4
3,3	26,77	8,51	4,70	510,5
3,8	26,70	8,54	4,89	510,5
Ponto 04				
0,3	28,30	8,98	9,16	511,4
0,8	28,29	8,97	9,43	510,7
1,3	28,25	8,98	9,42	510,7
1,8	28,18	8,99	9,26	510,6
2,3	28,00	8,98	9,05	510,6
2,8	27,79	8,93	8,66	510,5
3,3	27,55	8,83	7,27	510,7
3,8	27,22	8,55	5,08	510,8
4,3	27,00	8,47	4,61	511,4
4,8	26,49	8,05	2,31	512,8
Ponto 05				

0,3	28,02	9,12	9,57	514,7
0,8	27,94	9,11	9,59	514,9
1,3	27,92	9,12	9,56	514,9
1,8	27,81	9,11	9,24	515,0

Tabela 07 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **26-mar-08**.

Prof. (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	31,47	8,79	7,38	544,0
0,8	30,00	8,69	6,78	543,9
1,3	29,62	8,48	5,87	548,0
1,8	29,43	8,36	5,10	550,3
2,3	29,36	8,21	4,62	550,3
2,8	29,18	8,02	2,64	545,4
3,3	29,02	7,92	1,60	542,3
Ponto 02				
0,3	31,55	8,51	6,97	535,0
0,8	31,55	8,53	6,97	535,5
1,3	30,23	8,54	7,02	538,7
1,8	30,10	8,48	6,96	522,8
2,3	29,61	8,21	5,15	527,8
2,8	29,32	8,09	4,03	476,5
3,3	28,71	7,93	2,86	400,2
3,8	27,48	7,92	2,42	241,6
4,3	27,11	7,78	2,20	198,3
Ponto 03				
0,3	31,62	8,80	8,63	544,6
0,8	30,85	8,83	8,91	546,1
1,3	30,05	8,82	8,97	547,3
1,8	29,66	8,72	8,51	548,3
2,3	29,45	8,57	7,19	548,4
2,8	29,29	8,34	5,52	552,6
3,3	29,14	8,16	4,20	553,9
3,8	28,96	8,00	2,42	555,1
4,3	28,82	7,88	1,18	559,4
4,8	28,71	7,82	1,15	556,4
Ponto 04				
0,3	30,87	8,83	8,80	545,3
0,8	30,16	8,79	8,76	543,5
1,3	29,68	8,73	8,26	545,3
1,8	29,52	8,58	6,93	544,1
2,3	29,41	8,37	5,62	543,2
2,8	29,15	8,16	3,94	552,1
3,3	29,06	8,05	3,26	554,5
3,8	29,00	7,96	2,65	556,9

4,3	28,86	7,9	2,14	558,8
4,8	28,83	7,86	1,69	561,9
Ponto 05				
0,3	31,01	8,08	4,87	442,0
0,8	28,58	7,97	3,67	290,1
1,3	27,35	7,89	3,02	190,7
1,8	26,36	7,74	3,01	108,5
2,3	26,19	7,64	3,12	99,6

Tabela 08 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **10-abr-08**.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	31,47	8,79	7,38	544,0
0,8	30,00	8,69	6,78	543,9
1,3	29,62	8,48	5,87	548,0
1,8	29,43	8,36	5,10	550,3
2,3	29,36	8,21	4,62	550,3
2,8	29,18	8,02	2,64	545,4
3,3	29,02	7,92	1,60	542,3
3,8	29,52	7,29	2,00	197,0
4,3	28,95	7,24	1,59	196,3
4,8	28,66	7,23	1,45	196,3
5,3	28,43	7,23	1,41	196,9
5,8	28,04	7,19	0,68	196,3
6,3	27,96	7,16	0,25	195,5
6,8	27,84	7,13	0,17	195,6
7,3	27,71	7,11	0,15	192,6
7,8	27,32	7,11	0,13	175,8
8,3	27,24	7,11	0,13	169,8
8,8	27,18	7,15	0,11	167,1
9,3	27,12	7,16	0,10	165,9
Ponto 02				
0,3	31,55	8,51	6,97	535,0
0,8	31,55	8,53	6,97	535,5
1,3	30,23	8,54	7,02	538,7
1,8	30,10	8,48	6,96	522,8
2,3	29,61	8,21	5,15	527,8
2,8	29,32	8,09	4,03	476,5
3,3	28,71	7,93	2,86	400,2
3,8	27,48	7,92	2,42	241,6
4,3	27,11	7,78	2,20	198,3
4,8	29,84	7,53	2,49	200,6
5,3	29,42	7,46	2,41	200,0
5,8	28,83	7,38	1,98	199,9
6,3	28,74	7,32	1,87	200,3
6,8	28,66	7,29	1,78	200,4

7,3	28,40	7,20	1,01	200,5
7,8	28,27	7,19	0,56	205,1
8,3	28,15	7,19	0,34	210,9
8,8	28,08	7,20	0,25	213,2
9,3	28,03	7,20	0,18	208,2
9,8	28,00	7,19	0,16	204,4
10,3	27,66	7,12	0,15	218,5
10,8	27,51	7,09	0,15	223,0
Ponto 03				
0,3	31,62	8,80	8,63	544,6
0,8	30,85	8,83	8,91	546,1
1,3	30,05	8,82	8,97	547,3
1,8	29,66	8,72	8,51	548,3
2,3	29,45	8,57	7,19	548,4
2,8	29,29	8,34	5,52	552,6
3,3	29,14	8,16	4,20	553,9
3,8	28,96	8,00	2,42	555,1
4,3	28,82	7,88	1,18	559,4
4,8	28,71	7,82	0,77	556,4
5,3	29,71	7,31	1,74	207,8
5,8	29,49	7,26	1,58	206,8
6,3	29,17	7,24	1,51	205,0
6,8	29,06	7,24	1,60	204,2
7,3	28,67	7,24	1,53	202,2
7,8	27,99	7,16	0,31	192,4
8,3	27,91	7,13	0,19	192,3
8,8	27,65	7,12	0,15	184,1
9,3	27,27	7,13	0,15	165,3
9,8	27,24	7,14	0,14	165,2
10,3	27,19	7,16	0,13	163,3
10,8	27,19	7,17	0,13	163,1
11,3	27,17	7,18	0,12	162,3
11,8	27,15	7,18	0,12	163,7
12,3	27,11	7,17	0,12	160,5
12,8	27,05	7,21	0,12	160,0
Ponto 04				
0,3	30,87	8,83	8,80	545,3
0,8	30,16	8,79	8,76	543,5
1,3	29,68	8,73	8,26	545,3
1,8	29,52	8,58	6,93	544,1
2,3	29,41	8,37	5,62	543,2
2,8	29,15	8,16	3,94	552,1
3,3	29,06	8,05	3,26	554,5
3,8	29,00	7,96	2,65	556,9
4,3	28,86	7,9	2,14	558,8
4,8	28,83	7,86	1,69	561,9
5,3	29,63	7,31	2,22	202,5

5,8	29,59	7,27	2,05	202,2
6,3	29,49	7,25	1,87	201,1
6,8	29,27	7,25	1,82	201,6
7,3	29,09	7,27	1,78	201,7
7,8	28,46	7,23	1,08	203,7
8,3	27,56	7,07	0,28	180,0
8,8	27,47	7,09	0,18	177,4
9,3	27,45	7,1	0,15	176,7
9,8	27,43	7,11	0,14	175,3
10,3	27,13	7,21	0,12	149,4
10,8	27,08	7,23	0,11	152,6
11,3	27,02	7,25	0,11	147,8
11,8	26,98	7,26	0,11	147,7
12,3	26,98	7,26	0,11	152,2
12,8	26,97	7,28	0,11	155
Ponto 05				
0,3	31,01	8,08	4,87	442,0
0,8	28,58	7,97	3,67	290,1
1,3	27,35	7,89	3,02	190,7
1,8	26,36	7,74	3,01	108,5
2,3	26,19	7,64	3,12	99,6
2,8	29,55	7,38	2,29	218,3
3,3	29,14	7,32	2,09	218,2
3,8	28,76	7,28	1,77	215,0
4,3	28,59	7,26	1,71	206,5
4,8	28,58	7,27	1,70	206,1
5,3	28,58	7,28	1,69	205,6
5,8	28,56	7,29	1,68	205,8
6,3	28,50	7,28	1,45	205,2
6,8	28,11	7,19	0,34	213,4
7,3	28,05	7,2	0,18	214,3
7,8	27,94	7,19	0,15	221,0
8,3	27,64	7,15	0,13	241,6
8,8	27,53	7,14	0,13	245,1

Tabela 09 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em **22-abr-08**.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	29,35	7,34	4,55	204,9
0,8	29,24	7,36	4,12	204,6
1,3	29,20	7,30	4,01	204,5
1,8	28,94	7,31	3,28	204,3
2,3	28,66	7,33	3,02	205,1
2,8	28,58	7,31	2,96	205,6
3,3	28,45	7,25	2,49	205,2
3,8	28,25	7,14	1,41	204,1
4,3	27,40	7,18	0,37	211,1

4,8	27,29	7,20	0,22	209,9
5,3	27,24	7,24	0,19	210,6
5,8	27,18	7,25	0,15	213,5
6,3	27,18	7,34	0,14	214,3
Ponto 02				
0,3	29,75	7,66	4,12	210,4
0,8	29,50	7,56	4,05	209,8
1,3	29,25	7,48	3,77	209,2
1,8	29,14	7,42	3,58	208,5
2,3	29,08	7,39	3,51	208,6
2,8	29,06	7,38	3,40	208,8
3,3	28,56	7,28	2,08	223,5
3,8	28,22	7,19	0,47	244,6
4,3	27,57	7,18	0,19	238,3
4,8	27,54	7,19	0,16	235,0
5,3	27,46	7,20	0,14	236,0
5,8	27,40	7,23	0,14	228,5
6,3	27,29	7,24	0,14	226,8
Ponto 03				
0,3	29,48	7,50	2,66	206,9
0,8	29,29	7,42	2,66	206,6
1,3	29,19	7,37	2,82	206,4
1,8	29,05	7,38	3,03	205,5
2,3	28,96	7,38	3,24	205,0
2,8	27,56	7,17	0,49	207,6
3,3	27,44	7,15	0,23	207,8
3,8	27,41	7,15	0,19	208,0
4,3	27,39	7,15	0,15	207,8
4,8	27,27	7,19	0,15	205,5
5,3	27,22	7,21	0,14	209,8
5,8	27,18	7,22	0,13	212,5
6,3	27,16	7,24	0,12	212,3
6,8	27,14	7,25	0,12	213,2
7,3	27,11	7,27	0,12	213,5
7,8	27,10	7,28	0,11	214,7
Ponto 04				
0,3	29,06	7,55	3,70	202,5
0,8	29,06	7,44	3,39	201,8
1,3	29,01	7,38	3,10	202,0
1,8	28,75	7,33	2,57	200,6
2,3	27,72	7,15	0,45	201,8
2,8	27,42	7,14	0,25	200,8
3,3	27,34	7,14	0,21	200,1
3,8	27,32	7,16	0,17	200,2
4,3	27,29	7,17	0,15	201,1
4,8	27,24	7,19	0,15	200,7

5,3	27,19	7,2	0,14	201,0
5,8	27,18	7,21	0,13	202,0
6,3	27,15	7,23	0,12	204,2
6,8	27,15	7,24	0,12	208,4
7,3	27,13	7,25	0,12	206,0
7,8	27,12	7,27	0,11	207,2
8,3	27,10	7,27	0,11	210,3
8,8	27,08	7,28	0,11	212,6
Ponto 05				
0,3	29,86	7,49	4,10	225,6
0,8	29,54	7,44	3,85	225,1
1,3	29,38	7,41	3,69	222,8
1,8	29,32	7,41	3,63	221,4
2,3	29,28	7,41	3,59	220,8
2,8	29,25	7,42	3,56	220,8
3,3	29,14	7,41	3,23	223,1
3,8	28,70	7,31	1,39	254,2
4,3	28,49	7,26	0,46	271,4
4,8	27,77	7,21	0,23	258,2
5,3	27,45	7,22	0,16	242,5

Tabela 10 – Detalhamento do perfil do reservatório obtido em 14-mai-08.

Prof (m)	Temp. (°C)	pH	Oxig. Dis. (mg/l)	CE (uS/cm)
Ponto 01				
0,3	27,92	7,93	4,52	257,6
0,8	27,91	7,78	4,48	257,3
1,3	27,89	7,70	4,41	257,7
1,8	27,90	7,66	4,39	257,6
2,3	27,88	7,62	4,35	257,5
2,8	27,88	7,60	4,33	257,1
3,3	27,87	7,59	4,32	257,6
3,8	27,86	7,59	4,29	257,3
4,3	27,84	7,59	4,28	256,7
4,8	27,80	7,59	4,15	258,6
5,3	27,78	7,59	4,09	257,7
5,8	27,70	7,57	3,92	258,5
Ponto 02				
0,3	28,00	7,85	5,13	302,2
0,8	28,00	7,76	5,07	302,3
1,3	27,97	7,72	4,98	301,7
1,8	27,95	7,70	4,88	302,4
2,3	27,94	7,68	4,86	302,1
2,8	27,94	7,67	4,83	301,2
3,3	27,91	7,65	4,73	299,9
3,8	27,90	7,65	4,71	300,3
4,3	27,90	7,64	4,69	300,1

4,8	27,90	7,64	4,61	299,4
5,3	27,86	7,64	4,63	295,8
5,8	27,84	7,61	4,32	294,7
6,3	27,75	7,60	4,14	289,5
Ponto 03				
0,3	27,79	7,48	1,44	259,3
0,8	27,77	7,40	1,26	259,1
1,3	27,75	7,37	1,19	259,5
1,8	27,75	7,36	1,18	259,8
2,3	27,76	7,34	1,18	259,2
2,8	27,72	7,34	1,18	260,0
3,3	27,72	7,35	1,18	260,1
3,8	27,70	7,35	1,24	258,4
4,3	27,69	7,36	1,31	258,8
4,8	27,68	7,36	1,30	257,8
5,3	27,67	7,36	1,21	256,9
5,8	27,67	7,37	1,17	257,4
6,3	27,67	7,37	1,13	257,8
6,8	27,66	7,38	1,11	256,6
7,3	27,62	7,34	0,56	255,7
7,8	27,58	7,31	0,22	257,2
8,3	27,56	7,32	0,13	257,4
Ponto 04				
0,3	27,80	7,41	1,32	251,0
0,8	27,79	7,34	1,12	251,2
1,3	27,71	7,32	0,86	252,0
1,8	27,63	7,29	0,69	251,5
2,3	27,62	7,29	0,53	251,8
2,8	27,62	7,28	0,57	251,5
3,3	27,62	7,28	0,58	252,8
3,8	27,62	7,29	0,60	253,2
4,3	27,60	7,28	0,52	252,7
4,8	27,59	7,3	0,61	253,3
5,3	27,59	7,31	0,63	253,7
5,8	27,59	7,32	0,68	252,6
6,3	27,59	7,32	0,69	252,9
6,8	27,58	7,33	0,72	253,4
7,3	27,58	7,33	0,63	253,3
7,8	27,57	7,33	0,53	253,9
Ponto 05				
0,3	27,94	7,83	5,62	324,3
0,8	27,93	7,77	5,54	325,3
1,3	27,93	7,76	5,53	323,9
1,8	27,91	7,73	5,42	326,5
2,3	27,87	7,72	5,38	329,0
2,8	27,85	7,72	5,36	333,8

3,3	27,82	7,71	5,31	340,8
3,8	27,80	7,72	5,28	345,7
4,3	27,77	7,71	5,15	352,9
4,8	27,75	7,7	4,96	361,4
5,3	27,71	7,67	4,45	376,4