

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
PROGRAMA INSTITUCIONAL DE DOUTORADO TEMÁTICO  
DOUTORADO EM RECURSOS NATURAIS**

**CÉLIA REGINA DINIZ**

**RITMOS NICTEMERAIS E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE  
VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E SANITÁRIAS EM DOIS AÇUDES DO  
TRÓPICO SEMI-ÁRIDO (PB)**

---

Campina Grande - PB

2005

---

CÉLIA REGINA DINIZ

**RITMOS NICTEMERAIS E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE  
VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E SANITÁRIAS EM DOIS AÇUDES DO  
TRÓPICO SEMI-ÁRIDO (PB)**

Tese apresentada ao Programa de Doutorado  
Temático em Recursos Naturais da Universidade  
Federal de Campina Grande, como parte dos  
requisitos para obtenção do Título de Doutora  
em Recursos Naturais.

**Área de Concentração:** Qualidade de Água

**Orientadora:** Prof<sup>a</sup> Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Campina Grande - PB

2005



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

D585r  
2005      Diniz, Célia Regina  
            Ritmos nictemerai e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias em dois açudes do trópico semi-árido (PB) / Célia Regina Diniz. — Campina Grande: UFCC, 2005.  
            193f. : il.,  
  
            Inclui Bibliografia.  
            Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia.  
            Orientador: Beatriz Susana Ovruski de Ceballos.

1— Qualidade de água 2— Liminologia 3— Açudes 4— Semi-árido 1— Título

CDU 628.19

CÉLIA REGINA DINIZ

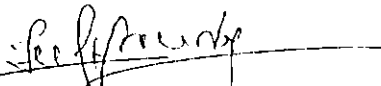
**RITMOS NICTEMERAIS E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE VARIÁVEIS  
LIMNOLÓGICAS E SANITÁRIAS EM DOIS AÇUDES DO TRÓPICO SEMI-ÁRIDO  
(PB)**

**APROVADA EM: 25/02/2005**

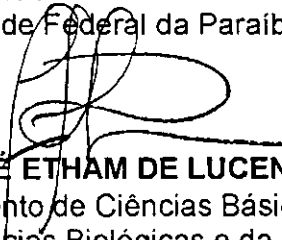
**BANCA EXAMINADORA:**



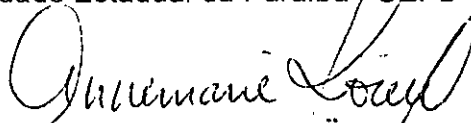
**Profa. Dra. BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS**  
Aposentada do Departamento de Engenharia Civil - DEC  
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG



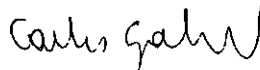
**Profa. Dra. TAKAKO WATANABE**  
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA  
Centro de Ciências Exata e da Natureza – CCEN  
Universidade Federal da Paraíba – UFPB



**Prof. Dr. JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA**  
Departamento de Ciências Básicas – DCB  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - CCBS  
Universidade Estadual da Paraíba / UEPB



**Profa. Dra. ANNEMARIE KÖNIG**  
Departamento de Engenharia civil – DEC  
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG



**Prof. Dr. CARLOS DE OLIVEIRA GALVÃO**  
Departamento de Engenharia civil - DEC  
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

*Dedico*

*Ao meu esposo Ítalo Vilarim, companheiro digno de todas as considerações, pelo amor e estímulo em todos os momentos.*

*Aos meus filhos Vanessa e Ítalo Vladimir pelo carinho e compreensão nos momentos de ausência.*

*À Memória de José Alfredo Diniz e Sebastiana Mendes Diniz. Pais inesquecíveis a quem o Senhor antecipou as glórias celestiais.*

## *Agradecimientos*

*O caminho foi árduo, mas graças a Deus e a pessoas muito especiais, soube como enfrenta-lo.*

*À professora Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, modelo de profissional, minha eterna orientadora e amiga. Por permitir usufruir do seu conhecimento, pelas orientações sábias e práticas, pelo apoio continuado, e inesgotável paciência durante estes anos de trabalho em conjunto.*

*Ao meu grande amigo, professor Dr. José Etham de Lucena Barbosa, a quem admiro por sua competência e altruísmo. Presença constante e fundamental em todas as etapas deste estudo, sempre disponível em transmitir seus conhecimentos, permitir livre acesso à sua biblioteca e esclarecer minhas dúvidas.*

*À professora Dra. Annemarie König pelo inestimável desprendimento e valiosas críticas e sugestões apresentadas na elaboração deste trabalho.*

*Ao professor Dr. Carlos de Oliveira Galvão pela amizade, valiosos ensinamentos e discussões em diversas ocasiões.*

*À professora Dra. Takako Watanabe, por seu interesse e dedicação na tarefa de avaliar o conteúdo deste trabalho e oferecer suas valiosas contribuições.*

*Ao Programa de Doutorado Temático em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande na pessoa do professor Dr. Pedro Vieira de Azevedo a quem admiro pelo excelente desempenho e dedicação na coordenação deste curso.*

*Aos professores do Doutorado Dra. Márcia Maria Rios Ribeiro e Dr. Marx Prestes que não pouparam esforços para nos proporcionar a oportunidade ímpar de atualizar e expandir nossos conhecimentos.*

*À Universidade Estadual da Paraíba, por ter me proporcionado a oportunidade única de realizar o doutorado de Recursos Naturais e concedido a liberação na fase final da tese.*

*À Área de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFCG por ter disponibilizado o laboratório onde foram realizadas todas as análises físicas, químicas, biológicas e microbiológicas deste estudo.*

*Ao Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto (LMRS/SEMARH), pelo fornecimento de dados meteorológicos e a Isnaldo e Lamarque pela amizade, disponibilidade e auxílio nas coletas de campo.*

*À EMBRAPA - ALGODÃO pelo fornecimento de dados meteorológicos da cidade de Campina Grande - PB.*

*Ao Dr. José Américo Bordini do Amaral, pela ajuda na compreensão dos programas estatísticos utilizados.*

*À turma do Laboratório de Saneamento Ambiental da área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AESA): Ligeíze, Ionara, Mariana, Raísse, Yuri e Simone, participantes nos trabalhos de campo e laboratório, pela dedicação e imensurável cooperação e colaboração na coleta de dados desta pesquisa e a Valmária, Cristina, Eddy e Taís, pela estima, amizade e apoio técnico dispensados.*

*Ao meu querido amigo Alysson, companheiro de lutas, pela ajuda constante, amizade, dedicação e troca de idéias em todos os momentos deste estudo e Andrezza, pela grande amizade que construímos e pela parceria durante as coletas nictemeraias.*

*Aos meus amigos Cláudia, Lediam, Dauci, Rose, Sandra, Inácia, Ana Mitchielle, Alex e Mourão, eternos companheiros, exemplos de amizade, sinceridade e fidelidade. Obrigado pelo constante incentivo em todos os momentos.*

*Aos barqueiros Jucélio, Amarildo, Antônio e Nivaldo pela disponibilidade em participar das coletas de campo e aos Srs. Joca e Joel, por disponibilizarem suas residências como local de apoio durante as coletas de campo nos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó.*

*À Jandeson, Ênio e Jaqueline, que muito contribuíram nas coletas, participando voluntariamente das campanhas nictemeraias.*

*À Marcílio por seu valioso apoio na fase inicial da coleta de dados.*

*À Ítalo pela incansável ajuda nas coletas de campo e constante incentivo no desenvolvimento deste trabalho.*

*À Nevinha Vilarim, por acreditar em mim e manter-se sempre ao meu lado em cada uma das etapas vividas, me apoiando em todas as decisões.*

## RESUMO

Estudos espaço/temporal e nictemeral/vertical foram realizados em dois açudes com tipologias diferentes, localizados no Estado da Paraíba (Epitácio Pessoa e Bodocongó). Os objetivos foram estudar as variações físicas, químicas, biológicas e microbiológicas, na superfície e na coluna d'água durante ciclos anuais e nictemerais (24 horas); identificar os meses, horários, e profundidades mais críticos em relação à qualidade da água dos açudes; avaliar a eficiência das áreas da bacia hidráulica com presença de macrófitas aquáticas, na redução da poluição orgânica, inorgânica e da contaminação fecal ao longo do período e analisar os padrões de estratificação e mistura na distribuição dos parâmetros estudados. A qualidade da água apresentou variabilidade no tempo e no espaço, sob influência de fatores climáticos, morfológicos e antropogênicos. No açude Epitácio Pessoa, ocorreram variações da qualidade nos pontos das margens, sendo mais acentuadas durante as chuvas. No açude de Bodocongó, os esgotos afluentes influenciaram na qualidade da água, favorecendo a homogeneidade da água do ponto central e das margens. A análise de agrupamentos nos dois açudes seguiu um ordenamento associado ao nível de poluição/contaminação. No açude Epitácio Pessoa, formaram-se três grupos com características distintas de qualidade de pontos, onde um grupo reuniu três pontos da região limnética de melhor qualidade da água; outro foi formado pelo ponto localizado no afluente do rio Paraíba com qualidade intermediária e, um terceiro representado pelo ponto de desembocadura do rio Taperoá, de maior poluição, refletindo as atividades humanas na sua bacia de drenagem. Em Bodocongó, foram formados dois agrupamentos: um que agregou os pontos das margens e do centro e outro que formado pelo ponto de maior impacto antrópico, próximo às descargas contínuas de esgotos. No açude Epitácio Pessoa a ACP extraiu duas componentes principais, que acumularam 54% (chuvas) e 42% (seca) da variância do sistema. Nas chuvas destacaram-se as componentes: eutrofização e sólidos suspensos/turbidez e na seca, as componentes eutrofização e salinização. No açude de Bodocongó a ACP revelou nas chuvas as componentes: sólidos associados à turbidez e eutrofização/estado sanitário (40%) e na estiagem, as componentes: salinização e eutrofização/biomassa algal (37%). Os dois açudes mostraram padrões diários de estratificação e mistura que os caracterizaram como polimíticos quentes influenciados pelos ventos e profundidade. A estratificação térmica ocorreu durante os horários iluminados do dia e a mistura predominou à noite. A homogeneidade térmica no período noturno favoreceu a mistura dos nutrientes liberados do sedimento elevando as concentrações na água. O oxigênio dissolvido foi mais sensível à estratificação térmica e apresentou perfil clinogrado nos dois corpos aquáticos. A ACP aplicada as nictemerais teve como fonte de maior variabilidade as variações temporais (dia/noite). A tipologia, baseada no Índice de Carlson Modificado, classificou o açude Epitácio Pessoa como mesotrófico e o de Bodocongó como hipereutrófico. As macrófitas aquáticas se mostraram eficientes na redução das cargas poluidoras no açude de Bodocongó, e com manejo adequado, podem ser soluções ecológicas na melhoria da qualidade da água de corpos aquáticos em processo de eutrofização.

**Palavras-chave:** Qualidade da água - Regiões Semi-áridas Nordestinas – Ciclos diários e temporais.



## ABSTRACT

Space/temporal and daily/vertical studies were fulfilled in two different dams with different typologies. Located at Paraíba State (Epitacio Pessoa and Bodocongó). The goals were to study the physical, chemical, biological and microbiological variations, in the surface and in the backwater during annual and daily cycles (24 hours): to identify the months, times and the most critical depths related to the water quality in the dams; to evaluate the efficiency in the hydraulic basin areas including water macrophyte, in the reduction of organic, inorganic and fecal pollutions during the long period and to analyze the patterns of stratification and the mix in the distribution of studied parameters. The quality of water showed variability on time and space, under influence of climate, morphological and anthropogenic factors. In the Epitacio Pessoa dam occurred variations in the quality on the shores were they were no more accentuated during the rains. In the Bodocongó dam, the tributary drains had a big influence in the water quality, helping the water homogeneity into the central point and in the shores. The grouping analysis in the both dams was followed by an associated instruction to the pollution/contamination levels. In the Epitacio Pessoa dam was formed three groups with dissimilar characteristics of point's quality where a group joined three points in the limnetic region of better water quality. Paraíba River with intermediate quality and a third represented by the point of flowing from Taperoa river, with the highest level of pollution, reflecting the human activities on its drainage basin. In Bodocongó was formed two groupings: one who joined the points from the shores and from the central and other that formed by the point of biggest impact atrophic, next to the continuing flushers of drains. In the Epitacio Pessoa dam the PCA extracted two main components, that accumulated 54% (rains) and 42% (drought) form the system variant. In the rains the components who stand out where: nutritious and suspended/cloudy solid and in the drought, the nutritious and salty components. In the Bodocongó dam the PCA showed in the rains the solid components associated with the cloudy and nutritious/sanitary state (40%) and in the dry spell, the following components: salty and algal nutritious/biomass (37%). The two dams showed daily patterns of stratification and mix that gave characteristics like hot polimictics influenced by win and depth. The thermos stratification occurred during the illuminated times during the day and the mix predominated at night. The thermos homogeneity during the night favored the mix of released nutrients from the sediment increasing the amount in the water. The oxygen dissolved was more sensitive to the thermos stratification and showed a clinograd profile on the two water objects. The PCA applicated like nictemeral had like a source of more variability as temporal variations (day/night). The typology, based in the Carlson Modified Index classified the Epitacio Pessoa and Bodocongó dams as hipereutrophic. The water macrophytes showed themselves efficient in the reduction of the polluted loads in the Bodocongó dam, and with the appropriate handling, they can be ecological solutions in the improvement of the water quality during the stratification process.

**Keywords:** Water quality – Northeast half – barren regions – Daily and time cycles.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	01
<b>2. REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	04
2.1. Pesquisas Limnológicas e Sanitárias no Nordeste Brasileiro.....	04
2.2. Variabilidade Ambiental nos Ecossistemas Aquáticos.....	06
2.2.1. O Processo de Eutrofização nos Corpos Aquáticos.....	14
2.2.2. A Eutrofização e a Contaminação Fecal.....	17
2.3. Utilização de Macrófitas na Melhoria da Qualidade da Água.....	19
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	23
3.1. Área de Estudo.....	23
3.2. Metodologia .....	29
3.3. Variáveis climatológicas.....	31
3.4. Variáveis morfométricas.....	31
3.5. Variáveis físicas e químicas.....	31
3.6. Variáveis biológicas e microbiológicas.....	32
3.7. Determinação do estado trófico pelo Índice de Carlson Modificado.....	32
3.8. Análise estatística e apresentação gráfica dos resultados.....	33
<b>4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b> .....	35
4.1. Fatores climáticos.....	35
4.2. Morfometria.....	45
4.3. Estudo espaço - temporal de variáveis limnológicas e sanitárias da qualidade da água em pontos distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa e de Bodocongó.....	48

4.4. Análise do Estado Trófico dos Açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó Aplicando-se o Índice de Carlson Modificado.....	96
4.5. Caracterização química e sanitária dos afluentes do açude de Bodocongó.....	101
4.6. Análise da eficiência de macrófitas na redução das concentrações de matéria orgânica, nutrientes e coliformes termotolerantes no açude de Bodocongó.....	105
4.7. Estudo vertical e nictemeral de variáveis limnológicas e sanitárias nos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó.....	112
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>161</b>
<b>6. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>167</b>

## **ANEXO**

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1</b> - Localização dos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó – PB.....	23
<b>Figura 3.2</b> - Vista parcial do açude Epitácio Pessoa – PB.....	24
<b>Figura 3.3</b> - Pontos de amostragem no açude Epitácio Pessoa - PB, 2002/2003.....	25
<b>Figura 3.4</b> - Vista parcial do açude de Bodocongó – PB.....	27
<b>Figura 3.5</b> - Pontos de amostragem no açude de Bodocongó, 2001/2002.....	28
<b>Figura 3.6</b> - Pontos de amostragem, no açude Bodocongó – PB, antes e após a passagem dos principais afluentes pelas áreas de macrófitas.....	30
<b>Figura 4.1</b> - Variação mensal da precipitação pluviométrica no município de Boqueirão-PB (maio/02 a março/03), acompanhado da média climatológica dos últimos 30 anos.....	36
<b>Figura 4.2</b> - Precipitação pluviométrica no município de Boqueirão-PB, durante 10 dias consecutivos, sendo 8 dias anteriores à coleta e 2 dias de coletas nictemerais.....	37
<b>Figura 4.3</b> – Valores médios mensais da evaporação no município de Boqueirão -PB, maio/02 a março/03. 2002, 2003.....	38
<b>Figura 4.4</b> – Variação mensal da precipitação pluviométrica no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó (abril/01 a dezembro/02), acompanhado da média climatológica dos últimos 30 anos.....	39
<b>Figura 4.5</b> – Precipitação pluviométrica no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, durante 10 dias consecutivos, sendo 8 dias anteriores à coleta e 2 dias de coletas nictemerais.....	39
<b>Figura 4.6</b> – Valores médios mensais da evaporação no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, abril/01 a dezembro/02.....	40
<b>Figura 4.7</b> – Variações de evaporação durante os estudos nictemerais no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, Campina Grande-PB.....	41
<b>Figura 4.8</b> – Valores médios de temperatura do ar no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, abril/01 a dezembro/02.....	41
<b>Figura 4.9</b> – Variações médias diárias de temperatura do ar no município de Campina Grande – PB, durante os estudos nictemerais realizados no açude de Bodocongó.....	42
<b>Figura 4.10</b> - Variações mensais da velocidade média dos ventos e umidade relativa do ar, no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, abril/01 a dezembro/02.....	43

<b>Figura 4.11</b> – Variações médias da velocidade dos ventos no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, durante as nictemerais de agosto/01, dezembro/01, julho/02 e dezembro/02.....	44
<b>Figura 4.12</b> – Variações mensais de insolação no município de Campina Grande – PB, açude Bodocongó, no período de abril/01 a dezembro/02.....	45
<b>Figura 4.13</b> – Variações diárias de insolação no município de Campina Grande – PB, durante as nictemerais no açude de Bodocongó.....	45
<b>Figura 4.14</b> – Variação média mensal da cota e do volume da água do açude Epitácio Pessoa - PB no período de maio/02 a março/03.....	46
<b>Figura 4.15</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) da temperatura entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	49
<b>Figura 4.16</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) da turbidez entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	53
<b>Figura 4.17</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de turbidez entre os pontos em cada época de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	53
<b>Figura 4.18</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) da DBO <sub>5</sub> entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	56
<b>Figura 4.19</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) da alcalinidade e dureza entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	58
<b>Figura 4.20</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de SST entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	59
<b>Figura 4.21</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) do N-nítrico entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	61
<b>Figura 4.22</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de Ptot entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	62
<b>Figura 4.23</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de CTerm entre os pontos em cada época de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.....	63
<b>Figura 4.24</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de temperatura entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	66
<b>Figura 4.25</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de pH entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	72
<b>Figura 4.26</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de OD entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	73

<b>Figura 4.27</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de $\text{DBO}_5$ entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	73
<b>Figura 4.28</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de CE entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	74
<b>Figura 4.29</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de $\text{Ca}^{++}$ e $\text{Mg}^{++}$ entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	75
<b>Figura 4.30</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de $\text{Na}^+$ e $\text{K}^+$ entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	75
<b>Figura 4.31</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de $\text{Cl}^-$ entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	76
<b>Figura 4.32</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de $\text{HCO}_3^-$ entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	76
<b>Figura 4.33</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de alcalinidade e dureza entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	77
<b>Figura 4.34</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de ST entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	78
<b>Figura 4.35</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de N-amoniaco e N-nítrico entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	79
<b>Figura 4.36</b> – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de $\text{P}_{\text{tot}}$ e $\text{PO}_4^{3-}$ entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.....	79
<b>Figura 4.37</b> – Dendrograma dos pontos de amostragem distribuídos horizontalmente, no açude Epitácio Pessoa – Boqueirão, nos períodos de chuva (a) e de estiagem (b), mostrando os agrupamentos de pontos com qualidade de água semelhante... 82	82
<b>Figura 4.38</b> - Agrupamentos dos pontos horizontais no açude Epitácio Pessoa – PB.....	83
<b>Figura 4.39</b> – Dendrograma dos pontos de amostragem distribuídos horizontalmente, no açude Bodocongó, nos períodos de chuva (a) e de estiagem (b), mostrando os agrupamentos de pontos com qualidade de água semelhante.....	84
<b>Figura 4.40</b> - Agrupamentos dos pontos horizontais no açude de Bodocongó – PB.....	84
<b>Figura 4.41</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a) e dos 05 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, no período de chuvas (maio - julho/02; fevereiro - março/03).....	87

<b>Figura 4.42</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a) e dos 05 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, no período de seca (agosto/02 - janeiro/03).....	89
<b>Figura 4.43</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a) e dos 04 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de chuvas (abril-agosto/01; março-agosto/02).....	91
<b>Figura 4.44</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), e dos 04 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de seca (setembro/01 a fevereiro/02 e de setembro/02 a dezembro/02).....	93
<b>Figura 4.45</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), e dos pontos de amostragem distribuídos horizontalmente no açude de Boqueirão (b) (2002/2003) e de Bodocongó – PB (2001/2002).....	95
<b>Figura 4.46</b> - Concentrações de N-amoniaco e N-nítrico antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).....	108
<b>Figura 4.47</b> - Concentrações de P <sub>tot</sub> e PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).....	110
<b>Figura 4.48</b> - Concentrações de DBO <sub>5</sub> antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).....	111
<b>Figura 4.49</b> - Concentrações de CTerm e EF antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).....	111
<b>Figura 4.50</b> - Variação vertical e nictemeral de temperatura, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	113
<b>Figura 4.51</b> - Variação vertical e nictemeral da transparência, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	116
<b>Figura 4.52</b> - Variação vertical e nictemeral da turbidez, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	117
<b>Figura 4.53</b> - Variação vertical e nictemeral do pH, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	118

<b>Figura 4.54</b> - Variação vertical e nictemeral de OD, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	119
<b>Figura 4.55</b> - Variação vertical e nictemeral de CE, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	122
<b>Figura 4.56</b> - Variação vertical e nictemeral de Na <sup>+</sup> e K <sup>+</sup> , nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	123
<b>Figura 4.57</b> - Variação vertical e nictemeral de Cl <sup>-</sup> , nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	124
<b>Figura 4.58</b> - Variação vertical e nictemeral de alcalinidade e dureza total nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	125
<b>Figura 4.59</b> - Variação vertical e nictemeral de ST e SST, nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	127
<b>Figura 4.60</b> - Variação vertical e nictemeral de N-amoniaco (N-NH <sub>3</sub> ), nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	128
<b>Figura 4.61</b> - Variação vertical e nictemeral de N-nítrico (N-NO <sub>3</sub> ), nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	130
<b>Figura 4.62</b> - Variação vertical e nictemeral de P <sub>tot</sub> e PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB..	131
<b>Figura 4.63</b> - Variação vertical e nictemeral de C <sub>Term</sub> , nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	132
<b>Figura 4.64</b> - Variação vertical e nictemeral de Cl <sub>a</sub> , nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.....	133
<b>Figura 4.65</b> - Variação vertical e nictemeral de temperatura, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	134
<b>Figura 4.66</b> - Variação vertical e nictemeral da transparência, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	136
<b>Figura 4.67</b> - Variação vertical e nictemeral da turbidez, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	137
<b>Figura 4.68</b> - Variação vertical e nictemeral do pH, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	138



<b>Figura 4.69</b> - Variação vertical e nictemeral de OD, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	139
<b>Figura 4.70</b> - Variação vertical e nictemeral de CE, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	140
<b>Figura 4.71</b> - Variação vertical e nictemeral de Na <sup>+</sup> e K <sup>+</sup> nos meses de agosto/01 (a e a'), dezembro/01(b e b'), julho/02 (c e c') e dezembro/02 (d e d') no açude de Bodocongó - PB.....	141
<b>Figura 4.72</b> - Variação vertical e nictemeral de Cl <sup>-</sup> , nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	142
<b>Figura 4.73</b> - Variação vertical e nictemeral de HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	143
<b>Figura 4.74</b> - Variação vertical e nictemeral de alcalinidade e dureza, nos meses de agosto/01 (a e a'), dezembro/01(b e b'), julho/02 (c e c') e dezembro/02 (d e d') no açude de Bodocongó - PB.....	144
<b>Figura 4.75</b> - Variação vertical e nictemeral de ST, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	145
<b>Figura 4.76</b> - Variação vertical e nictemeral de SST, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	146
<b>Figura 4.77</b> - Variação vertical e nictemeral de N-amoniaco (N-NH <sub>3</sub> ), nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	147
<b>Figura 4.78</b> - Variação vertical e nictemeral de N-nítrico (N-NO <sub>3</sub> ), nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	148
<b>Figura 4.79</b> - Variação vertical e nictemeral de P <sub>tot</sub> e PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> nos meses de agosto/01 (a e a'), dezembro/01(b e b'), julho/02 (c e c') e dezembro/02 (d e d') no açude de Bodocongó - PB.....	149
<b>Figura 4.80</b> - Variação vertical e nictemeral de CTerm, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	150
<b>Figura 4.81</b> - Variação vertical e nictemeral de Cl a, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.....	151
<b>Figura 4.82</b> – Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de chuva (maio/02 e março/03).....	154
<b>Figura 4.83</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de seca (novembro/02 e janeiro/03).....	156

<b>Figura 4.84</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de chuva (agosto/01 e julho/02).....	158
<b>Figura 4.85</b> - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de seca (dezembro/01 e dezembro/02).....	160

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

<b>Tabela 3.1 -</b>	Características morfométricas do açude Epitácio Pessoa –PB. .....	24
<b>Tabela 3.2 –</b>	Pontos de Amostragem no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão – PB), 2002-2003.....	25
<b>Tabela 3.3 -</b>	Características morfométricas do açude de Bodocongó –PB. .....	27
<b>Tabela 3.4 –</b>	Pontos de Amostragem no açude de Bodocongó - PB, 2001-2002.....	28
<b>Tabela 3.5 –</b>	Descrição das datas e horários de coleta nos estudos mensais de qualidade da água nos pontos de superfície do açude Epitácio Pessoa e Bodocongó, PB.....	29
<b>Tabela 3.6 –</b>	Descrição das datas e horários de coleta nos estudos nictemerais de qualidade da água nos pontos de superfície do açude Epitácio Pessoa e Bodocongó, PB.....	30
<b>Tabela 3.7 –</b>	Parâmetros físicos e químicos determinados e metodologias de avaliação no estudo dos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó, PB.....	32
<b>Tabela 3.8 –</b>	Variáveis biológicas e microbiológicas determinadas nos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó, PB.....	32
<b>Tabela 4.1 –</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na primeira época de chuvas (maio a julho/02).....	49
<b>Tabela 4.1 (continuação)</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na primeira época de chuvas (maio a julho/02).....	50
<b>Tabela 4.2 –</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na segunda época de chuvas (fevereiro a março/03).....	50
<b>Tabela 4.2 (continuação)</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na segunda época de chuvas (fevereiro a março/03).....	51

<b>Tabela 4.3 -</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na primeira época de estiagem (agosto/02 a janeiro/03).....	51
<b>Tabela 4.3 (continuação)</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na primeira época de estiagem (agosto/02 a janeiro/03).....	52
<b>Tabela 4.4 –</b>	Saturação de Oxigênio (%), de pontos distribuídos horizontalmente na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, períodos de chuvas e de estiagem.....	55
<b>Quadro 4.1 -</b>	Valores Médios de Nutrientes no Açude Epitácio Pessoa – PB nos anos de 1989 a 1991 (CEBALLOS, 1995) e entre 2002 e 2003 (presente estudo).....	62
<b>Tabela 4.5 –</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Bodocongó – PB, na primeira época de chuvas (abril a agosto/01) .....	67
<b>Tabela 4.6 –</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Bodocongó – PB, na segunda época de chuvas (março a agosto/02).....	68
<b>Tabela 4.7 –</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Bodocongó – PB, na primeira época de estiagem (setembro/01 a fevereiro/02).....	69
<b>Tabela 4.8 –</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Bodocongó – PB, na segunda época de estiagem (setembro a dezembro/02).....	70
<b>Tabela 4.9 –</b>	Saturação do Oxigênio (%), de pontos distribuídos horizontalmente na superfície do açude de Bodocongó – PB, períodos de chuva e de estiagem.....	72
<b>Quadro 4.2 -</b>	Valores médios de Nutrientes no Açude de Bodocongó – PB nos anos de 1989 a 1991 (CEBALLOS, 1995), de 1998 a 1999 (ABÍLIO, 2002) e entre 2001 e 2002 (presente estudo).....	80

<b>Tabela 4.8a</b>	– Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de Temperatura, Transparência, pH, Turbidez, OD, DBO <sub>5</sub> , CE, Ca <sup>++</sup> , Mg <sup>++</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> e Cl <sup>-</sup> , de pontos distribuídos na superfície do açude Bodocongó – PB, na segunda época de estiagem (setembro a dezembro/02).....	70
<b>Tabela 4.8b</b>	– Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Alcalinidade, Dureza, ST, SST, N-amoniacal, N-nítrico, Ptot, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , CTerm, EF e Cl a, de pontos distribuídos na superfície do açude do açude Bodocongó – PB, na segunda época de estiagem (setembro a dezembro/02).....	70
<b>Tabela 4.9</b>	– Saturação do Oxigênio (%), de pontos distribuídos horizontalmente na superfície do açude de Bodocongó – PB, períodos de chuva e de estiagem.....	72
<b>Quadro 4.2</b>	- Valores médios de Nutrientes no Açude de Bodocongó – PB nos anos de 1989 a 1991 (CEBALLOS, 1995), de 1998 a 1999 (ABÍLIO, 2002) e entre 2001 e 2002 (presente estudo).....	80
<b>Quadro 4.3</b>	– Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados mensais de qualidade de água de 05 pontos distribuídos horizontalmente, no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, no período de chuvas (maio a julho/02, fevereiro a março/03) e de seca (agosto/02 a janeiro/03).....	85
<b>Quadro 4.4</b>	– Coeficientes de correlação entre as variáveis nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição dos dados mensais de 05 pontos distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa – PB, no período de chuvas e de seca.....	86
<b>Quadro 4.5</b>	– Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados mensais de 04 pontos, distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de chuvas (abril-agosto/01 e março-agosto/02) e de seca (setembro-fevereiro/01 e setembro-dezembro/02).....	90
<b>Quadro 4.6</b>	– Coeficientes de correlação entre as variáveis nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição dos dados mensais de 04 pontos distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de chuvas (abril-agosto/01 e março-agosto/02) e de seca (setembro-fevereiro/01 e setembro-dezembro/02).....	90
<b>Quadro 4.7</b>	– Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados mensais dos pontos distribuídos horizontalmente no açude de Boqueirão (maio/02 a março/03) e de Bodocongó – PB (abril/01 a dezembro/02).....	94

<b>Quadro 4.8 -</b>	Coeficientes de correlação entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas e dos pontos de amostragem nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição dos dados mensais dos pontos distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa (maio/02 a março/03) e de Bodocongó – PB (abril/01 a dezembro/02).....	94
<b>Tabela 4.10 -</b>	Classificação do Estado Trófico Modificado do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, usando o índice de Carlson modificado, em 03 grupos de pontos da superfície, entre maio/02 e março/03.....	97
<b>Tabela 4.11 -</b>	Matriz de Correlação entre o IET de Carlson Modificado para Ptot, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , Cl a e Transparência do açude de Boqueirão – PB.....	98
<b>Tabela 4.12 -</b>	Classificação do estado trófico do açude de Bodocongó – PB, usando o índice de Carlson modificado, em 02 grupos pontos da superfície, entre abril/01 e dezembro/02.....	99
<b>Tabela 4.13 -</b>	Matriz de Correlação entre IET de Carlson Modificado do açude de Bodocongó – PB.....	99
<b>Tabela 4.14 -</b>	Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação de Pearson (CV) de variáveis químicas e microbiológicas de pontos de descargas de esgotos no açude de Bodocongó – PB, abril/01 a dezembro/02.....	102
<b>Tabela 4.15 -</b>	Concentrações e remoções (%) de N-amoniaco, N-nítrico, Ptot, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> DBO <sub>5</sub> , CTerm e EF antes e após passagem pela área de macrófitas (margem oeste), açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).....	106
<b>Tabela 4.16 -</b>	Concentrações e remoções (%) de N-amoniaco, N-nítrico, Ptot, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , DBO <sub>5</sub> , CTerm e EF antes e após passagem pela área de macrófitas (margem leste), açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).....	107
<b>Quadro 4.9 –</b>	Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de chuva (maio/02 e março/03).....	153
<b>Quadro 4.10 –</b>	Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de chuva (maio/02 e março/03).....	153

<b>Quadro 4.11</b>	– Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemeraias do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de seca (novembro/02 e janeiro/03).....	155
<b>Quadro 4.12</b>	– Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemeraias do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de seca (novembro/02 e janeiro/03).....	155
<b>Quadro 4.13</b>	– Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemeraias do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de chuva (agosto/01 e julho/02).....	157
<b>Quadro 4.14</b>	– Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemeraias do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de chuva (agosto/01 e julho/02).....	157
<b>Quadro 4.15</b>	– Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemeraias do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de seca (dezembro/01 e dezembro/02).....	159
<b>Quadro 4.16</b>	– Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemeraias do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de seca (dezembro/01 e dezembro/02).....	159

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

BQ:	Boqueirão
BD:	Bodocongó
Temp.:	Temperatura
Transp.:	Transparência
Turb.:	Turbidez
OD:	Oxigênio Dissolvido
DBO <sub>5</sub> :	Demanda Bioquímica de Oxigênio
CE:	Condutividade Elétrica
Ca <sup>++</sup> :	Cálcio
Mg <sup>++</sup> :	Magnésio
Na <sup>+</sup> :	Sódio
K <sup>+</sup> :	Potássio
Cl <sup>-</sup> :	Cloreto
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> :	Bicarbonato
Alcal.:	Alcalinidade
Dur.:	Dureza
ST:	Sólidos Totais
SST:	Sólidos Suspensos Totais
N-NH <sub>3</sub> :	Nitrogênio Amoniacal
N-NO <sub>3</sub> :	Nitrogênio Nítrico
Ptot:	Fósforo Total
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> :	Ortofosfato Solúvel
CTerm:	Coliformes Termotolerantes
EF:	Estreptococos Fecais
Cl a:	Clorofila a
ACP:	Análise de Componentes Principais
IET:	Índice do Estado Trófico



## 1. INTRODUÇÃO

A água representa um recurso vital para o desenvolvimento, tanto em quantidade como em qualidade, tornando-se um dos principais fatores limitantes ao crescimento social e econômico em regiões do mundo onde é escassa. A explosão demográfica e o desenvolvimento industrial vêm acelerando os impactos ambientais sobre os recursos hídricos, degradando sua qualidade e, em consequência, sua disponibilidade aos diversos usos.

No Terceiro Fórum Mundial da Água em Kyoto (Japão), realizado em março de 2003, a Organização Mundial das Nações Unidas (ONU) destacou que até meados deste século, cerca de dois bilhões de pessoas no mundo sofrerão com a escassez de água de boa qualidade, caso continue a inércia global em se adotar políticas de preservação e recuperação dos recursos hídricos (THOMAS; 2003). Esses números significam duplicar os dados atuais, de um bilhão de pessoas com escassez de água, onde se inclui o Nordeste brasileiro.

Entre as principais causas controladoras da oferta de água em curto prazo se destacam as variações regionais da precipitação pluviométrica. No Brasil, tendo em vista as dimensões continentais, são encontrados climas variados e, portanto, com regimes de precipitação distintos. Assim, enquanto na Amazônia existem regiões com precipitações acima de 3000 mm/ano, no semi-árido nordestino são encontradas áreas com precipitação acumulada inferior a 300 mm/ano (SALATI; LEMOS; SALATI, 1999). O cenário de seca, vai desde a falta de precipitação, passando por deficiências de umidade do solo agrícola e, quebra de produção agropecuária até impactos sociais e econômicos negativos (VIEIRA, 1999).

O semi-árido nordestino caracteriza-se por temperaturas elevadas (média de 27°C) e chuvas relativamente escassas e irregulares, que se concentram de 3 a 6 meses do ano (SILVA *et al.*, 1987). Em consequência, os reservatórios, estão submetidos a processos de evaporação elevada que causam concentração de sais deteriorando a qualidade da água, particularmente para uso doméstico (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; ROCHA, 1999a). Aliado a esses condicionantes climáticos, o intenso uso da água e a poluição contribuem para agravar essa escassez e diminuir a qualidade de vida e a saúde do sertanejo, ampliando os problemas sociais e ambientais da região (TUNDISI, 2003).

Há uma necessidade crescente do acompanhamento das alterações da qualidade da água desses reservatórios, através de programas de monitoramento que forneçam dados básicos para políticas de gerenciamento sustentável (AGENDA 21 BRASILEIRA, 2000).

O monitoramento sistemático da qualidade da água é absolutamente necessário, uma vez que qualquer ação sobre os recursos hídricos não pode ser eficientemente planejada e implementada sem a disponibilidade de dados adequados e confiáveis. Nesse contexto foram, realizados neste trabalho, estudos em dois reservatórios com tipologias distintas, localizados no Estado da Paraíba (açudes Epitácio Pessoa - Boqueirão e Bodocongó).

O açude Epitácio Pessoa, está inserido na zona rural, na Bacia do rio Paraíba, e abastece diversas cidades do Estado da Paraíba (cerca de meio milhão de pessoas) (REGO; ALBUQUERQUE; RIBEIRO, 2000). Sua água é também utilizada, pela população ribeirinha, para consumo humano sem tratamento prévio, higiene, lavagem de roupas e utensílios domésticos, pesca, irrigação e recreação.

O açude de Bodocongó, localizado na região urbana de Campina Grande, vem desde a época da sua construção (1917), sofrendo um processo crescente de degradação das características físicas, químicas, biológicas e microbiológicas. Este açude contribui com a drenagem da região do Médio Paraíba. Atualmente, serve basicamente como receptor de esgotos domésticos e é usado para pesca, dessedentação de animais e lavagem de carros.

A escolha destes dois açudes (caracterizados por fatores climáticos diferentes, com graus de impactos antropogênicos distintos, diferentes morfometrias, localização, estado trófico e usos múltiplos), como tema central desse estudo, teve como base a necessidade de compreender seu funcionamento, numa abordagem holística. Foram consideradas as variáveis limnológicas e sanitárias, nas escalas de tempo e de espaço, bem como seus impactos antropogênicos.

O objetivo geral deste trabalho foi estudar a distribuição espaço/temporal e nictemeral/vertical de variáveis limnológicas e sanitárias os processos de estratificação e mistura em ambos açudes. Os objetivos específicos foram: estudar as variações físicas, químicas, biológicas e microbiológicas, na superfície e na coluna d'água durante ciclos anuais e nictemerais (24 horas); identificar os meses, horários, e profundidades mais críticos em relação à qualidade da água dos

açudes; avaliar a eficiência das áreas da bacia hidráulica com presença de macrófitas aquáticas, na redução da poluição orgânica, inorgânica e da contaminação fecal ao longo do período; analisar os padrões de estratificação e mistura na distribuição dos parâmetros limnológicos e sanitários.

Esse estudo, possibilitou a descrição do funcionamento dos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó, permitindo avaliar a intensidade das modificações da qualidade da água, decorrentes das interações entre as variáveis limnológicas e sanitárias, ocorridas num mesmo dia, nas épocas de estiagem e de chuvas e ao longo da coluna d'água, fornecendo um quadro diagnóstico de suas condições ecológicas e a compreensão dos mecanismos de resposta do sistema aos estímulos internos e externos. Os resultados desta pesquisa contribuirão para futuros trabalhos de manejo e na elaboração de modelos preditivos de qualidade que viabilizem o aumento da vida útil destes corpos aquáticos, e de outros ecossistemas tropicais, particularmente os do semi-árido nordestino.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. Pesquisas Limnológicas e Sanitárias no Nordeste Brasileiro

A qualidade física, química e biológica das águas de açudes nordestinos vem sendo estudada desde o século passado, no início da década de 30, com a vinda de Rodolpho von Ihering a Campina Grande - PB para criar a Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste (CTPN), órgão subordinado à Inspetoria de Obras Contra as Secas, hoje DNOCS. Os primeiros estudos limnológicos sistemáticos, em ecossistemas aquáticos brasileiros, iniciaram-se em 1934, no açude de Bodocongó - PB, por Stilmann Wright, a convite de von Ihering, criando em Campina Grande, um centro de ecologia aquática. Wright, a partir de suas pesquisas nos açudes nordestinos, foi um dos primeiros cientistas a chamar a atenção para os fenômenos de estratificação e mistura diária a que os corpos aquáticos tropicais estão submetidos (WRIGHT, 1981 a; 1981b; 1981c; ESTEVES, 1998).

Wright caracterizou a qualidade física e química das águas dos açudes Velho, Puxinanã e Simão, detectando que a evaporação propiciava o aumento da concentração de sais ( $Cl^-$ : 580 a 2100mg/l;  $CO_3^{2-}$ : 82 a 315mg/l) (WRIGHT, 1981 a; 1981b).

Na mesma década, como parte do mesmo projeto, surgiram pesquisas qualitativas sobre o fitoplâncton dos açudes e sua atividade fotossintética, em associação com valores elevados de pH. Estes trabalhos já citavam em alguns corpos de água, a presença de cianobactérias e em outros, a elevada diversidade de diatomáceas (DROUET; PATRICK; SMITH, 1938).

Posteriormente, Melo e Chacon (1976) realizaram um estudo biológico-pesqueiro, no açude de Soledade, situado no município paraibano de mesmo nome, nos Cariris Velhos, onde analisaram as características físicas, químicas e biológicas, para verificar o aproveitamento do reservatório na intensificação da pesca comercial e esportiva. Observaram que apesar da elevada salinidade (1,5 a 1,7‰), havia condições favoráveis para produção de pescado. Nordi e Watanabe (1978), realizaram estudos sobre zooplâncton no açude Epitácio Pessoa - PB, na busca de conhecer as condições ecológicas deste açude.

Nos anos oitenta, pesquisas no estuário do rio Paraíba do Norte evidenciaram altos valores de DBO<sub>5</sub>, baixos de oxigênio dissolvido e contaminação por fertilizantes químicos usados em plantações vizinhas de cana de açúcar (SASSI; WATANABE, 1980; WATANABE *et al.*, 1994).

Watanabe, Gadelha e Passerat-de-Silans (1989) estudaram açudes paraibanos de pequeno porte, destacando o aumento da salinidade, da dureza e da alcalinidade no sentido Litoral-Sertão, devido à natureza do terreno, a diminuição da precipitação pluviométrica e o aumento da evaporação.

Na década de 90, Molle e Cadier (1990), Molle (1991) e Laraque (1991) estudaram a qualidade da água de açudes nordestinos, objetivando seu uso na irrigação e, destacaram a concentração de sais na época de estiagem.

Nesta mesma década, foram realizados estudos sobre a qualidade sanitária de corpos aquáticos paraibanos por Ceballos *et al.* (1990), Ceballos (1995), Ceballos, Diniz e Konig (1998), Konig, Ceballos e Castro (1990) e Konig *et al.* (1999), que enfocaram os aspectos físicos, químicos e sanitários de vários corpos aquáticos do trópico semi-árido paraibano, caracterizando a tipologia desses ecossistemas com base nas concentrações de nutrientes, classificando-os segundo seu nível de trofia. Os açudes mais estudados foram o Velho, o Epitácio Pessoa e o Bodocongó. O conjunto dessas pesquisas evidenciou elevada contaminação fecal na maioria dos corpos aquáticos urbanos e rurais assim como alta concentração de algas e cianobactérias, incluindo espécies toxigênicas (CEBALLOS *et al.*, 1997; KONIG *et al.*, 1999).

Diniz (1995) e Diniz, Konig e Ceballos (1995) estudaram a qualidade física, química e sanitária de 21 corpos aquáticos lênticos de pequeno e médio porte, em sua maioria, temporários, inseridos em pequenas comunidades rurais da Paraíba, e observaram elevada carga orgânica, altas concentrações de nitrogênio e de fósforo e contaminação fecal, originadas do escoamento superficial das bacias fortemente impactadas.

Chamixaes (1990), estudou o açude de Apipucos - PE, um dos mais antigos do Nordeste (construído no século XVI), e poluído por esgotos, identificando algas relacionadas com águas ricas em nutrientes.

Castro (1999) estudou aspectos microbiológicos e parasitológicos de três córregos afluentes do açude de Bodocongó - PB, e evidenciou teores elevados de CTerm (106 a 107 UFC/100ml) e de *Ascaris lumbricoides* (29.000 ovos/litro).

Ceballos *et al.* (1999), avaliaram a qualidade da coluna de água na Represa São Salvador (Sapé - PB) e verificaram a ausência de estratificação térmica duradoura, associada à pequena profundidade relativa, grande área e ventos fortes. O forte impacto eutrofizante dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Sapé, se expressou no crescimento de macrófitas cuja biodegradação elevou as concentrações de nutrientes na represa.

Moredjo (1995) verificou o impacto de agrotóxicos sobre a comunidade zooplanctônica no reservatório de Gramame - PB. O efeito tóxico de efluentes industriais foi confirmado posteriormente por Tabosa (2000), usando *Lemna minor* em bioensaios de laboratório com água do rio Gramame.

O conjunto desses e outros trabalhos, somado aos apresentados no VIII e IX Congresso Brasileiro de Limnologia (João Pessoa - PB, 2001 e Juiz de Fora, 2003, respectivamente) evidenciam o aumento das pesquisas limnológicas na região Nordeste, voltadas principalmente caracterização, biodiversidade, ecotoxicologia, aqüicultura e gerenciamento dos ecossistemas aquáticos.

## **2.2. Variabilidade Ambiental nos Ecossistemas Aquáticos**

Os ecossistemas aquáticos são dinâmicos e apresentam variabilidade das características físicas, químicas, biológicas e microbiológicas nas diferentes escalas de tempo e espaço (GAVILAN-DÍAZ, 1990; CALIJURI; DEBERDT; MINOTI, 1999).

Nos corpos aquáticos tropicais, o padrão de comportamento temporal, onde o ciclo compreende praticamente um ano, com estações sazonais bem definidas, gerando situações distintas e persistentes, não se mostra o único (ESTEVES *et al.*, 1988). Estes não estão sujeitos a variações climáticas sazonais tão pronunciadas, pois as estações do ano são caracterizadas principalmente por regimes de chuva e seca (BURGIS, 1969; TALLING, 1969; HARDY; ROBERTSON; KOSTE, 1984). A maior oscilação anual observa-se nas regiões temperadas, que apresentam as quatro estações do ano. Na região tropical, a temperatura é elevada e constante, quase não apresentando modificações anuais, sendo a diferença entre o dia e a noite muitas vezes maior que a anual (SCHAFER, 1985).

Essa homogeneidade estacional relativa das características climáticas tropicais permite supor que estudos de qualidade de água que abordam variações

em curto espaço de tempo também são importantes, pois podem detectar os rápidos padrões de variação das espécies físicas e químicas e das comunidades planctônicas, que ocorrem num mesmo dia e entre as épocas de estiagem e de chuvas, que seriam subestimadas se fossem efetuados apenas estudos temporais (BARBOSA; TORRES; COUTINHO, 1988).

Os estudos nictemerais ou em um curto período de tempo tiveram início há mais de um século com as pesquisas de Morren e Morren em 1841 em corpos aquáticos da Bélgica, sobre a mudança da qualidade química da água associada à atividade fotossintética (TALLING, 1957).

Desde então, as variações limnológicas nictemerais em ecossistemas aquáticos de regiões tropicais vêm sendo enfatizadas por numerosos pesquisadores (TALLING, 1957; GANF, 1974; GANF; HORNE, 1975; EGBORGE, 1979; PINTO-SILVA, 1980; BARBOSA, 1981; MELACK; FISHER, 1983; ESTEVES *et al.*, 1988; RAMIREZ, 1995; RAMÍREZ 1996, BARBOSA, 2002), tornando seu estudo importante não só como base conceitual, mas também para conhecer mecanismos de funcionamento úteis a aplicação e ao manejo dos corpos aquáticos (GAVILAN-DIAZ, 1990).

A temperatura da água, nos estudos mensais ou nictemerais, tem importância fundamental, pois sua variação influencia nos padrões de heterogeneidade espacial, produzindo gradientes de densidade. Quando ocorre a formação de estratos com distintas densidades, diz-se que o ambiente encontra-se estratificado. A estratificação térmica pode interferir na distribuição dos nutrientes e demais compostos químicos, como sobre os organismos planctônicos de toda a coluna d'água, pois os estratos freqüentemente estão diferenciados física, química e biologicamente (TALLING, 1965; 1969; GANF, 1974; MELACK; KILHAM, 1974).

Os padrões de estratificação da coluna d'água são muito variáveis, porque além dos fatores climatológicos, fatores inerentes ao próprio ecossistema têm importante papel (WETZEL, 1981, SCHAFER, 1985; ESTEVES, 1998).

Nos ambientes lênticos de regiões tropicais, os fenômenos de estratificação são diferentes de regiões temperadas. Nestes ambientes é comum a estratificação e mistura ocorrerem diariamente (KLEEREKOPER, 1939; WRIGHT, 1981c; ESTEVES, 1998).

Ao estudar as condições térmicas, de açudes paraibanos, Wright verificou ciclos diários de estratificação e mistura (WRIGHT, 1981c). Posteriormente

Kleerekoper (1939), na Represa de Santo Amaro (Represa de Guarapiranga), em São Paulo, destacou os efeitos da estratificação térmica nas condições químicas e biológicas deste ecossistema, identificando a ocorrência de períodos diários de estratificação e circulação.

A estratificação tem sido mais observada durante o período de maior intensidade luminosa e nas horas noturnas é mais freqüente a desestratificação. Talling (1957) no reservatório Pilkington Bay e na Lagoa Gebel Aulia, situados na África, observou uma amplitude de variação diária de 1,5°C, com temperatura máxima (20.9°C) antes do pôr do sol e mínima (19.4°C) ao amanhecer, apresentando estratificação duradoura durante os horários de luz e mistura à noite, devido ao resfriamento nessas horas.

Ganf e Viner (1973), consideram que as estratificações ocorridas durante o dia, seguidas de um resfriamento noturno, causam a quebra de termoclinas e provoca uma mistura completa ou parcial da massa de água. Isso pode ser explicado porque a estratificação térmica é o resultado da absorção do calor da radiação solar em ritmo mais acelerado que a difusão vertical e sua estabilidade é avaliada pela resistência a movimentos de circulação (WETZEL, 1981).

Este mecanismo também foi registrado por Ganf (1974), no Lago George, Uganda (África), e por Melack e Fisher (1983), em lagos amazônicos, onde foi evidenciado que no início da manhã a coluna d'água apresentava-se isotérmica, após o meio dia estava estratificada termicamente e com a chegada da noite às condições de isoterma retornavam.

Egborge (1979), ao realizar um estudo sobre as variações nictemerais de parâmetros físicos e químicos no lago Asejire, Nigéria, observou que as mudanças térmicas diurnas causavam estratificação térmica, onde as camadas de água com diferentes densidades não se misturavam, e os nutrientes concentrados no fundo do corpo aquático durante períodos de estratificação térmica somente se reciclavam a noite durante períodos de isoterma.

Barbosa (1981) estudando a Lagoa Carioca no Parque Florestal do Rio Doce, MG, observou que as taxas fotossintéticas eram maiores no período da manhã, associadas a maior intensidade luminosa nesse período do dia e a extensão vertical da estratificação térmica condicionava a oxigenação da coluna d'água.



A estratificação térmica acompanhada de estratificação do oxigênio dissolvido, foi evidenciada nas pesquisas de Simonato (1986) na Represa do Lobo - SP, Barbosa, Torres e Coutinho (1988) na Lagoa Carioca - MG, Toledo, Freitas e Ferreira (1988) no Lago Paranoá - DF e de Bozelli *et al.* (1992) na represa de São José do Rio Preto - SP.

Egborge (1979), no Lago Asejire (Nigéria), verificou que estratificações diurnas de temperatura coincidem com estratificações de densidade e oxigênio dissolvido.

Barbosa (1981) observou na Lagoa Carioca - MG, que a extensão vertical da estratificação térmica condicionava a oxigenação, existindo uma estreita relação de oxigênio e temperatura.

Esteves *et al.*, (1988), estudando as lagoas de Imboacica e Iodada, no Rio de Janeiro, num período de 48 horas, detectaram diferenças marcantes nas concentrações de oxigênio dissolvido, entre superfície e fundo, durante o período de estratificação. A maior percentagem de saturação foi encontrada na superfície e no período iluminado, diminuindo em direção do fundo e a chegada da noite, mostrando um perfil de oxigênio dissolvido denominado clinogrado. Com a desestratificação da coluna d'água, ocorreu a homogeneização do oxigênio na coluna d'água. Resultados semelhantes foram obtidos por Ramírez (1996) no Lago das Garças - SP e por Alves, Cavalcanti e Matos (1988), no Lago Paranoá - DF e por Calijuri, Deberdt e Minoti (1999) na represa de Salto Grande - SP.

Nos corpos aquáticos tropicais, as temperaturas elevadas favorecem, perdas de oxigênio no hipolímnio, muito rapidamente, principalmente decorrentes da decomposição aeróbia da matéria orgânica acumulada no sedimento (WETZEL, 1981; SCHAFFER, 1985; ESTEVES, 1998).

Martins (1998), ao estudar a estratificação química no reservatório Serra Azul - MG, verificou que a estratificação térmica segue a estratificação do oxigênio dissolvido e atribuiu a queda cada vez mais acentuada das concentrações de oxigênio à medida que se desce da superfície para o fundo do reservatório, ao consumo no processo de decomposição.

A distribuição de nutrientes nos ecossistemas aquáticos depende em grande parte do padrão de circulação ou mistura, seja ele sazonal ou diário (TALLING, 1969; GANF, 1974; MELACK e FISCHER, 1983). Estudos feitos por Alves, Cavalcanti e Matos (1988) verificaram no Lago Paranoá - DF, estratificado

termicamente, variações de densidade que não permitiram a ciclagem de nutrientes entre as diversas camadas.

Bozelli *et al.* (1990) verificaram nas lagoas Imboacica e Iodada - RJ que a maior concentração de nutrientes ocorre na região mais profunda da coluna d'água e maior consumo na parte superior. As maiores concentrações de ortofosfato solúvel no período noturno forneceram indicações de que a dinâmica deste nutriente está ligada a atividade fotossintética das comunidades produtoras. A existência de camadas com temperatura e densidade diferentes restringiu os movimentos verticais, entre eles a mobilidade dos nutrientes liberados pelo sedimento e sua conseqüente utilização pelo fitoplâncton na zona eufótica. Comportamento semelhante foi observado por Toledo, Freitas e Ferreira (1988) no Lago Paranoá - DF e por Barbosa, Torres e Coutinho (1988) na Lagoa Carioca - MG.

O mecanismo de estratificação e mistura, na coluna d'água, também está relacionado com as variáveis morfométricas e climatológicas dos corpos aquáticos (STRASKRABA; TUNDISI, 1999).

Considerando a estreita vinculação entre a dinâmica de circulação e a distribuição de compostos químicos e de organismos na massa líquida, o conhecimento da morfometria do corpo aquático é de fundamental importância (VON SPERLING, 1999).

A morfometria trata da quantificação e medida dos diversos elementos de forma de um sistema. Ela exerce influências no comportamento limnológico do ambiente. A profundidade, área, volume e a existência de reentrâncias nos corpos aquáticos, são exemplos de condicionantes morfológicos que influem de maneira relevante no metabolismo do ecossistema. Para uma melhor compreensão da maneira como os parâmetros morfométricos atuam sobre a ecologia aquática é fundamental o conhecimento sobre a estrutura do corpo aquático. Neste sentido, um dos aspectos mais importantes refere-se à ocorrência de distintos padrões de mistura da coluna d'água conforme as características morfológicas do ambiente (SCHAFER, 1985; VON SPERLING, 1999).

A área do corpo aquático também está relacionada aos processos de precipitação e evaporação. Quanto maior a área maior é o recebimento de chuvas, resultando em uma elevada carga afluyente de compostos químicos em forma particulada ou dissolvida.

Um ambiente aquático está propenso a apresentar variações de volume, principalmente em decorrência da alternância de períodos de precipitação e evaporação. As variações dos níveis do volume podem ser decorrentes também da retirada de água para abastecimento, irrigação e geração de energia elétrica. O processo de evaporação em grandes corpos aquáticos, principalmente naqueles de menor volume, mais rasos, provoca a volatilização de gases e a perda de água na forma de vapor, conduzindo a um aumento no teor de sais no ambiente aquático. Este fenômeno de salinização gradativa de sistemas aquáticos é freqüente nas regiões semi-áridas como o Nordeste do Brasil (VON SPERLING, 1999).

São marcantes as diferenças de comportamento entre ambientes rasos e profundos, principalmente no padrão de estratificação e mistura. Segundo Calijuri (1988) reservatórios rasos como a Represa do Broa - SP que tem até 12m de profundidade, os ventos podem provocar homogeneização da coluna d'água.

Nos ambientes aquáticos com baixa profundidade a radiação solar pode muitas vezes atingir o fundo do corpo d'água, aumentando a produtividade primária, a evapotranspiração e a concentração de sais (VON SPERLING, 1999).

Alves, Cavalcanti e Mattos (1988) numa análise comparativa de parâmetros físicos (temperatura, transparência, e condutividade elétrica), químicos (oxigênio dissolvido, CO<sub>2</sub>, pH, alcalinidade, nutrientes) e biológicos (fitoplâncton e zooplâncton) em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília, verificaram estratificação térmica durante todo dia e o resfriamento noturno não foi intenso o suficiente para provocar a mistura da coluna d'água e a ciclagem de nutrientes entre as diversas camadas da coluna d'água. A tendência da estabilidade térmica foi atribuída a profundidade elevada do ponto de amostragem (30m).

Ao estudar o reservatório La Fé (Colômbia), Ramirez (1999), observou que uma grande área e uma profundidade relativamente baixa (9,88m) facilita a ação do vento e produz um corpo aquático pouco estável termicamente.

Estratificações pouco estáveis são freqüentemente observadas em reservatórios rasos das regiões tropicais (MAIER; TAKINO; DOS SANTOS, 1983). Nestes, com a homogeneização freqüente da coluna d'água, ocorre à distribuição dos íons acumulados.

A instabilidade das estratificações térmicas, associada à reduzida profundidade (2,4m) também foi destacada por Bozelli *et al.* (1992) na represa de

São José do Rio Preto – SP e por Ceballos *et al.* (1999), na Represa São Salvador - PB.

Barbosa (2002) estudou a dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II, no trópico semi-árido paraibano, e observou que as microestratificações térmicas durante o dia e as homogeneizações noturnas ocorreram em função da reduzida profundidade do ambiente e da ação do vento.

O tempo de residência da água é um outro fator fundamental na ecologia dos reservatórios, pois é preponderante na formação de estratificações, exercendo uma grande influência sobre a seqüência temporal e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (MINOTI, 1999; STRASKRABA; TUNDISI, 1999).

Tempos de residência elevados favorecem um maior tempo para a sedimentação dos sólidos, para decomposição de material orgânico, e o assoreamento do reservatório (VON SPERLING, 1999).

Reservatórios com tempo de residência abaixo de 10 dias podem ser considerados como ambientes lóticos, e com menor probabilidade de estratificação duradoura, enquanto que ambientes aquáticos com tempo de residência maior que 200 dias, apresentam podem desenvolver estratificação térmica, e têm maiores tendências para tornarem-se eutróficos e aumentar retenção do fósforo total (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993; STRASKRABA; TUNDISI, 1999).

Com relação às funções de força climatológicas, regiões onde ocorre um predomínio quantitativo da evaporação sobre a precipitação pluviométrica (ambientes do semi-árido), o volume de água dos corpos aquáticos vai sendo lentamente reduzido, ao longo do período de estiagem.

A ação do vento é uma função de força climatológica que pode provocar modificações nos ecossistemas aquáticos, pois induz a circulação da água e aceleram a transferência de calor para regiões mais profundas da coluna d'água (COLE, 1983; WETZEL, 1981; SCHAFER, 1985; MINOTI, 1999; TUNDISI, 1999).

Sem a turbulência o sol aqueceria uma camada muito pequena do corpo d'água, formando uma camada superaquecida na parte superior e temperaturas muito baixas nas regiões mais profundas, gerando uma verdadeira barreira térmica (MARGALEF, 1983).

Essa mistura ou desestratificação é responsável pela redistribuição dos nutrientes em toda coluna d'água, como observado por Pinto-Silva (1980), em lagos

do Pantanal Mato-grossense, onde foi evidenciado que uma velocidade relativamente alta do vento (20,6km/h – seca e 7,38km/h – cheia), provocou não só a turbulência, mas também a mistura da massa de água. Portanto, o vento constitui um dos principais fatores responsáveis pela instabilidade da massa de água, influenciando na reciclagem dos nutrientes e da matéria orgânica.

Pesquisas realizadas nos reservatórios do Lobo - SP e Barra Bonita - SP, por Calijuri (1988), mostraram que o regime térmico está profundamente relacionado com efeitos do vento. Estes reservatórios não desenvolveram estratificação térmica persistente, favorecendo a mistura e elevando o oxigênio dissolvido em toda coluna d'água, por estarem localizados em zonas de vento fortes e por terem pequenas profundidades (3 a 12m).

Huszar, Werneck e Esteves (1994), realizaram estudos nictemerai na Lagoa Juparanã no Espírito Santo, com profundidade máxima de 13m, e verificaram que durante o período iluminado a lagoa apresentou estratificações térmicas, evoluindo para a homogeneidade durante a noite, sobretudo pela influência de ventos fortes no meio da tarde e pela diminuição da temperatura no período não iluminado. Durante as primeiras horas de luminosidade, o ganho de energia teve como conseqüência a formação de uma termoclina superficial. Com o decorrer do dia e pela ação do vento, a termoclina deslocou-se para as camadas mais inferiores da coluna de água e no início da noite homogeneizou-se termicamente.

Ramirez e Díaz (1995), estudaram as variações nictemerai de temperatura e de variáveis químicas em duas épocas do ano na Lagoa do Parque Norte, Colômbia, e observaram que os períodos de estratificação ocorreram durante o dia, como resultado da influência do aquecimento solar diário, acrescentado à resistência térmica relativa da água, impedindo o trabalho do vento para desestabilizar a coluna d'água. A variação da temperatura da água foi maior entre as horas do período de chuvas. A instabilidade térmica da coluna d'água foi influenciada principalmente pelo vento e pelo esfriamento noturno que provocaram a mistura desta coluna, facilitada pela pouca proteção do sistema, por sua morfometria relativamente plana e por sua pouca profundidade.

### 2.2.1. O Processo de Eutrofização nos Corpos Aquáticos

A eutrofização é resultado do enriquecimento dos corpos aquáticos com nutrientes, particularmente compostos de fósforo e nitrogênio tendo como consequência, o rápido desenvolvimento do fitoplâncton e de plantas aquáticas (ESTEVES, 1998; TUNDISI; TUNDISI; ROCHA, 1999b; TUNDISI, 2001).

A eutrofização pode ser natural ou artificial (ODUM, 1988). O processo de eutrofização natural ou autóctone, é lento e contínuo, resultante do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam os solos e corresponde ao que poderia ser chamado de "envelhecimento natural" do lago (ESTEVES, 1998).

A eutrofização artificial ou antropogênica é favorecida pelo crescimento populacional e industrial e consequente intensificação da agricultura, refletindo às atividades nas bacias de drenagem e elevando a quantidade de nutrientes que alcançam os corpos aquáticos (FORSBERG, 1981; VOLLENWEIDER, 1981), sendo considerado um fenômeno indesejado, pois seus efeitos podem interferir significativamente nos diferentes usos dos recursos hídricos (MARGALEF, 1983).

No Brasil, existem exemplos de muitos casos de eutrofização, destacando-se o lago Paranoá (Brasília), a lagoa da Pampulha (Belo Horizonte), a represa Billings – SP, represa de Guarapiranga - SP a lagoa do Taquaral (Campinas) (PIEDRAHITA, 2002).

A eutrofização traz como consequência imediata à ocorrência de um desequilíbrio do balanço de oxigênio na massa líquida predominando supersaturação na superfície e anoxia no fundo do corpo aquático. Isso ocorre, entre outras causas, pela sedimentação e decomposição da matéria orgânica nas zonas profundas, pela ausência de luz, ausência de fotossíntese, e a reduzida penetração do oxigênio liberando gases tóxicos, como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{S}$  que podem matar peixes, destruindo áreas de lazer e tornando a água imprópria ao consumo humano (TUNDISI, 2001).

O processo de eutrofização estimula o florescimento do fitoplâncton, geralmente com predominância de cianobactérias e macrófitas aquáticas. As cianobactérias reduzem a penetração da luz pelo aumento da turbidez biogênica e as macrófitas pelo sombreamento, causando depleção de oxigênio dissolvido,

mortalidade de peixes e colmatção dos filtros de areia nas Estações de Tratamento de Água (BARRICA, 1981; VOLLENWEIDER, 1981)

O As florações de algas, nos corpos de água, têm causado sérios problemas econômicos e de saúde pública. Na sua maioria, as florações, além de substâncias tóxicas, também produzem sabor e odor desagradáveis na água, e não são eliminados pelos sistemas de tratamento convencionais (KONIG *et al.*, 1999; MINOTI, 1999).

Os estágios mais avançados de eutrofização, resultam no crescimento excessivo de macrófitas, tais como: aguapé (*Eichhornia crassipes*) ou alface d'água (*Pistia stratiotes*), entre outras, que são plantas aquáticas superiores comuns nesse processo (BARRICA, 1981; VOLLENWEIDER, 1981; TUNDISI, 2003).

Problemas graves à saúde podem decorrer das cianotoxinas das cianobactérias, sejam as microcistinas, cilindrospermopsisina ou as saxitoxinas (OLIVEIRA, AZEVEDO, 2001; JARDIM; VIANA, 2003; SÁ *et al.*, 2003).

Em fevereiro de 1996, em um centro de hemodiálise em Caruaru - PE, 86% dos pacientes de uma unidade de hemodiálise apresentaram sintomas de neurotoxicidade aguda e hepatotoxicidade subaguda, com a morte de 50 pessoas devido o uso de água com microcistinas (toxina de *Microcystis aeruginosa*) (POURIA, 1998; TUNDISI, 2003).

Em função da concentração de nutrientes no corpo hídrico e/ou das manifestações ecológicas decorrentes destas concentrações, os corpos aquáticos podem ser classificados tradicionalmente, como oligotróficos, mesotróficos e eutrófico (MARGALEF, 1983). Outros sistemas de classificação incluem, também, outras classes intermediárias ou mais extremas, como ultra-oligotrófico e hipereutrófico (CARLSON, 1977).

A classificação do estado trófico de corpos de água envolve o estabelecimento dos níveis de alguns parâmetros tais como: nitrogênio, fósforo, clorofila *a* e transparência (disco de Secchi), e são baseados no grau ou intensidade do processo da eutrofização e de suas conseqüências. Para aplicação prática da caracterização do estado trófico, foram desenvolvidos índices, que se fundamentam na quantificação do conjunto dessas variáveis que estão associadas ao processo de eutrofização (ESTEVES, 1998).

Muitos modelos foram elaborados para avaliar o estado trófico de um ecossistema aquático, destacando-se os propostos por Vollenweider (1968) *apud*

Esteves (1998); Dobson (1981), OECD (1982) e o Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977). Entretanto, estes critérios foram estabelecidos para regiões temperadas e devido a diferenças de metabolismo, não são adequados para a maioria dos corpos de água das regiões tropicais. Nos corpos aquáticos tropicais, diversos estudos têm mostrado que estes possuem mecanismos metabólicos mais acelerados que os encontrados em regiões temperadas (SALLAS; MARTINO, 1991; VON SPERLING, 2001). Em regiões tropicais, um mesmo reservatório pode apresentar simultaneamente características oligotróficas e eutróficas ou alternar as mesmas ao longo do ano, em função dos fenômenos climáticos das estações de seca e de chuvas (ESTEVES, 1988).

O índice de Carlson (1977), é um dos mais utilizados no Brasil para estimar o estado trófico de sistemas aquáticos (MERCANTE; TUCCI-MOURA, 1999). Este índice relaciona as concentrações de fósforo total, clorofila *a* e a transparência da água para avaliar o nível trófico. Para tanto, Kratzer e Brezonick (1981), propuseram critérios para o estabelecimento dos limites do estado trófico de Carlson, separando os ambientes aquáticos em ultra-oligotróficos (< 20), oligotróficos (20 – 40), mesotróficos (41 – 50), eutróficos (51 – 60) e hipereutróficos (> 61).

No Brasil, dentre os autores cujos trabalhos utilizaram o Índice de Carlson (1977), destacam-se os de Schaffer (1988), que discutiu a aplicabilidade deste índice num estudo sobre a tipificação ecológica de 38 lagoas costeiras do Rio Grande do Sul; Calijuri (1988), nos reservatórios de Barra Bonita (eutrófico) e na Represa do Lobo - SP (oligo-mesotrófico); Rolla *et al.* (1990), que classificaram o reservatório de Volta Grande - MG/SP como oligotrófico; e Ceballos (1995), nos seus estudos sobre a tipologia de açudes paraibanos, enquadrou o açude de Epitácio Pessoa como oligo-mesotrófico e os açudes Bodocongó e Velho como hipereutróficos.

Modificações no Índice de Carlson foram feitas procurando adequá-lo às condições limnológicas dos reservatórios tropicais. Toledo Jr. *et al.* (1983), desenvolveram modelos simplificados do processo de eutrofização de ambientes tropicais, com base nos resultados de uma pesquisa feita entre 1978 e 1980 no reservatório de Barra Bonita – SP. A partir dos resultados, foi feita uma classificação limnológica do estado trófico para este reservatório e o Índice de Carlson foi então recalculado, utilizando as equações de clorofila *a*, fósforo total (incluindo ortofosfato solúvel) e transparência, baseados em uma nova estimativa do coeficiente de



sedimentação. O critério para classificação do IET de Carlson Modificado foi baseado nos valores limite para as categorias tróficas: oligotrófico (IET < 44), mesotrófico (44 < IET < 54), eutrófico (IET > 54) e hipereutrófico (IET > 74).

Atualmente, diversos trabalhos vêm utilizando o IET de Carlson Modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), a exemplo de Mercante e Tucci-Moura (1999), em estudos desenvolvidos no açude de Jacaré – SP (mesotrófico) e no Lago das Garças – SP (eutrófico); Minoti (1999) no reservatório de Salto Grande – SP (eutrófico); Duarte *et al.* (1999), em três lagoas do Rio Grande do Norte: Bonfim (oligotrófica), Extremóz (mesotrófica) e Jiquí (oligomesotrófica); Barbosa e Mendes (2004) na Barragem de Acauã – PB (eutrófica) para o período de agosto/02 a janeiro/03.

### **2.2.2. A Eutrofização e a Contaminação Fecal**

A eutrofização por esgotos domésticos acarreta a contaminação do corpo aquático com material fecal. Com estes, podem atingir o corpo aquático, microrganismos patogênicos de veiculação hídrica, presentes nas fezes de indivíduos infectados. Ceballos (1995); Ceballos *et al.* (1998); König *et al.* (1999), observaram, em açudes do semi-árido paraibano, alta concentração de algas e cianobactérias e altos valores de CTerm e EF.

As descargas de águas residuárias municipais contaminam os corpos aquáticos com organismos patogênicos e os transformam em veículos de transmissão de doenças infecciosas e parasitárias. Mais de três milhões de crianças com menos de cinco anos morrem todos os anos por doenças diarréicas nos países em desenvolvimento, e mais de 60% das internações hospitalares são causadas por água contaminada (GALAL-GORCHEV, 1993).

As enfermidades diarréicas constituem uma das mais graves ameaças para a saúde da população infantil e são responsáveis por altas taxas de morbi-mortalidade em países subdesenvolvidos (GELDREICH; CRAUN, 1996). As diarréias se encontram entre as cinco principais causas de mortes em crianças com menos de um ano dessas regiões e em muitos destes países é a primeira causa de morte na faixa etária de um a quatro anos (OPAS, 1996).

Nos países em desenvolvimento, mais de três milhões de crianças com menos de cinco anos morrem todos os anos por doenças diarréicas, e mais de 60%

das internações hospitalares são causadas por doenças que têm em comum água contaminada (GALAL-GORCHEV, 1993; OPAS, 1996).

Na América Latina e no Caribe, as crianças com menos de um ano, sofrem em média 3,3 episódios de diarreia por ano (um episódio diarréico a cada 4 meses). Em regiões onde os episódios são mais freqüentes (foram registrados até nove diarreias por ano nessa mesma faixa etária), as crianças podem passar 15% de suas vidas com diarreia, todas elas associadas direta ou indiretamente com águas contaminadas (TRAVERSO, 1996).

São numerosas as doenças relacionadas com água e excretas. Feachem *et al.* (1983), classificaram as mesmas em quatro categorias, considerando os mecanismos de transmissão dos patógenos. Na primeira categoria são agrupados os agentes etiológicos e as doenças que têm como origem à água, onde a transmissão ocorre quando o agente patogênico está presente na água contaminada e é ingerido por um novo hospedeiro. São exemplos as disenterias amebianas, bacilar, cólera e as enteroinfecções. A segunda categoria refere-se às doenças associadas com a higiene precária, favorecendo a transmissão de pessoa a pessoa. São exemplos desta categoria, as doenças de pele, de olhos e a peste bubônica causada pela *Yersinia pestis* transmitida pela pulga *Xenopsylla cheopis* (MORAES; GOULART; LEITE, 1984). Situam-se na terceira categoria as doenças baseadas na água que são caracterizadas pela capacidade que o agente patogênico tem de desenvolver parte do seu ciclo vital em um animal aquático. A esquistossomose causada pelo *Schistosoma mansoni* é um exemplo típico dessa categoria (CEBALLOS, 2000). Na quarta categoria agrupam-se as doenças cuja transmissão ocorre através de insetos vetores, que procriam e picam próximos a água e são os transmissores dos microrganismos patogênicos, entre eles a *Filaria bancrofti*, cujos vetores são os mosquitos *Anopheles*, *Aedes* e *Culex* (MURRAY *et al.*, 1992).

Em águas naturais contaminadas, os microrganismos patogênicos apresentam-se de forma intermitente e em baixas concentrações e seu isolamento e identificação exigem a análise de grandes volumes de água feita por técnicos especializados, são de custo elevado e requerem de muito tempo. Para superar esta dificuldade são usados organismos indicadores cuja presença informa a existência de material fecal e esgotos e, em conseqüência, a provável presença de microrganismos enteropatogênicos, dentre eles se destacam as bactérias indicadoras de contaminação fecal (*Escherichia coli*, coliformes termotolerantes e

totais, estreptococos fecais, clostrídios sulfitor redutores e *Clostridium perfringens*). Outros indicadores foram propostos, como os anaeróbios *Bifidubacterim spp.*, *E. Bacterioides fragilis*, *Pseudomonas aeruginosa* e colifagos (CEBALLOS, 2000).

Atualmente os organismos indicadores de contaminação fecal mais utilizados são os coliformes termotolerantes e *E. coli*. De acordo com Portaria 518/GM de 25/03/2004, a detecção de *E. coli* deve ser preferencialmente adotada (BRASIL, 2004).

### **2.3. Utilização de Macrófitas na Melhoria da Qualidade da Água**

Macrófitas aquáticas são vegetais adaptados a regiões litorâneas de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998). Essas zonas litorâneas são consideradas áreas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, sendo denominadas de ecótonos e apresentam-se freqüentemente colonizadas por macrófitas (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003).

As macrófitas aquáticas desempenham papel relevante como produtores primários nas cadeias alimentares e nos ciclos biogeoquímicos, como habitats favoráveis ao desenvolvimento de diversas espécies de animais e de microrganismos (AMADO; MINELLO; ESTEVES, 2001), e principalmente no estoque e ciclagem de nutrientes na região litorânea (POMPÊO; HENRY; MOCHINI-CARLOS, 1999; BARBIERI; COELHO, 2001).

Espécies dessas plantas, além de contribuírem para a caracterização de corpos aquáticos, podem ser usadas como bioindicadores da qualidade de água, na despoluição de ambientes aquáticos, tratamento de águas residuárias, ciclagem de nutrientes, alimentação animal e adubo orgânico (ESTEVES, 1998; MARQUES, 1999; TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI; ROCHA, 1999a; POMPÊO; MOCHINI-CARLOS; THOMAS; BINI, 1999).

Esteves (1998) e Pompêo, Moschini-Carlos e Henry (1999), ressaltam que ainda são escassas as pesquisas ecológicas sobre macrófitas aquáticas em ambientes tropicais, especialmente como filtradoras de materiais particulados, sedimentos e nutrientes.

Embora tenha havido algum avanço nos últimos anos no número de trabalhos sobre a ecologia das macrófitas aquáticas, não existe ainda uma síntese dos

conhecimentos básicos que auxiliem no seu manejo e controle, pois ao mesmo tempo em que se reconhece sua importância ecológica, também se admite as potencialidades em causar problemas (THOMAS; BINI, 1998; 1999).

A possibilidade de se empregar macrófitas aquáticas como meio de reduzir a concentração de compostos orgânicos, metais pesados, formas de fósforo e nitrogênio, assim como de bactérias patogênicas de efluentes domésticos tem sido muito discutido nos últimos anos (ESTEVES, 1998).

As regiões com macrófitas aquáticas, são também chamadas de “wetlands” naturais ou terras úmidas, e têm um papel significativo em processar nutrientes, filtrar, adsorver e absorver substâncias tóxicas e em regular o fluxo hidráulico. Nelas, diferentes substâncias são retidas ou removidas através de processos físicos, químicos e biológicos que ali ocorreram (MARQUES, 1999).

A maioria dos ecossistemas aquáticos continentais de pouca profundidade, apresenta áreas colonizadas por plantas aquáticas (BOSCHILIA; THOMAS, 2001; CALIMAN *et al.*, 2001). Os contornos irregulares dos reservatórios dendrídicos permitem a formação de regiões de remanso, nas quais as condições limnológicas geralmente diferem das áreas centrais. Grande parte das macrófitas limita-se a ocupar essas regiões marginais, onde encontram condições adequadas para sua fixação e nutrição tais como escassa profundidade, acúmulo de nutrientes e maior proteção dos ventos (BIANCHINI JR., 1999).

Entre os exemplos de regiões alagadas com macrófitas aquáticas que funcionam na promoção da melhoria da qualidade da água, destaca-se o projeto “Des Plaines River Wetland Demonstration” próximo a Chicago (USA), que controla a poluição difusa numa área média da bacia hidrográfica (RHOADS; MILLER, 1990; KADLEC; HEY, 1994).

Os primeiros estudos brasileiros que utilizaram macrófitas para promover a melhoria da qualidade da água foram os desenvolvidos por Manfrinato (1989), com a verificação da eficiência da *Eichhornia crassipes* na descontaminação das águas do Rio Piracicaba – SP.

Luciano (1996), estudou a região inundável do Rio Taquari, na desembocadura na represa de Jurumirim - SP, e verificou a importância das macrófitas nos processos de retenção e liberação de nutrientes, encontrando correlações significativas entre os conteúdos de nutrientes nas plantas, na água e no sedimento.

Moraes (1999), estimou o estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana-SP). Verificou que a planta que apresentou a maior estocagem de elementos químicos foi *E. crassipes*. Porém como a razão estoque/biomassa foi maior em *Pistia stratiotes*, pode-se concluir que esta macrófita foi a que apresentou a maior capacidade de acumular nutrientes em sua biomassa. Dos macronutrientes analisados, apenas o  $K^+$  apresentou maior concentração em *E. crassipes*.

Lopes-Ferreira (2000), estudou uma área alagada com macrófitas do rio Atibaia, visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande-SP e verificou que a eficiência das macrófitas em reduzir as concentrações de nutrientes variava consideravelmente segundo a forma nitrogenada e fosfatada considerada.

Lannes e Aragon (2001), estudaram o papel de macrófitas, na região de Campos dos Goytacazes – RJ, como depuradoras da contaminação por esgotos domésticos, durante um ciclo anual, verificando a eficiência do sistema na remoção de nitrito, nitrato e nitrogênio inorgânico.

Barbieri e Coelho (2001), confirmaram a capacidade de absorção de compostos e nutrientes da água do rio Anil - MA, pela *E. crassipes*. Os primeiros resultados demonstram que a planta absorve com sucesso as formas N-amoniacal e ortofosfato solúvel.

Mauro (2003), avaliou a influência das macrófitas aquáticas na qualidade da água de um manancial degradado do Cinturão Verde da cidade de Ilha Solteira – SP, e verificou a existência circunstancial, na região assoreada, da vegetação aquática *Typha augustifolia*, que vem funcionando como um filtro, contribuindo para a decantação e retenção de elementos incrustadores das tubulações de irrigação e abastecimento.

Vários pesquisadores também têm examinado o potencial dos *wetlands* construídos no tratamento alternativo de esgotos sanitários, a exemplo dos estudos de Sousa *et al.* (1998); Roston e Mansor (1999); Arantes, Conte e Leopoldo (1999) na remoção de nutrientes; Sousa *et al.* (2000), no pós-tratamento do efluente do reator UASB; Sousa; van Handel e Guimarães (2001), na remoção de nutrientes, sólidos e coliformes termotolerantes; Meira *et al.* (2001), na avaliação do sistema “*wetlands*” na melhoria da qualidade microbiológica de um córrego poluído e na remoção de nutrientes; Waldemar (2000), utilizou macrófitas aquáticas no tratamento

do percolado de aterros sanitários; Ceballos *et al.* (2000; 2003), na avaliação do desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de águas superficiais com esgotos destinados à irrigação; Sezerino e Philippi (2000), utilizaram o sistema “wetlands” no tratamento de esgotos pós tanque séptico; e Oliveira *et al.* (2004) verificaram a influencia de dois tipos de vegetação aquática na remoção de nutrientes e matéria orgânica.

As críticas na utilização de macrófitas no tratamento de efluentes, estão associadas à potencialidade do sistema em ser criadouro de mosquitos, produzir odores desagradáveis, assimilar metais pesados e formar grande quantidade de biomassa, necessitando de realizar a colheita da planta periodicamente (POMPÊO, 2004).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

Os açudes Epitácio Pessoa (Boqueirão) (07°28' 4" e 07° 33' 32" S, 36° 08' 23" e 36° 16' 51" W), e Bodocongó (7°13'11"S e 35°52'31"W), estão localizados nos municípios de Boqueirão e Campina Grande, PB, na Bacia do Rio Paraíba (Figura 3.1), uma das maiores bacias hidrográficas do Nordeste com 20.213 km<sup>2</sup> (LMRS, 2004).

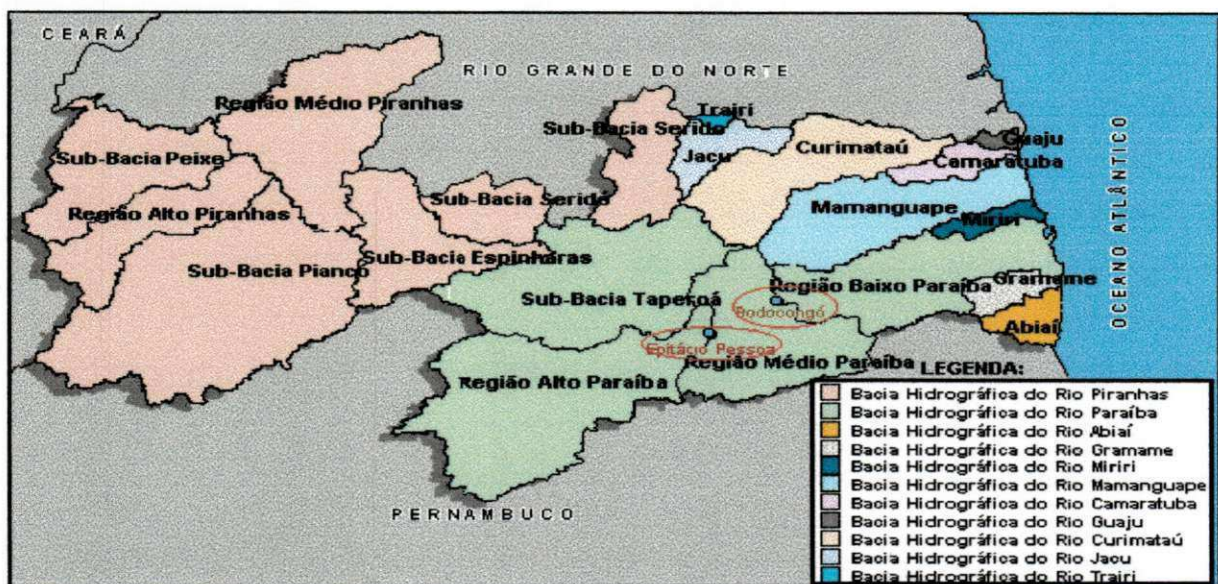


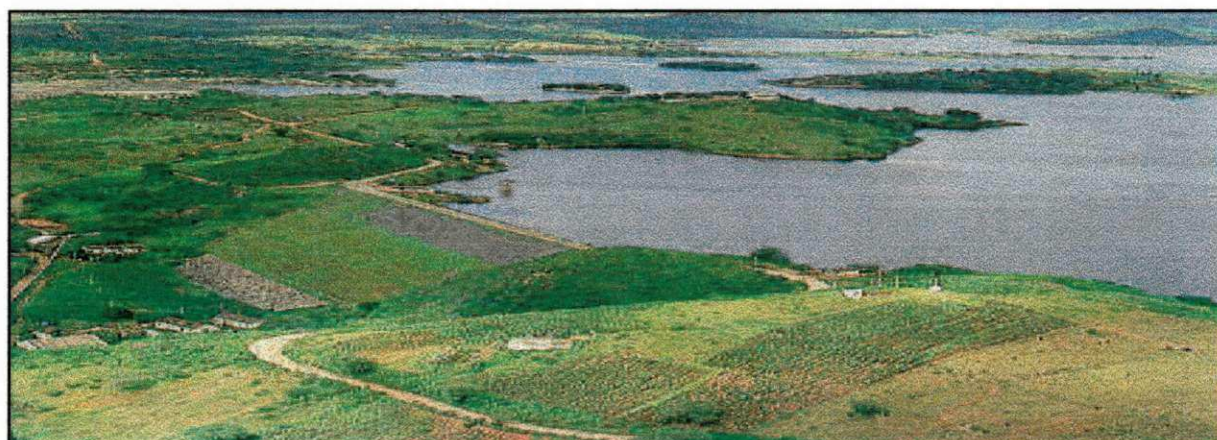
Figura 3.1 – Localização dos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó - PB

#### 3.1.1. Localização, características morfométricas e pontos de amostragem dos açudes estudados

##### ▪ Açude Presidente Epitácio Pessoa

O açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) (Figura 3.2) represa as águas dos rios Paraíba do Norte e Taperoá, e está inserido na região do Alto Paraíba, uma das maiores bacias hidrográficas do Nordeste (GALVÃO; GOMES FILHO, 2003), nos Cariris Velhos, com menor índice pluviométrico do Brasil (precipitações entre 150 e 300mm anuais). O clima é semi-árido, quente e seco, com máximas de 34°C e mínimas de 18°C (SILVA *et al.*, 1987). Seu nome originou-se de uma grande

abertura (boca) que o rio Paraíba faz na serra Carnoió. Foi construído pelo DNOCS entre 1952 e 1956 e constitui-se de uma represa com uma adutora de 17,2 km e estação de tratamento em Gravatá de Boqueirão, a 22km do açude. Serve como reservatório de abastecimento d'água das cidades: Campina Grande, Poço das Antas, Boqueirão, Queimadas, Caturité, Riacho de Santo Antônio e de outros centros populacionais menores, rurais e urbanos (REGO; ALBUQUERQUE; RIBEIRO, 2000).



**Figura 3.2** – Vista parcial do açude Epitácio Pessoa – PB.

♦ Características morfométricas do açude Epitácio Pessoa - PB

As características morfométricas do açude Epitácio Pessoa foram obtidas através do levantamento batimétrico realizado pela Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Minerais (SEMARH - PB) e Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto (LMRS) em maio de 2003 (Tabela 3.1).

**Tabela 3.1** - Características morfométricas do açude Epitácio Pessoa - PB

<b>Características morfométricas</b>	<b>2003</b>
Área da bacia hidráulica	18.295.690 m <sup>2</sup>
Capacidade máxima	418.088.514 m <sup>3</sup>
Profundidade média	8,88 m
Profundidade máxima	25,32 m
Altitude	420m

Fonte: SEMARH/LMRS, 2003

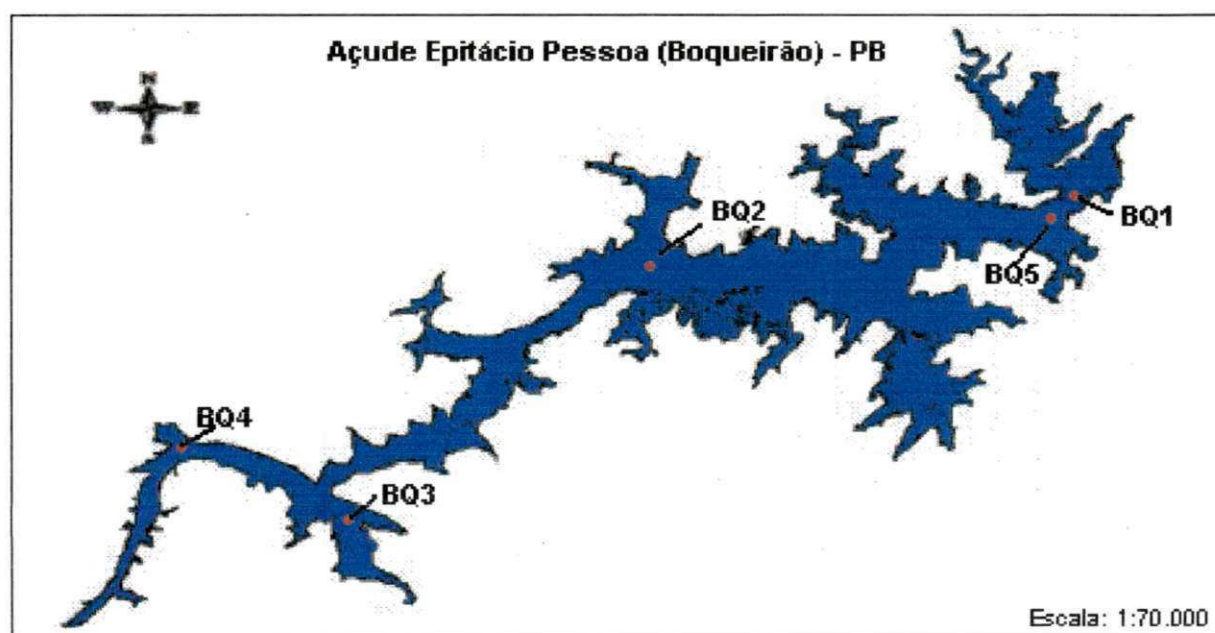


◆ Pontos de Amostragem

Os pontos de coleta foram definidos após um estudo prévio realizado em vários pontos escolhidos aleatoriamente. Após essa coleta, foram selecionados pontos definitivos: um ponto na desembocadura de cada rio tributário (rios Paraíba e Taperoá), um outro localizado entre a barragem e os afluentes e dois pontos próximos à barragem (um perto da captação e outro na região central – zona limnética). Neste último, por ser verificada a maior profundidade, foram realizadas as coletas nictemerais e verticais (em quatro profundidades, de acordo com o percentual de luz incidente: 100%, 50%, 1% e 0% de luz) - Tabela 3.2 e Figura 3.3.

**Tabela 3.2** – Pontos de amostragem no açude Epitácio Pessoa– PB, maio/2002 a março/2003.

Pontos de amostragem	Descrição
BQ1	Próximo à torre de captação ( 7°29'19,4"S e 36°8'24,3"W)
BQ2	Ponto entre a torre de captação e os rios tributários ( 7°31'41,2"S e
BQ3	No afluente do rio Paraíba ( 7°32'18,5"S e 36°15'13,7"W)
BQ4	No afluente do rio Taperoá ( 7°31'42,6"S e 36°15'13,5"W)
BQ5 (4 profundidades)	Ponto central da barragem ( 7°29'19,5"S e 36°8'31,3"W)



**Figura 3.3** – Pontos de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB, 2002/2003.

### ▪ Açude de Bodocongó

O açude de Bodocongó foi projetado em 1911 e sua construção concluída em 1917 (ALMEIDA, 1964), buscando aumentar o abastecimento de água de Campina Grande-PB, já que o açude Velho não mais conseguia suprir a demanda d'água. Foi construído em um lugar chamado Ramada, na confluência do riacho Bodocongó com o Caracóis, mas seu elevado teor de salinidade, impossibilitou sua utilização para consumo humano. Não dirimiu a crise de água potável e tornou-se, mais tarde, o fator decisivo da formação de um novo bairro, o "bairro industrial" (ALMEIDA, 1964; ALMEIDA, 1994). Nas suas margens, surgiram, na década de 1930, o Curtume Vilarim, a fábrica têxtil de Bodocongó, uma indústria de óleo de caroço de algodão e uma indústria de papel e serviu para as primeiras pesquisas limnológicas da Região Nordeste (ESTEVES, 1998). O matadouro municipal também construído próximo ao açude de Bodocongó (década de 50), vinha até o final da década de 90 descarregando efluentes ricos em matéria orgânica.

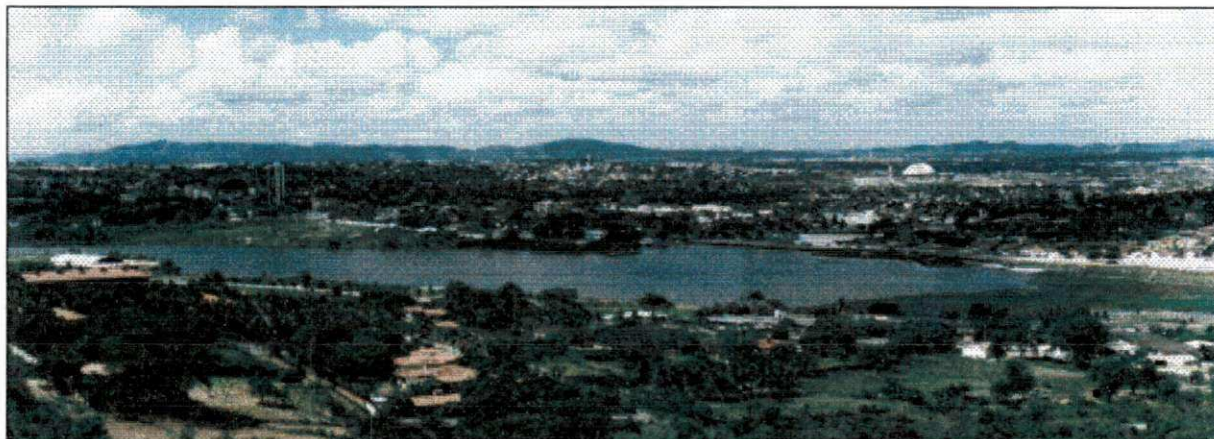
Existem controvérsias se o nome "Bodocongó" tem origem na língua cariri ou tarairiú. Se o vocábulo for cariri significa "rios das águas que queimam", se for tarairiú, é possível dizer que o termo encerra um sentido relacionado com água, nome dado pelos indígenas ao riacho que passa no lugar (ALMEIDA, 1964).

O açude recebe água do rio Bodocongó (que nasce no município de Pocinhos-PB), e contribuições de esgotos sanitários das residências de bairros não saneados: Bodocongó (13.129 habitantes), Novo Bodocongó (1.248 habitantes), Araxá (1.309 habitantes) e Jeremias (11.468 habitantes) (IBGE, 2003). Recebe efluentes das Universidades (UEPB e UFCG), Instituto de Medicina Legal, Hospital Público, matadouros clandestinos e águas escoadas dos bairros da Palmeira e Bela Vista.

Atualmente a água do açude é utilizada por uma indústria de reciclagem de papel, na lavagem de carros, e pela população ribeirinha (Novo Bodocongó ou Vila dos Teimosos) na lavagem de roupas, utensílios domésticos, recreação e pesca.

No final de 2001 e início de 2002, as margens do açude passaram por um processo de reurbanização, e parte dos esgotos sanitários do bairro de Bodocongó foi lançada no açude. Estas descargas, após a conclusão das obras, se tornaram

permanentes, aumentando a carga poluidora com abundante material orgânico. Uma vista parcial do açude de Bodocongó é apresentada na Figura 3.4.



**Figura 3.4** – Vista do açude de Bodocongó - PB.

◆ Características morfométricas do açude de Bodocongó - PB

A morfometria do açude de Bodocongó foi obtida através do levantamento batimétricos e do perímetro realizados pela SEMARH/LMRS em outubro de 2002 (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3** - Características morfométricas do açude de Bodocongó - PB

<b>Características morfométricas</b>	<b>2002</b>
Área da bacia hidráulica	371.897 m <sup>2</sup>
Capacidade Máxima	1.020.000 m <sup>3</sup>
Profundidade média	2,40 m
Profundidade máxima	5,60 m
Altitude	548m

Fonte: SEMARH/LMRS, 2002

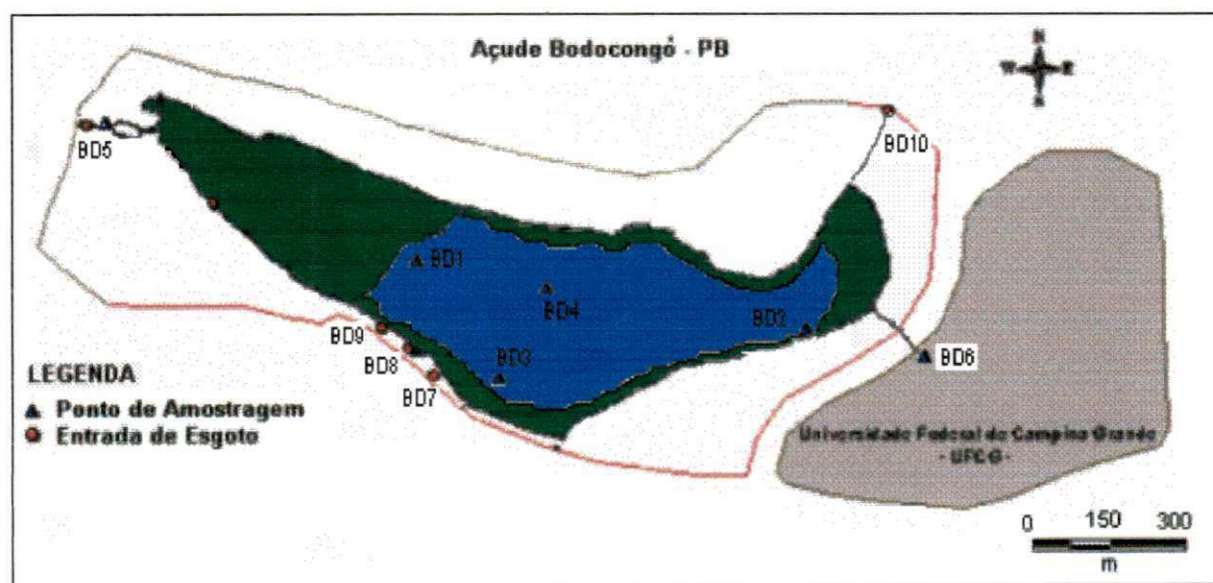
◆ Pontos de Amostragem

Os pontos de amostragem, num total de 10, foram definidos após coletas prévias. Foram escolhidos como pontos definitivos, um na margem oeste do açude e um outro na margem leste, um ponto central na região mais profunda (onde foram realizadas as coletas nictemerais e verticais) e um ponto no vertedouro do açude.

Foram monitorados também dois afluentes durante todo o período de estudo: o rio Bodocongó (que recebe descargas pontuais de esgotos de diversas comunidades), e um ponto onde deságua o córrego que atravessa a são lançados os esgotos da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Durante três meses da pesquisa (outubro a dezembro/02) foram acrescentados mais quatro pontos de entrada de esgotos: um de difícil acesso (que drena o esgoto do bairro Jeremias) e três que começaram a lançar esgotos no açude após a reurbanização deste (Tabela 3.4, Figura 3.5).

**Tabela 3.4** – Pontos de amostragem no açude de Bodocongó - PB, 2001-2002.

Pontos de amostragem	Descrição
BD1	Margem 1 - presença de macrófitas (7°12'45,2"S e 35°55'7,9"W)
BD2	Margem 2 - próximo ao Horto Florestal (7°12'49,7"S e 35°54'42,4"W)
BD3	Vertedouro do Açude - ponte (7°12'57,02"S e 35°54'58,9"W)
BD4 (4 profundidades)	Ponto central (7°12'51,2"S e 35°55'8,0"W)
BD5	Afluente - Esgoto + Rio Bodocongó (7°12'36,2"S e 35°55'7,9"W)
BD6	Afluente de Esgoto - (7°12'52,4"S e 35°55'7,0"W)
BD7	Afluente de Esgoto - *(7°12'50,7"S e 35°55'8,6"W)
BD8	Afluente de Esgoto - *(7°12'49,4"S e 35°55'10,3"W)
BD9	Afluente de Esgoto - *(7°12'48,3"S e 35°55'11,8"W)
BD10	Afluente de Esgoto - **(7°12'36,2"S e 35°54'37,5"W)



**Figura 3.5** – Pontos de amostragem no açude de Bodocongó– PB.

### 3.2. Metodologia

Nos dois açudes foram feitos estudos mensais e nictemerais (24 horas) da qualidade da água. No açude de Bodocongó foi feita uma avaliação da eficiência da área macrófitas.

O período de amostragem ocorreu entre abril/2001 a dezembro/2002 no açude de Bodocongó e entre maio/2002 a março/2003 no Epitácio Pessoa.

O critério utilizado na determinação do início e término do período de chuvas e de estiagem baseou-se em considerar como mês de transição entre as épocas, quando a precipitação pluviométrica desse mês fosse 50% superior ou inferior do que a precipitação do mês antecedente. Critérios semelhantes foram utilizados por Sansigolo (1989) e Ceballos (1995).

As coletas mensais foram feitas na superfície da água em diferentes pontos de coleta, nas épocas de seca e de chuva (Tabela 3.5).

**Tabela 3.5** - Descrição das datas e horários de coleta nos estudos mensais de qualidade da água nos pontos de superfície do açude Epitácio Pessoa e Bodocongó, PB.

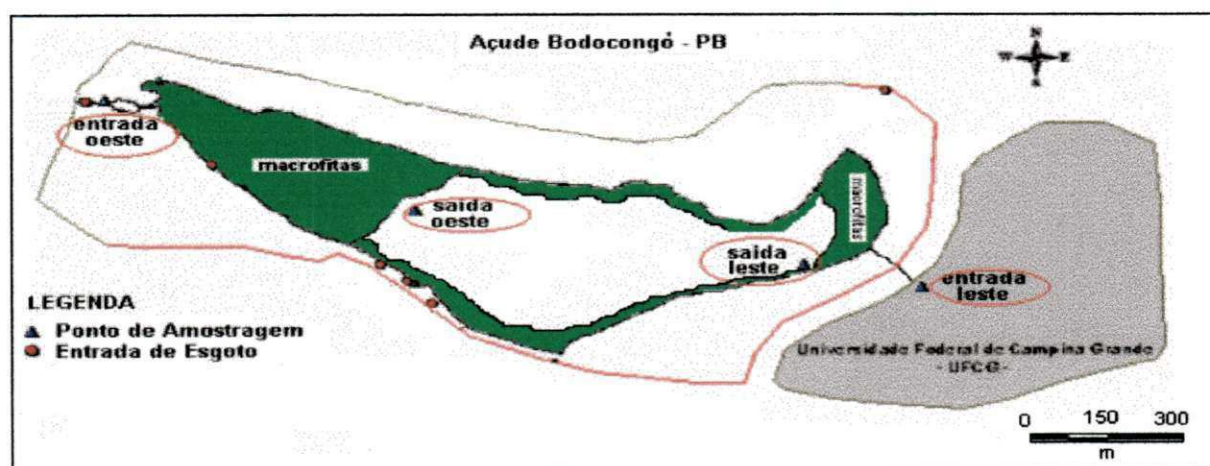
Açude	Época	Data	Horário	Intervalo de coleta
Epitácio Pessoa	Chuvas	maio a julho/02	08:00 às 11:00h	Mensal
		fevereiro a março/03		
	Seca	agosto/02 a janeiro/03		
Bodocongó	Chuvas	abril a agosto/01	08:00 às 10:00h	
		março a agosto/02		
	Seca	setembro/01 a fevereiro/02		
		setembro a dezembro/02		

Os estudos nictemerais foram realizados na coluna d'água, com coleta de amostra em garrafa de Van Dorn, com capacidade de 3,5L, em um ponto da zona limnética, em quatro profundidades: 100%, 50%, 1% e 0% de intensidade luminosa (Tabela 3.6). A determinação das profundidades foi estimada a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (m) multiplicada pelo fator 2,7 correspondente a 1% de luminosidade (ESTEVES, 1998).

**Tabela 3.6** - Descrição das datas e horários de coleta nos estudos nictemerai de qualidade da água nos pontos de superfície do açude Epitácio Pessoa e Bodocongó – PB.

Açude	Época	Data	Horário	Intervalo de coleta
Epitácio Pessoa	Chuvas	28 e 29 de maio/02	Desde 11:00h do primeiro dia até 08:00h do segundo dia	A cada 3h
		28 e 29 de março/03		
	Seca	01 e 02 de novembro/02		
		22 e 23 de janeiro/03		
Bodocongó	Chuvas	01 e 02 de agosto/01	Desde 09:00h do primeiro dia até 07:00h do segundo dia	A cada 2h
		26 e 27 de julho/02		
	Seca	17 e 18 de dezembro/01		
		06 e 07 de dezembro/02		

No açude de Bodocongó, o estudo da eficiência da área de macrófitas, foi feito para verificar seu papel como sistema depurador com duração de 21 meses (abril/01 a dezembro/02). Realizou-se o monitoramento em quatro estações de coleta, situadas em dois pontos de entrada de afluentes (um na zona leste e outro na oeste), e em dois pontos nas mesmas áreas dentro do açude, após a passagem da água pelo banco de macrófitas (saída) (Figura 3.6).



**Figura 3.6:** Pontos de amostragem, no açude Bodocongó – PB, antes e após a passagem dos principais afluentes pelas áreas de macrófitas.

### **3.3. Variáveis climatológicas**

#### **3.3.1. Precipitação pluviométrica, temperatura do ar, velocidade dos ventos, evaporação, insolação e umidade relativa do ar.**

Os valores de precipitação pluviométrica, temperatura do ar, velocidade dos ventos, evaporação, insolação e umidade, de Campina Grande-PB, foram cedidos pela estação meteorológica da EMBRAPA ALGODÃO. Na cidade de Boqueirão, pela falta de uma estação meteorológica local, só foram usados dados de precipitação pluviométrica e evaporação, cedidos pelo LMRS/SEMARH.

### **3.4. Variáveis morfométricas**

#### **3.4.1. Área, volume e profundidade dos açudes**

A determinação da área da bacia hidráulica, volume e profundidade máxima dos açudes, foi feita pelos técnicos do LMRS/ SEMARH, através de levantamentos batimétricos, com utilização de um Sistema de Posicionamento Global (GPS) e uma eco-sonda (ecobatímetro) para determinar a profundidade.

### **3.5. Variáveis físicas e químicas**

As variáveis físicas e químicas e as metodologias utilizadas na sua determinação estão apresentadas no Tabela 3.7.

**Tabela 3.7** – Parâmetros físicos e químicos determinados e metodologias de avaliação no estudo dos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó – PB.

Variáveis	Metodologia	Referência
Temperatura (°C)	Termômetro de reversão (0,01 de resolução)	APHA 1995
Transparência	Disco de Secchi	COLE, 1983
pH	Potenciométrico	APHA 1995
CE ( $\mu\text{mho/cm}$ )	Resistência Elétrica	APHA 1995
Turbidez (UT)	Nefelométrico	APHA 1995
Alcalinidade (mg/l)	Titulométrico - Potenciométrico - $\text{H}_2\text{SO}_4$	APHA 1995
Dureza (mg/l)	Titulométrico - EDTA	APHA 1995
$\text{Cl}^-$ (mg/l)	Titulométrico -	APHA 1995
$\text{Na}^+$ (mg/l)	Fotômetro de Chama	APHA 1995
$\text{K}^+$ (mg/l)	Fotômetro de Chama	APHA 1995
OD (mg/l)	Winkler-Modificação Azida	APHA 1995
$\text{DBO}_5$ (mg/l)	Frascos Padrões	APHA 1995
N-amoniaco (mg/l)	Neslerização - Espectrofotométrico	APHA 1995
N-nítrico (mg/l)	Ácido Cromotrópico - espectrofotométrico	RODIER, 1975
P <sub>tot</sub> (mg/l)	Ácido Ascórbico - espectrofotométrico	APHA 1995
$\text{PO}_4^-$ (mg/l)	Ácido Ascórbico - espectrofotométrico	APHA 1995
ST e SST	Gravimétrico	APHA 1995

### 3.6. Variáveis biológicas e microbiológicas

As variáveis biológicas e microbiológicas são detalhadas na Tabela 3.8.

**Tabela 3.8** – Variáveis biológicas e microbiológicas determinadas nos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó, PB.

Variáveis	Metodologia	Referência
C <sub>Term</sub> (UFC/100ml)	Membrana Filtrante	APHA (1998)
EF (UFC/100ml)	Membrana Filtrante	APHA (1998)
Cl <sub>a</sub> ( $\mu\text{g/l}$ )	Extração a quente com metanol	JONES (1979)

### 3.7. Determinação do estado trófico pelo Índice de Carlson Modificado

Foi utilizado o Índice de Carlson Modificado (Equações 3.1, 3.2, 3.3 e 3.4), incluindo a expressão de ortofosfato solúvel (Equação 3.5) e o IET Médio (Equação 3.6), onde foi efetuada uma média ponderada atribuindo-se um menor peso ao



índice referente à transparência ou profundidade de Secchi (TOLEDO JR. *et al.* 1983).

$$\text{IET (Transp)} = 10 \left( 6 - \frac{0,64 + \ln(\text{Transp})}{\ln 2} \right) \quad 3.2$$

$$\text{IET (Cl a)} = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln(\text{Cl a})}{\ln 2} \right) \quad 3.3$$

$$\text{IET (Ptot)} = 10 \left( 6 - \frac{\ln(80,32/\text{Ptot})}{\ln 2} \right) \quad 3.4$$

$$\text{IET (PO}_4^{\text{=}}) = 10 \left( 6 - \frac{\ln(21,67/\text{PO}_4)}{\ln 2} \right) \quad 3.5$$

onde: IET (Transp) = índice de estado trófico para o disco de Secchi

IET (Cl a) = índice de estado trófico para a clorofila a

IET (Ptot) = índice de estado trófico para o fósforo total

IET (PO<sub>4</sub><sup>=</sup>) = índice de estado trófico para ortofosfato solúvel

$$\text{IET Médio} = \frac{\text{IET (Transp)} + 2[\text{IET(Ptot)} + \text{IET(PO}_4) + \text{IET(Cl a)}]}{7} \quad 3.6$$

### 3.8. Análise estatística e apresentação gráfica dos resultados

#### 3.8.1. Análise descritiva

Na análise descritiva foram utilizadas as ferramentas do "Microsoft EXCEL for Windows 98", e foram calculados para todos os dados do período de estudo, a média como medida de tendência central, e os valores máximos e mínimos. As medidas de dispersão foram avaliadas através do desvio padrão (dispersão absoluta) e coeficiente de variação de Pearson – CV (dispersão relativa) .

### **3.8.2. Análise de agrupamentos (clusters)**

Para análise de agrupamentos foi utilizado o programa estatístico SPSS 10.0 for Windows 98 (Statistical Package for Social Science) (PEREIRA, 1999). Esta análise foi realizada para determinar os agrupamentos entre os pontos com características similares para cada um dos corpos aquáticos, na busca de pontos com qualidade de água semelhante. Esse teste envolveu todos os pontos de superfície, nos períodos de estiagem e de chuvas.

### **3.8.3. Análise de Componentes Principais (ACP)**

A análise fatorial em componentes principais (ACP) foi aplicada para os dados mensais/nictemerais e horizontais/verticais para explicar as principais tendências de variação da qualidade da água, possibilitando identificar os principais componentes responsáveis pela variação dos dados limnológicos e sanitários dos ambientes estudados (PEREIRA, 1999; BINI, 2000). O programa utilizado foi o programa estatístico Statistics 5.5.

### **3.8.4. Análise de variância fator único (ANOVA)**

A ANOVA fator único é uma análise de variância simples para testar a hipótese de que médias de duas ou mais amostras são iguais. Foi utilizada para verificar as variações significativas entre os meses, horários e profundidades de coleta. O nível de significância considerado foi de 5%, usando o programa SPSS 10.0 for Windows 98.

### **3.8.5. Apresentação gráfica**

Para visualização das variações limnológicas e sanitárias ocorridas nos dois açudes, ao longo da coluna d'água, foi utilizado o programa SUFER 6.01 for Windows 98, sendo apresentadas as isolinhas das variações verticais e nictemerais. Para os diagramas de linha foi utilizado o utilitário "Microsoft EXCEL for Windows 98".

## **4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS**

### **4.1. Fatores Climáticos**

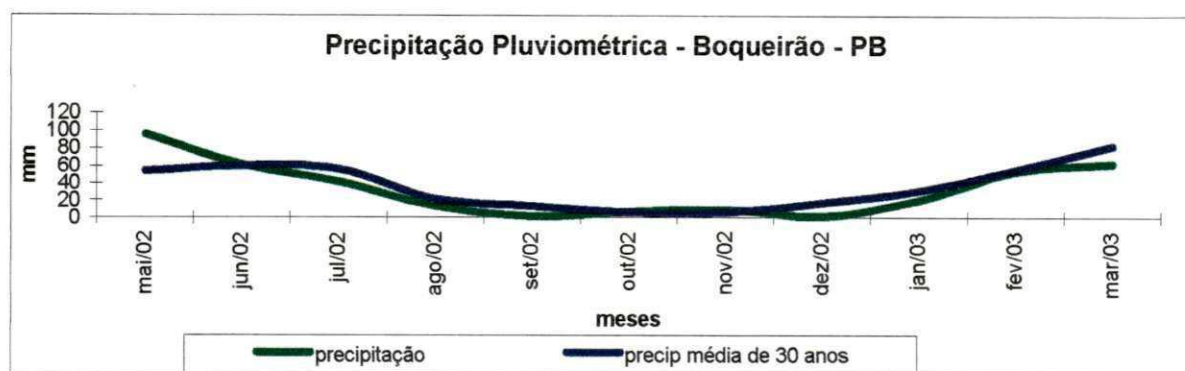
As Figuras 4.1 a 4.13 apresentam os dados climatológicos obtidos para os açudes Epitácio Pessoa (Boqueirão de Cabaceiras) e Bodocongó, durante o período de coleta de dados. Os valores de temperatura do ar, velocidade dos ventos e insolação só foram discutidos para o açude Bodocongó, por não existir uma estação meteorológica no município de Boqueirão – PB.

#### **4.1.1. Açude Epitácio Pessoa**

##### **4.1.1.1. Precipitação pluviométrica total**

A precipitação pluviométrica é um pulso natural que pode gerar, nos corpos aquáticos, alterações nas variáveis físicas, químicas e biológicas (TUNDISI, 1999), dependendo da frequência, intensidade e duração da ação.

Neste estudo, a precipitação média da primeira época de chuvas (maio a julho/02), foi de 66mm, acumulando 198mm no período o que corresponde a 16,8% acima da média climatológica. A precipitação alcançou um mínimo de 41mm (julho/02) e um máximo de 96mm (maio/02) (Figura 4.1). A contribuição pluviométrica, nesse período, evoluiu o volume armazenado, de 171.497.888 m<sup>3</sup> no dia 31/01/2002, para 194.997.011 m<sup>3</sup>, no dia 23/07/2002. Ou seja, que o volume armazenado em relação à capacidade total do açude aumentou de 38,07 % para 43,29%. As chuvas anteriores ao mês de maio/02 auxiliaram na recuperação do volume de água armazenada e foram importantes para o armazenamento, porque saturou os solos da bacia e aumentou o escoamento diminuindo as perdas por infiltração. Quando a taxa de precipitação ultrapassa a capacidade de absorção do solo, o excesso de água escorre à superfície sob a forma de fluxo de escorrência superficial (WETZEL, 1981; GOMES FILHO *et al.*; 2004).



**Figura 4.1** – Variação mensal da precipitação pluviométrica no município de Boqueirão-PB (maio/02 a março/03), acompanhada da média climatológica dos últimos 30 anos. Fonte: LMRS/SEMARH, 2002, 2003

No segundo período chuvoso (fevereiro a março/03), a precipitação acumulada foi de 114,7mm (16,7% abaixo da média climatológica), com média de 57,4mm, para o período, e variando de 53,1mm (fevereiro/03) a 61,6mm (março/03). Esses meses, por corresponderem ao início das chuvas de 2003 contribuíram pouco para o armazenamento de água, passando o volume de 143.930.454m<sup>3</sup> (31,95%) no dia 22/01/2003 para 147.867.579m<sup>3</sup> (35,37%) em 28/03/03.

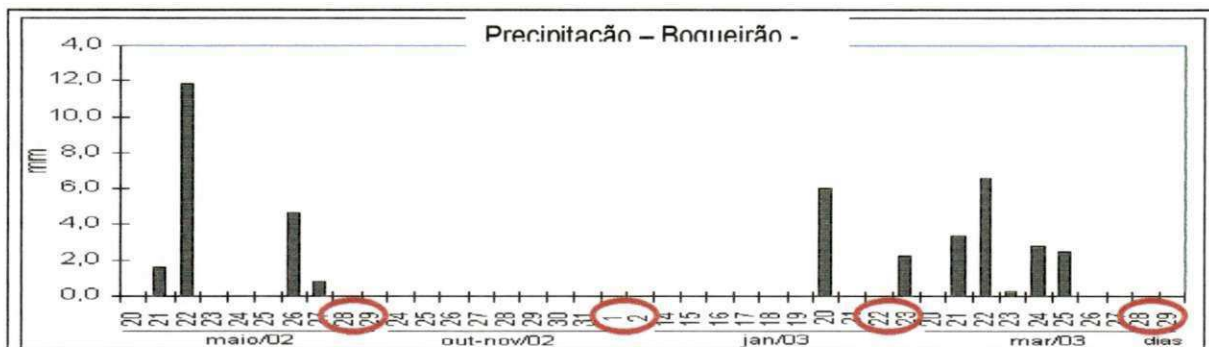
Na estiagem (agosto/02 a janeiro/03), a precipitação média foi de 8,6mm (acumulando 51,6mm) sendo 45% abaixo da média climatológica. A redução do volume da água, nesse período, correspondeu a 26,2%. Neste período, grande parte da água é evaporada, contribuindo para elevar as concentrações iônicas na água (VIEIRA, 1999).

A precipitação total anual para 2002 foi de 494,3mm, apenas 2,8% abaixo da média climatológica, ou seja foi um ano com a precipitação pluviométrica acumulada normal para a região dos Cariris Velhos (semiárido paraibano), onde se situa o açude Eptácio Pessoa.

Na seca de 1997 a 1999, o açude teve ameaça de colapso total, com grandes riscos para o abastecimento humano (REGO; ALBUQUERQUE; RIBEIRO, 2000). O ano de 1998 foi caracterizado como um dos mais secos do século XX no Nordeste Brasileiro (BANDEIRA; MEDEIROS; BATISTA, 2000): a precipitação total nos Cariris Velhos foi de 232,8mm, ficando o reservatório com 107.925.960 m<sup>3</sup> (apenas 23,9% de sua capacidade), havendo implantação de racionamento de água em outubro desse ano (MEDEIROS; BANDEIRA; MEDEIROS, 2000). Em setembro de 1999, o racionamento aumentou de dois dias sem água de abastecimento para três, registrando o açude Eptácio Pessoa o menor volume armazenado ao longo de

toda a série histórica, chegando a  $64.972.910\text{m}^3$  no dia 28/12/1999, ou seja 14,42% de sua capacidade máxima.

A Figura 4.2 mostra a precipitação pluviométrica no município de Boqueirão durante três conjuntos de dez dias consecutivos, sendo os oito primeiros, os que antecederam às campanhas nictemerais/verticais e os dois restantes corresponderam aos dias de coleta.



**Figura 4.2** – Precipitação pluviométrica no município de Boqueirão-PB, durante 10 dias consecutivos, sendo 8 dias anteriores à coleta e 2 dias de coletas nictemerais. Fonte: LMRS/SEMARH, 2002, 2003

Durante as campanhas de 28 a 29 de maio/02, não ocorreram chuvas, mas houve precipitação total de 18,9mm nos oito dias antecedentes, representando cerca de 20% da precipitação total do mês de maio/02.

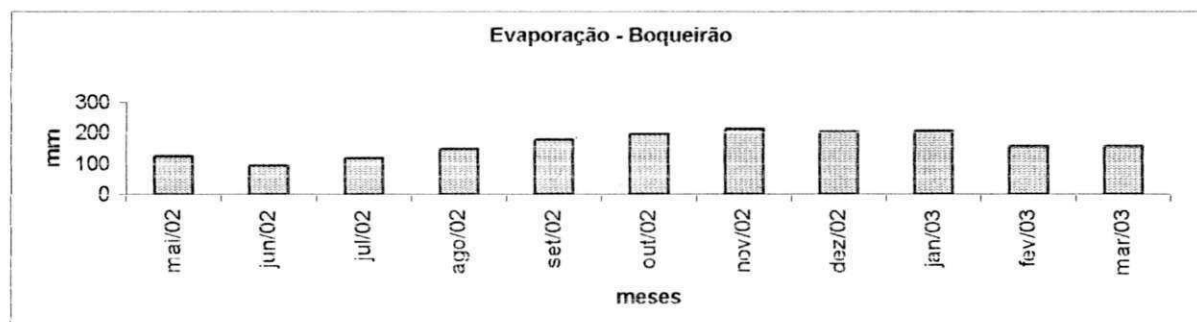
Nas coletas de 01 a 02 de novembro/02, e nos oito dias antecedentes não houve chuvas. Esse mês, caracterizou-se pela baixa precipitação pluviométrica, acumulando apenas 8,7mm, concentrados no final do mês.

As chuvas antecedentes à nictemeral de 22 a 23 de janeiro/03 acumularam um total de 6,0mm. No segundo dia de coleta, houve precipitação de 2,3mm. Por ser um mês de transição entre o fim da estiagem e o início das chuvas, a precipitação foi escassa e irregular representando 41,3% do total para o mês.

Na nictemeral de 28 a 29 de março/03, a precipitação pluviométrica dos oito dias anteriores, foi de 15,6mm (25,3% das chuvas do mês). Não houve registro oficial de chuvas nos dois dias de amostragem, mas foi verificado *in loco*, durante a coleta, horas de sol forte e outras de chuvas breves, embora torrenciais, o que influenciou o ecossistema aquático, aumentando o escoamento, contribuindo com aportes de sólidos e revolvendo material do fundo, como observaram Tundisi, Matsumura –Tundisi e Rocha (1999b).

#### 4.1.1.2. Evaporação

Na época seca, a evaporação mostrou aumento, atingindo um máximo em novembro/02 (210,9mm) e um mínimo em junho/02 (93,6mm) (Figura 4.3).



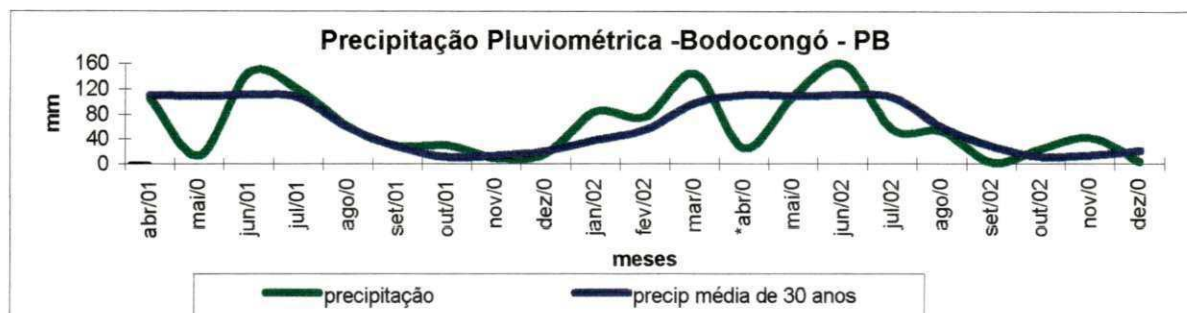
**Figura 4.3** – Valores médios mensais da evaporação no município de Boqueirão - PB, maio/02 a março/03. Fonte: LMRS/SEMARH, 2002, 2003

Em todos os meses de coleta, os valores evaporados foram mais elevados do que os precipitados (balanço hídrico negativo). Durante todo o período experimental (maio/02 a março/03), a precipitação acumulada foi de 364,3mm e a evaporação total foi de 1790,5mm. Considerando a evaporação média mensal nas épocas de chuvas, esta foi de 112,5mm no primeiro período (maio a julho/02) e de 156,1mm no segundo (fevereiro a março/03), sendo 38,8% mais elevada que no primeiro. Segundo Wetzel (1981), entre os principais mecanismos de controle da salinidade das águas de superfície destaca-se o balanço entre a evaporação e a precipitação.

#### 4.1.2. Açude Bodocongó

##### 4.1.2.1. Precipitação pluviométrica total

Durante o período de estudo, verificou-se em 2001 uma precipitação anual de 743,5mm e em 2002 de 771,3mm. As precipitações mensais observadas em 2002, foram levemente superiores às do ano anterior. Os valores acumulados em 2001 corresponderam a 2% abaixo da média climatológica e em 2002, 1,7% (Figura 4.4).

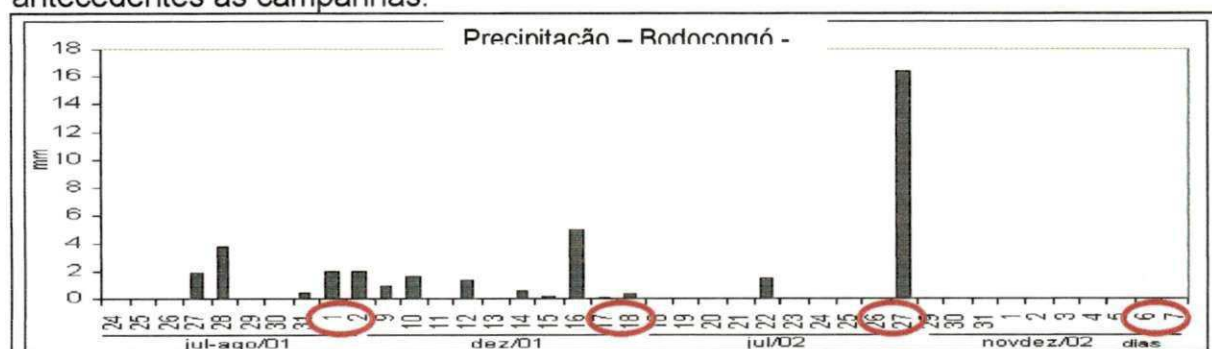


**Figura 4.4** – Variação mensal da precipitação pluviométrica no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó (abril/01 a dezembro/02), acompanhado da média climatológica dos últimos 30 anos.

Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, Campina Grande, 2001, 2002

Na primeira época de estiagem deste estudo (setembro/01 a fevereiro/02), a precipitação variou entre 8,9mm (novembro/01) a 83,2 mm (janeiro/02), acumulando 242,8mm (45,6% acima da média climatológica). No segundo período seco (setembro a dezembro/02), a precipitação variou entre 2,3mm (setembro/02) e 41,6mm (novembro/02), com diferenças em relação ao primeiro pelo acentuado decréscimo das chuvas (precipitação total de 69,9mm), com 4,6% abaixo da média climatológica. No primeiro período de chuvas (abril a agosto/01), a precipitação variou de 13,3mm (maio/01) a 145,3mm (junho/01) e acumulou 445mm. No segundo (março a agosto/02), houve variação de 24,8mm (abril/02) a 158,5mm (junho/02), totalizando 542,5mm. Nas duas épocas, ocorreram valores próximos à média dos últimos trinta anos e a máxima precipitação ocorreu no mês de junho, com 145,3mm em 2001 e de 158,5mm em 2002.

A Figura 4.5 mostra os valores da precipitação pluviométrica para o açude Bodocongó, durante três séries de 10 dias, sendo os dois dias de coletas e oito antecedentes às campanhas.



**Figura 4.5** – Precipitação pluviométrica no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, durante 10 dias consecutivos, sendo 8 dias anteriores à coleta e 2 dias de coletas nictemerais.

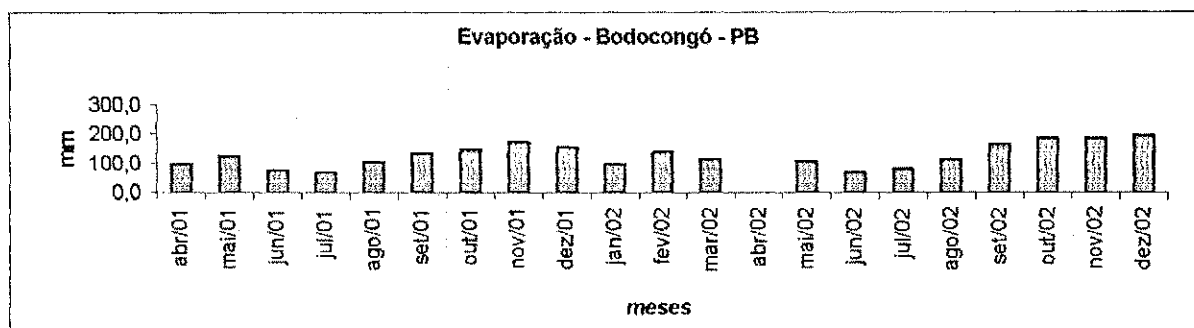
Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, Campina Grande, 2001, 2002

Para as campanhas nictemeraias de 01 a 02 de agosto/01, a precipitação pluviométrica acumulou 2mm, e nos oito dias anteriores à amostragem foi de 6,2mm. Apesar de ocorrer uma diminuição da intensidade de chuvas em agosto, as nictemeraias ocorreram no início do mês e podem ter tido influência das chuvas intensas do mês anterior. No ciclo nictemeral de 17 a 18 de dezembro/01, foi registrado um total precipitado de 0,5mm, acumulando 9,6mm nos oito dias anteriores (61,6% das chuvas ocorridas no mês).

Ocorreram precipitações de 16,4mm durante as amostragens de 26 a 27 de julho/02, e de 1,5mm nos oito dias anteriores, totalizando 32,5% do total de chuvas do mês. Não choveu durante os estudos nictemeraias de 06 a 07 de dezembro/02, e nos oito dias antecedentes. Neste mês, a precipitação total foi de 2,7mm, distribuída entre os dias 11 e 20.

#### 4.1.2.2. Evaporação

Os valores máximos de evaporação foram em dezembro/02 (195,7mm) e os mínimos em junho/01 (68,3mm) (Figura 4.6). Os períodos de estiagem apresentaram evaporação de cerca de 800mm quando e os de chuvas de cerca de 500mm.



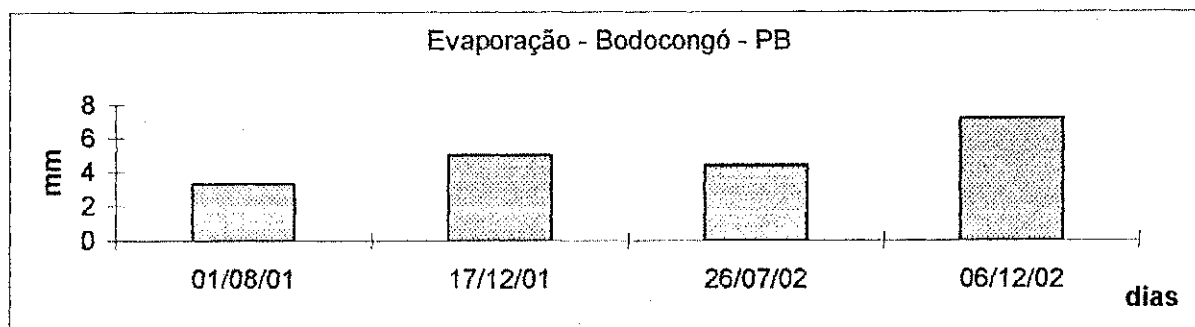
**Figura 4.6** – Valores médios mensais da evaporação no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, abril/01 a dezembro/02.

Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, Campina Grande, 2001, 2002.

As horas de evaporação registradas durante as nictemeraias são mostradas na Figura 4.7. Observou-se que nas coletas de dezembro de 2001 e 2002, houve maior evaporação (5,0 - 7,2mm), por corresponderem à estação seca com maior temperatura do ar ( $\bar{x}=24,0^{\circ}\text{C}$  – Figura 4.8) e maior velocidade dos ventos ( $\bar{x}=4,0\text{m/s}$  – Figura 4.10). A taxa de evaporação aumenta com a elevação da temperatura e



com o aumento do movimento da superfície da água pela ação dos ventos (SCHAFER, 1985).

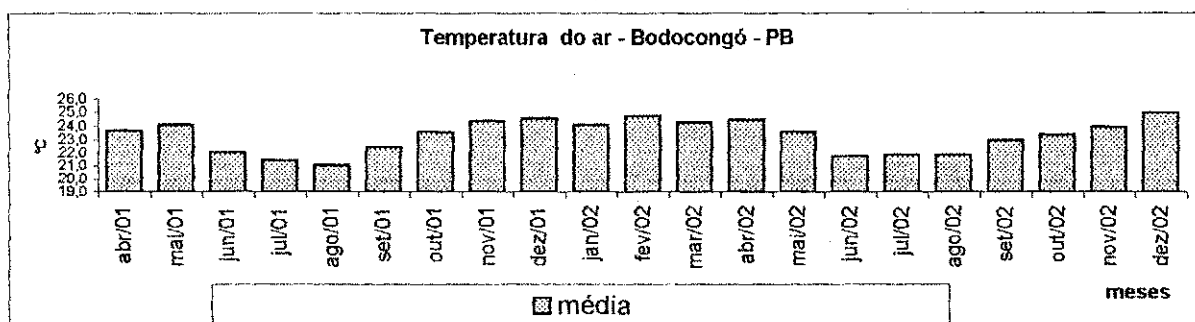


**Figura 4.7** – Taxa de evaporação durante os estudos nictemerai no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó.

Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, Campina Grande, 2001, 2002.

#### 4.1.2.3 Temperatura do ar

Os valores médios de temperatura do ar tiveram baixa amplitude de variação ( $3,9^{\circ}\text{C}$ ): entre um máximo de  $25,0^{\circ}\text{C}$  em dezembro/02 e um mínimo de  $21,1^{\circ}\text{C}$  em agosto/01, com baixo coeficiente de variação ( $5,2\%$ ) entre os meses, com tendência de decréscimo em junho, julho e agosto, e aumento nos meses de estiagem, durante os dois anos de coleta de dados (Figura 4.8).

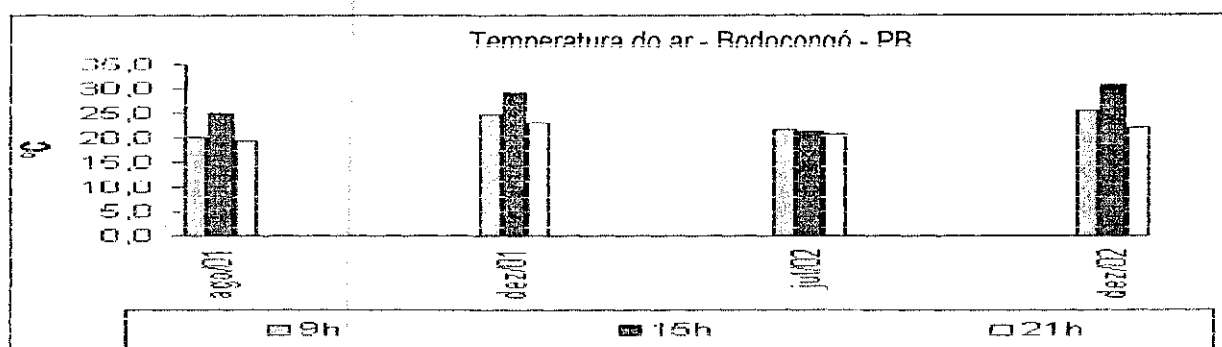


**Figura 4.8** – Valores médios de temperatura do ar no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, abril/01 a dezembro/02.

Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, Campina Grande, 2001, 2002.

A variação média diária da temperatura do ar foi registrada nos horários de 9:00h, 15:00h e 21:00h pela EMBRAPA ALGODÃO. Durante a nictemeral de agosto/01, a temperatura do ar oscilou entre  $17,6^{\circ}\text{C}$  e  $25,9^{\circ}\text{C}$  (variação de  $8,3^{\circ}\text{C}$  em 24h); em dezembro/01 entre  $21,3^{\circ}\text{C}$  e  $29,7^{\circ}\text{C}$  ( $8,4^{\circ}\text{C}$  de variação); em julho/02 entre  $19,9^{\circ}\text{C}$  e  $25,9^{\circ}\text{C}$  (variação de  $6^{\circ}\text{C}$ ); e em dezembro/02 entre  $20,0^{\circ}\text{C}$  e  $32,9^{\circ}\text{C}$  ( $12,9^{\circ}\text{C}$  de variação), registrando valores máximos às 15:00h e mínimos às 21:00h

(Figura 4.9). A maior amplitude térmica diária correspondeu aos dias de dezembro/02 (12,9°C) e a menor às coletas de julho/02 (8,3°C), e corroboraram observações prévias, das variações mensais de temperatura, que apresentaram baixa amplitude de variação quando comparadas às variações diárias.



**Figura 4.9** – Variações médias diárias de temperatura do ar no município de Campina Grande – PB, durante os estudos nictemerai realizados no açude de Bodocongó. Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, Campina Grande, 2001, 2002.

A não ocorrência de variações sazonais ou temporais significativas de temperatura em corpos aquáticos tropicais foi observada por vários pesquisadores. Talling (1969), destacou o fenômeno ao estudar o processo de mistura e suas conseqüências químicas e biológicas em lagos tropicais africanos. Pinto-Silva (1980) em quatro lagos do Pantanal Mato-grossense; Barbosa, Torres e Coutinho (1988) e Barbosa e Tundisi (1989) na Lagoa Carioca – MG, Ramirez e Díaz (1995) na Lagoa Parque Norte (Colômbia), ao analisarem a amplitude de variação anual para alguns parâmetros verificaram a inexistência de estações bem definidas durante o ciclo anual, diferentemente das regiões temperadas. Ramirez (1996), em quatro estudos nictemerai no Lago das Garças – SP, verificou homogeneidade da temperatura do ar ao longo dos meses de amostragem, enquanto que ao avaliar dados climatológicos de dois anos, verificou que o ano dividia-se em período chuvoso e seco. Esse fenômeno já havia sido observado por outros pesquisadores tanto no Nordeste como no Sudeste do país (KLEEREKOPER, 1939; WRIGHT, 1981a; ESTEVES *et al.*, 1988).

Pequenos gradientes térmicos de variação durante o ciclo anual em ambientes aquáticos tropicais foram registrados por Talling (1957) em lagos tropicais africanos.

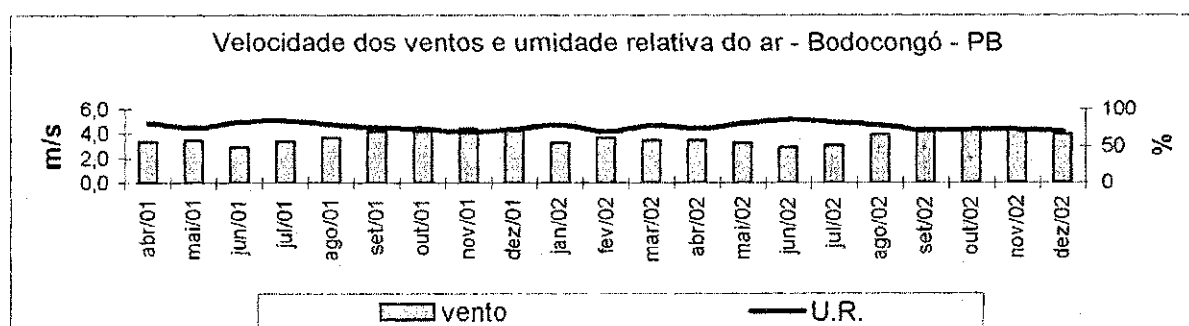
A possibilidade de que variações extremas ao longo do dia exerçam influências mais significativas no metabolismo global dos corpos aquáticos do que

diferenças sazonais foram avaliadas desde o início dos estudos em lagos tropicais (MORREN; MORREN, 1841 *apud* TALLING, 1957; 1965; 1969; GANF, 1974; MELACK; KILHAM, 1974). Estudos nictemerais feitos por Egborge (1979) no lago Asejire (Nigéria), por Barbosa (1981) na Lagoa Carioca (MG) e por Esteves *et al.* (1988) nas Lagoas Iodada e Imboacica (RJ) mostraram amplas variações dos parâmetros físicos, químicos e biológicos durante o dia.

#### 4.1.2.4. Ventos

O vento favorece a distribuição do calor na massa de água, já que quando as correntes de ar se movimentam através da interface água/ar, sua força friccional movimenta as águas das camadas superficiais, favorecendo sua mistura com as inferiores, na coluna de água, de forma proporcional à intensidade do vento (WETZEL, 1981; MINOTI, 1999).

A velocidade média mensal dos ventos, durante o período de amostragem, foi de 3,7m/s. Segundo a escala anemométrica de Beaufort, esse valor corresponde ao de brisa fraca. Houve baixo coeficiente de variação (12,4%) e amplitude (1,5m/s), indicando pouca variabilidade ao longo do tempo, com tendência de aumento de setembro a dezembro, período de menor umidade relativa do ar (em torno de 70%) (Figura 4.10). Esse padrão também foi observado por Barbosa (2002) no açude Taperoá II, na região do Cariri paraibano, na sub-bacia homônima, do rio Paraíba – PB.

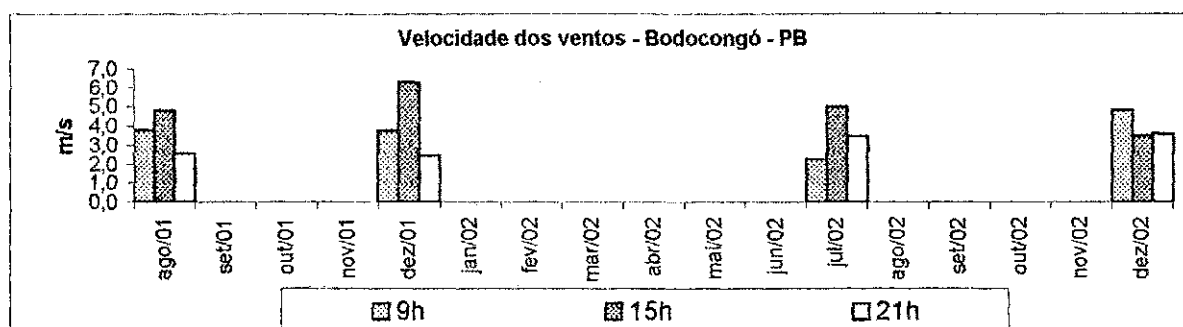


**Figura 4.10** – Variações mensais da velocidade média dos ventos e umidade relativa do ar, no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, abril/01 a dezembro/02. Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, 2001, 2002.

Pinto-Silva (1980), verificou em quatro lagos naturais do pantanal mato-grossense, que ventos com velocidade média entre 1,0 e 3,0m/s, provocaram turbulência e mistura da água. O lago Buritizal, por exemplo, permaneceu

desestratificado em dois períodos (agosto/77 e janeiro/78), ainda com velocidade média menor que 1m/s.

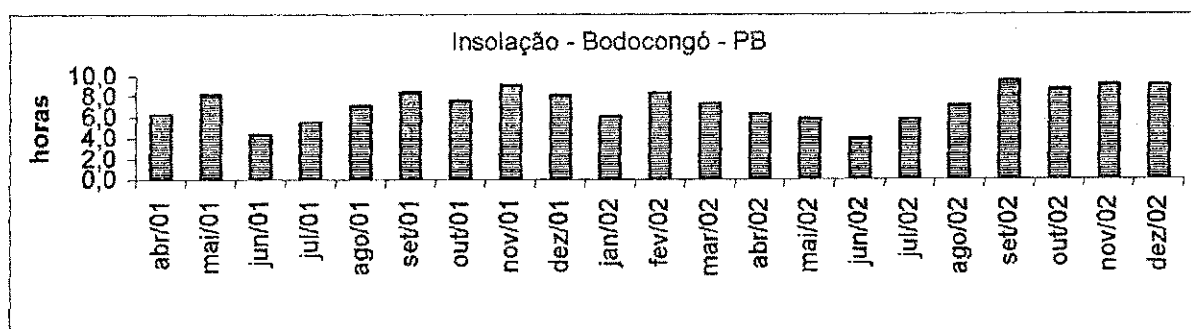
Nos ciclos nictemerais do presente trabalho, os ventos apresentaram valor máximo às 15:00h e mínimo às 21:00h. A EMBRAPA ALGODÃO só faz medições nos horários de 9:00h, 15:00h e 21:00h. As intensidades medidas (2,5 a 6,3m/s), se enquadraram na classificação de brisa fraca a moderada. Em todas os estudos nictemerais, em dezembro/01, não houve grandes amplitudes entre os três horários medidos (amplitude média: 1,5m/s). No ciclo nictemeral de dezembro/01, a velocidade máxima de vento foi de 6,3m/s, registrada às 15:00h, podendo ter contribuído com a mistura e portanto com a desestratificação térmica observada na coluna d'água (Figura 4.11).



**Figura 4.11** – Variações médias da velocidade dos ventos no município de Campina Grande – PB, açude de Bodocongó, durante os estudos nictemerais de agosto/01, dezembro/01, julho/02 e dezembro/02. Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, 2001, 2002.

#### 4.1.2.5. Insolação

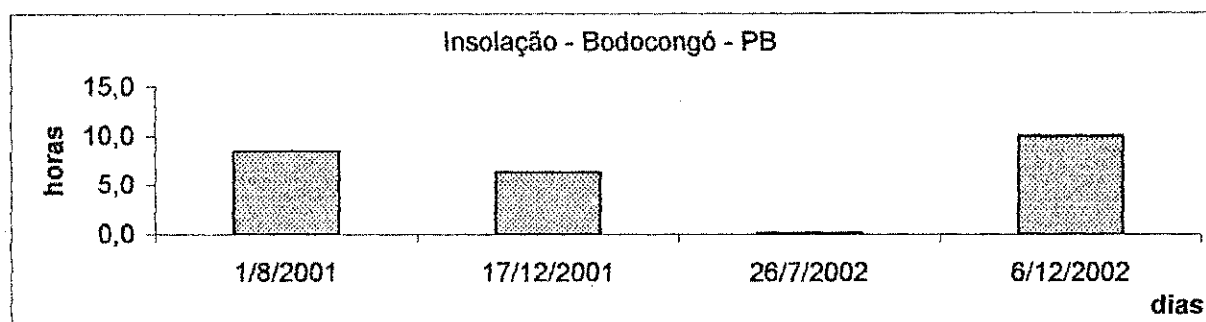
Os menores valores médios de insolação ocorreram nos meses de junho e julho dos dois anos de estudo (médias diárias de 4,0 a 5,8 horas) e foram os meses com os maiores valores de precipitação pluviométrica. Os meses de setembro/01 a fevereiro/02 apresentaram as maiores médias de horas de insolação, de 8,4 horas por dia (Figura 4.12).



**Figura 4.12** – Variações mensais de insolação no município de Campina Grande – PB, açude Bodocongó, no período de abril/01 a dezembro/02.

Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, 2001, 2002.

A Figura 4.13 apresenta as variações médias diárias de insolação durante as nictemerais no açude de Bodocongó. Durante a campanha nictemeral de dezembro/02 houve valores máximos de insolação (10h) e mínimos em julho/02 (0,1h). Em julho/02, as horas de insolação diária, foram influenciadas, pelos eventos de precipitação.



**Figura 4.13** – Variações diárias de insolação no município de Campina Grande – PB, durante os estudos nictemerais no açude de Bodocongó.

Fonte: EMBRAPA ALGODÃO, 2001, 2002.

## 4.2. MORFOMETRIA

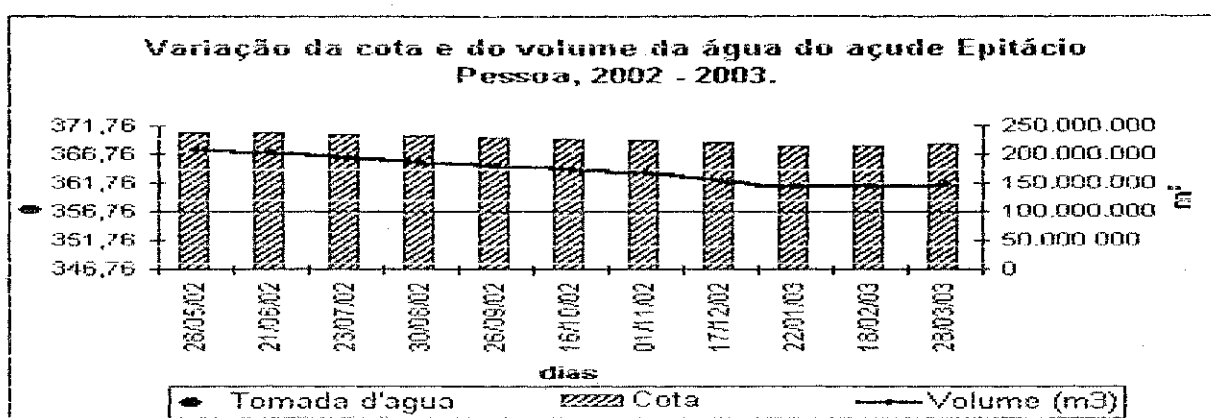
A morfometria trata da quantificação e medida dos diversos elementos da forma, englobando portanto um conjunto de métodos para medir as dimensões físicas de um sistema (VON SPERLING, 1999). Estudos têm demonstrado a inter-relação entre o nível trófico e a morfologia dos corpos aquáticos. Estas observações já foram feitas empiricamente e qualitativamente por Thienemann, no início do século passado, e aplicadas para classificação de lagos de regiões temperadas (THIENEMANN; 1913 *apud* SCHAFER, 1985).

## 4.2.1. Açude Epitácio Pessoa

### 4.2.1.1. Variação da Cota e do Volume da Água

O significado limnológico do volume de um corpo aquático está associado à dimensão dos compartimentos aquáticos e à sua capacidade de diluição. Lagos de grande volume possuem maior concentração de oxigênio dissolvido, e melhores condições de assimilação de cargas poluidoras (VON SPERLING, 1999).

A variação da cota e do volume da água do reservatório de Boqueirão, é apresentada na Figura 4.14. No início deste estudo, o volume armazenado era de  $204.553.870\text{m}^3$  (45,41% da capacidade total de armazenamento), e foi reduzido ao longo de 11 meses (maio/02 a março/03) para  $147.867.579\text{ m}^3$  (35,4% da capacidade). A redução de 10% pode ter contribuído para a volatilização de gases, além da perda de água como vapor e concentrando os sais. Estes fatores podem estar associados ao aumento da condutividade elétrica e de cloretos ao longo deste estudo, no açude Epitácio Pessoa.



**Figura 4.14** – Variação média mensal da cota e do volume da água do açude Epitácio Pessoa - PB no período de maio/02 a março/03. Fonte: LMRS/SEMARH (2003)

Ao analisar a qualidade da água captada pela CAGEPA e comparar com os resultados obtidos neste estudo durante as quatro campanhas nictemerais, verifica-se que a captação é feita entre a água amostrada à 20m de profundidade (fundo) e a de 1% de luz (3 – 5m) (Figura 1 em anexo), não havendo variação acentuada entre as mesmas para os parâmetros: pH, turbidez, cloretos e sólidos dissolvidos

totais (SDT). Entretanto, para alcalinidade, dureza, cálcio e magnésio, na tomada de água, houve valores mais altos (Figura 2 em anexo). Esses resultados sugerem que essas alterações podem estar associadas aos mecanismos de funcionamento do reservatório durante a captação da água, onde as bombas de sucção hidráulica podem estar revolvendo sais acumulados no sedimento. Nesse sentido, se faz necessários estudos mais completos sobre o assunto.

#### **4.2.1.2. Tempo Médio de Residência Hidráulica da Água**

O tempo de residência da água é fator importante na ecologia dos reservatórios (STRASKRABA; TUNDISI, 1999), por ser fundamental na formação de estratificações e por exercer grande influência na seqüência temporal e na dinâmica das comunidades planctônicas (MINOTI, 1999).

O tempo médio de residência hidráulica do açude Epitácio Pessoa foi calculado em 355 dias (cerca de um ano). Este cálculo foi determinado utilizando a vazão média de entrada do período de 1963 a 2000 ( $8,016 \text{ m}^3/\text{s}$ ) e o volume médio entre 1994 e 2002 ( $246.059.567 \text{ m}^3$ ), segundo os dados fornecidos pela CAGEPA, e LMRS/SEMARH.

Reservatórios com tempo de residência maior que 200 dias podem desenvolver estratificação térmica e têm maior tendência a eutrofização e altas freqüências de florescimentos de cianobactérias, assim como de aumentar a retenção do fósforo total (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993; STRASKRABA; TUNDISI, 1999).

#### **4.2.2. Açude Bodocongó**

##### **4.2.2.1. Tempo Médio de Residência Hidráulica da Água**

O açude Bodocongó apresenta tempo de residência médio aproximado de 183 dias, considerando um volume de  $873.308 \text{ m}^3$  e determinado através da última batimetria (outubro de 2002), e uma vazão média defluente de  $0,0552 \text{ m}^3/\text{s}$ , medida uma vez na estiagem e uma outra no período chuvoso (2002).

Ramirez (1999), estudando as represas El Peñol e La Fé, na Colômbia, verificou que tempos de residência elevados como os observados nestes

reservatórios (> 100 dias), fornecem melhores condições de sedimentação dos sólidos, maiores profundidades ópticas e maior tempo para decomposição do material orgânico, e em consequência, favorecem o assoreamento, que pode gradativamente ir se estendendo pelo fundo do reservatório.

#### **4.3. Estudo espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias da qualidade da água em pontos distribuídos horizontalmente nos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó (PB).**

Nas Tabelas 4.1 a 4.9 são apresentadas às variações limnológicas e sanitárias da qualidade da água coletada na superfície dos diferentes pontos de amostragem, para os períodos de seca e de chuvas.

##### **4.3.1. Açude Epitácio Pessoa**

###### **4.3.1.1. Temperatura da água**

A temperatura da água, apresentou baixa amplitude entre as diferentes épocas estudadas (4,6°C). As variações temporais em um mesmo ponto de amostragem foram superiores às determinadas entre os diferentes pontos numa mesma época ( $F=11,461$ ,  $p=0,000$  – Figura 4.15). Na primeira época de chuvas, a temperatura da água apresentou variações médias entre 23,7°C (BQ1) e 24,4°C (BQ3 e BQ4) (Tabela 4.1), na segunda os valores foram mais elevados (26,9°C - BQ3 a 28,3°C - BQ1) com a maior amplitude (1,4°C) (Tabela 4.2). As médias de temperatura mostraram-se homogêneas ao longo do período de estiagem, com valores entre 25,4°C (BQ1) e 25,6°C (BQ3 e BQ4) (Tabela 4.3). Houve tendência de maiores valores nos pontos da região litorânea do açude (BQ3 e BQ4), associada com sua menor profundidade.









**Tabela 4.3 (continuação) – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e coeficiente de variação de Pearson de parâmetros limnológicos e sanitários em pontos distribuídos na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, na primeira época de estiagem (agosto/02 a janeiro/03).**

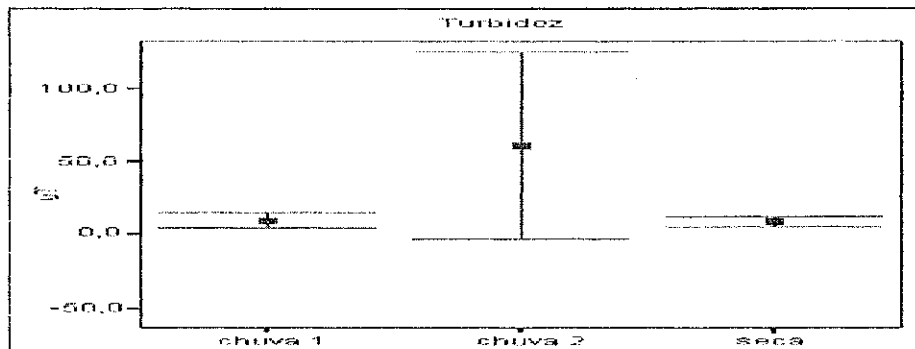
Pontos		HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Alcal (mg/l)	Dur (mg/l)	ST (mg/l)	SS1 (mg/l)	N-nitrosad (mg/l)	N-nitrico (mg/l)	Ptot (mg/l)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	CTermUFC/ 100ml	EFUFC/ 100ml	Cl <sub>a</sub> (ug/l)
BQ1	Média	136	79	136	333	7	1,50	0,37	0,053	0,020	1,4E+02	1,2E+01	2,4
	Mínimo	104	59	110	150	3	0,00	0,00	0,027	0,000	8,0E+00	0,0E+00	0,3
	Máximo	183	105	171	422	10	6,57	0,62	0,082	0,036	4,8E+02	5,0E+01	3,8
	DP	27,5	15,0	28,0	99,7	2,3	2,52	0,27	0,022	0,015	1,9E+02	1,9E+01	1,4
	CV (%)	20,2	19,1	20,6	29,9	34,6	167,3	71,9	42,5	74,4	136,7	152,8	60,0
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
BQ2	Média	110	101	145	372	9	1,77	0,24	0,067	0,024	6,0E+00	2,2E+00	3,3
	Mínimo	55	85	102	292	5	0,00	0,02	0,033	0,004	2,0E+00	0,0E+00	0,0
	Máximo	140	131	240	482	20	6,57	0,39	0,140	0,045	1,6E+01	4,0E+00	7,1
	DP	32,3	17,3	50,4	65,3	5,7	2,44	0,15	0,039	0,017	5,8E+00	2,0E+00	2,4
	CV (%)	29,4	17,0	34,6	17,6	65,5	137,7	62,4	59,0	69,9	96,0	94,2	72,9
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
BQ3	Média	131	82	124	395	26	1,13	0,33	0,073	0,022	2,2E+01	1,0E+01	2,3
	Mínimo	104	50	102	292	2	0,11	0,08	0,040	0,000	6,0E+00	1,0E+00	0,9
	Máximo	159	111	150	606	111	1,60	0,59	0,162	0,045	5,0E+01	4,0E+01	3,1
	DP	21,4	22,2	18,4	114,2	42,1	0,55	0,21	0,045	0,017	1,8E+01	1,6E+01	0,7
	CV (%)	16,3	27,0	14,9	28,9	164,1	49,1	63,0	61,0	76,2	82,4	148,0	31,7
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
BQ4	Média	134	105	143	412	32	1,40	0,43	0,099	0,033	1,1E+02	2,8E+01	4,0
	Mínimo	110	86	107	307	10	0,00	0,08	0,069	0,001	9,0E+00	3,0E+00	1,3
	Máximo	171	133	173	636	60	2,84	0,75	0,162	0,088	2,5E+02	5,2E+01	5,5
	DP	21,5	18,4	26,2	115,1	18,5	1,05	0,30	0,036	0,038	1,0E+02	2,0E+01	1,5
	CV (%)	16,0	17,5	18,4	27,9	57,8	74,9	69,8	36,3	116,3	92,4	69,2	37,5
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
BQ5	Média	116	92	145	338	8	0,02	0,22	0,091	0,018	7,7E+00	8,3E-01	3,4
	Mínimo	73	79	118	274	5	0,00	0,08	0,007	0,004	3,0E+00	0,0E+00	2,5
	Máximo	134	111	189	377	10	0,11	0,39	0,162	0,034	2,0E+01	2,0E+00	4,7
	DP	23,8	11,6	27,8	36,5	1,8	0,04	0,12	0,056	0,012	6,3E+00	9,8E-01	0,8
	CV (%)	20,5	12,6	19,1	10,8	21,0	242,2	56,2	68,7	64,9	81,9	118,0	25,2
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6

#### 4.3.1.2. Transparência e Turbidez

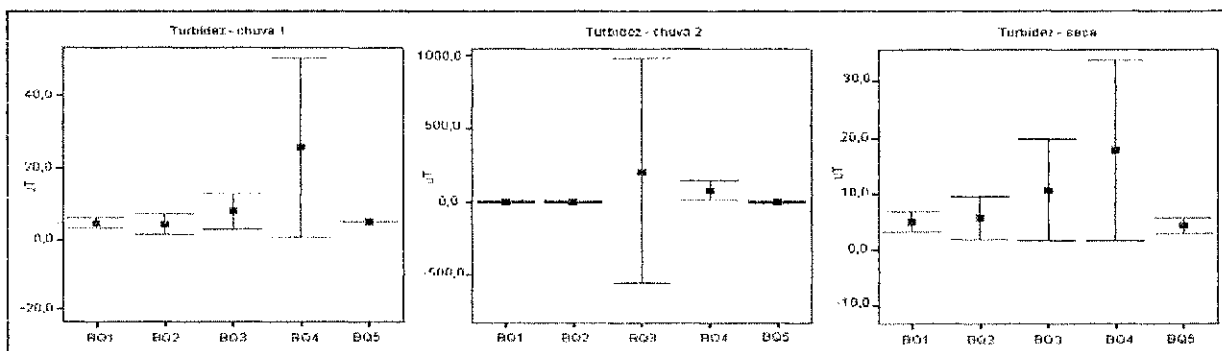
A transparência da água apresentou-se elevada nas duas épocas de chuvas (em torno de 150cm), exceto nos pontos BQ3 ( $\bar{x}$  = 28cm) e BQ4 ( $\bar{x}$  = 40cm), na segunda época chuvosa. Na estiagem, a variação foi de 68cm (BQ4) a 119cm (BQ1) (Tabelas 4.1 a 4.3). Essas alterações foram mais acentuadas na segunda época chuvosa (fevereiro-março/03), correspondendo ao início do período de 2003, transportando material depositado na bacia de drenagem durante a estiagem e produzindo maior impacto nas características qualitativas da água do reservatório, com perda de valores estéticos, refletindo o avanço da ação antrópica no açude de Epitácio Pessoa. Esse impacto foi maior nas regiões sob influência dos principais afluentes (rios Paraíba e Taperoá).

A turbidez apresentou também os maiores valores no segundo período de chuvas e nos pontos das margens, com médias entre 85uT (BQ4) e 210uT (BQ3). Foram verificadas variações significativas entre as épocas ( $F=7,555$ ;  $p=0,001$  – Figura 4.16), e entre os pontos para cada época amostrada ( $F=11,702$ ;  $p=0,001$  – chuva 1;  $F=11,272$ ;  $p=0,010$  – chuva 2;  $F=2,899$ ,  $p=0,042$  – seca – Figura 4.17),

com menores valores médios em BQ1, BQ2 e BQ5 (em torno de 4,0uT) e mais altos em BQ3 (8 – 210uT) e BQ4 (18 – 85uT) (Tabelas 4.1 a 4.3). Essas diferenças significativas estão associadas à localização dos pontos: nas margens com gradientes físicos e químicos acentuados, por serem zonas de transição entre o ecossistema lacustre e o terrestre (ecótono), com influências de ambos (ESTEVEZ, 1998).



**Figura 4.16** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) da turbidez entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.



**Figura 4.17** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de turbidez entre os pontos em cada época de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

#### 4.3.1.3. pH

Foi verificada pequena variação de pH ( $\bar{x}$ =7,2 – BQ4 a 7,9 – BQ1), com os maiores valores médios na estiagem, entre 7,6 (BQ2 e BQ4) e 7,9 (BQ1) (Tabela 4.3). Nas margens (BQ3 e BQ4), houve tendência de valores inferiores, durante os três períodos de estudo. Castelo Branco (1991), encontrou no Lago Paranoá – DF, uma situação semelhante à do açude de Epitácio Pessoa, com diminuição do pH

em dois pontos próximos à desembocadura de rios, e atribuiu esse fenômeno ao carreamento de matéria orgânica em biodegradação com produção de ácidos orgânicos fracos que diminuem o pH.

A pequena variação do pH no açude Epitácio Pessoa pode estar associada à alta alcalinidade e a capacidade de tamponamento associada, que permitem manter um pH mais ou menos estável no sistema.

A elevação dos valores de pH se relacionou com os de Clorofila *a* nos períodos mais quentes (Tabela 4.3). A associação entre maiores valores de temperatura, pH e biomassa fitoplanctônica foi observada por Toledo, Freitas e Ferreira (1988) e Toledo e Hay (1988), no Lago Paranoá - DF, por Barbosa e Tundisi (1989) na Lagoa Carioca - MG, por Ceballos (1995) no reservatório Epitácio Pessoa - PB, por Datsenko (1999) em quatro reservatórios da bacia do Rio Curú - CE e por Tavares (2000) na represa São Salvador - PB, entre outros autores.

Leprum (1983), atribuiu o aumento do pH na seca, nos açudes nordestinos, à concentração de bicarbonatos presentes nas águas do semiárido pela influência dos solos e do intemperismo das rochas.

#### **4.3.1.4. Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

Em todo período de coleta a superfície do açude manteve-se oxigenada, com nível de saturação próxima a 100% (BQ1, BQ2 e BQ5), diminuindo nos pontos BQ3 e BQ4, com nível de saturação em torno de 80% (Tabela 4.4). No primeiro período de chuvas, as concentrações de OD apresentaram percentual médio de saturação entre 80,7% (BQ4) e 98,1% (BQ1) e no segundo entre 77,1% (BQ3) e 98,1% (BQ1). Na estiagem as concentrações médias variaram entre 86,1% (BQ4) e 98,2,1% (BQ1). Provavelmente a localização dos pontos de amostragem em zonas sem proteção dos ventos favoreceu a turbulência e conseqüentemente a aeração, particularmente das camadas superficiais onde foram realizadas as coletas. Um outro fator que pode ter contribuído na oxigenação é o processo fotossintético, mais alto no período de estiagem.

**Tabela 4.4**– Saturação de Oxigênio (%), de pontos distribuídos horizontalmente na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, períodos de chuvas e de estiagem.

Pontos		chuva 1	chuva 2	seca
		% sat	% sat	% sat
BQ1	Média	98,1	98,1	98,2
	Mínimo	91,4	96,9	91,3
	Máximo	102,8	99,0	104,3
BQ2	Média	97,9	97,2	95,0
	Mínimo	90,3	95,9	89,7
	Máximo	102,9	98,3	98,5
BQ3	Média	88,2	77,1	91,9
	Mínimo	81,8	67,6	79,4
	Máximo	92,9	86,5	102,0
BQ4	Média	80,7	81,8	86,1
	Mínimo	70,4	76,6	77,6
	Máximo	88,1	86,8	92,9
BQ5	Média	97,1	96,0	93,4
	Mínimo	89,1	84,3	88,6
	Máximo	102,8	107,6	97,0

Ceballos (1995); Ceballos *et al.* (1997) registraram águas bem oxigenadas neste reservatório com médias entre 7,7 e 9,0mg/l e Lins, König e Ceballos (2002), com valores entre 6,5 e 7,5mg/l, atribuindo-os à ação de mistura pelos ventos e à atividade fotossintética.

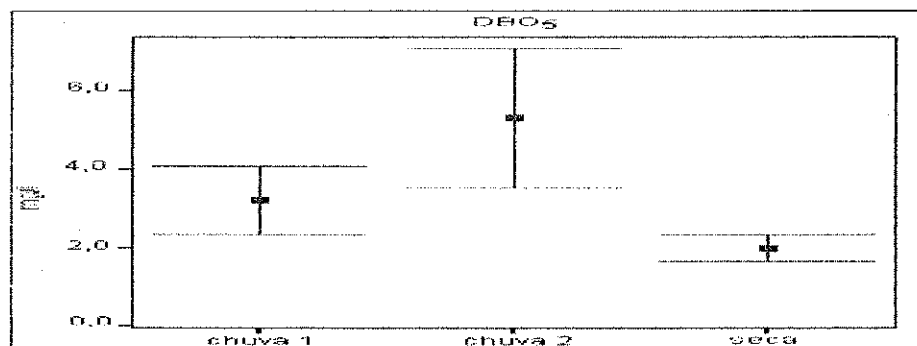
Fontenele e Santaella (2000), no reservatório Pacotí - CE, observaram concentrações de OD de até 10,03mg/l no epilímnio, e atribuiu esta elevada concentração aos ventos e ao processo fotossintético.

Outros pesquisadores também mostraram que o regime de circulação da massa de água é condicionado pela ação dos ventos, a exemplo de Calijuri (1988), nos reservatórios do Lobo e Barra Bonita - SP; Esteves *et al.* (1988), na Lagoa lodada e na Lagoa Imboacica - RJ; Niencheski *et al.* (1988), na Lagoa de Patos - RS e por Huszar, Werneck e Esteves (1994), na lagoa Juparanã – ES. Influenciam no padrão e na facilidade de circulação além da intensidade e tempo de duração dos ventos, o volume, a profundidade do lago e a área de seu espelho d'água (STRASKRABA; TUNDISI, 1999; VON SPERLING, 1999).

A DBO<sub>5</sub> é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida por bactérias para decompor a matéria orgânica sob condições aeróbias em 5 dias a 20°C (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

Neste estudo, os valores médios de DBO<sub>5</sub> foram variáveis (<2 a 8mg/l), com predominância de valores entre e apresentaram diferenças significativas para as três épocas de estudo (F=18,895, p=0,000 – Figura 4.18). As variações temporais se

caracterizaram pelos aumentos nas épocas de chuvas, entre 2mg/l (BQ2) e 5mg/l (BQ4) (chuva 1), e entre 3mg/l (BQ5) e 8mg/l (BQ4) na chuva 2. Durante a estiagem, a DBO<sub>5</sub> foi menor, entre <2mg/l (BQ2 e BQ3) e 3mg/l (BQ5). Os mais altos valores registrados em BQ4 (entrada do rio Taperoá) refletiram o transporte de materiais biodegradáveis pelo rio, associados com as atividades antrópicas nas margens do açude (agricultura irrigada, carcinicultura, entrada de animais).



**Figura 4.18** – Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT2) da DBO<sub>5</sub> entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

Valores mais elevados de DBO<sub>5</sub> nas margens deste açude foram medidos por Ceballos (1995) na época de chuvas (5 e 7mg/l), e foram associados às descargas antropogênicas.

Estudos de Pedrosa (2004) com comunidades de pescadores que residem às margens do reservatório Epitácio Pessoa, evidenciaram que 100% das residências não possuem coleta de esgotos, sendo 60% dos dejetos destinados a fossas secas e 40% lançados a céu aberto, o que indicaria que essas descargas poderiam atingir o açude como poluição difusa, particularmente em zonas de margens onde houve uma acentuada redução da mata ciliar.

#### 4.3.1.5. Condutividade Elétrica (CE) e Principais Cátions e Ânions

Na estiagem foram registrados aumentos de CE (média de 566 $\mu$ mho/cm - BQ1 a 613 $\mu$ mho/cm - BQ3) quando o volume do açude diminuiu em 25,5%. Essa CE expressa os aumentos das espécies iônicas (principalmente Mg<sup>++</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) nas águas do açude. As concentrações de Cl<sup>-</sup>, que eram baixas no período de chuva 1 (final do período de precipitação pluviométrica) foram crescentes desde a estiagem (81mg/l - BQ5 a 121mg/l - BQ2) para o segundo período de chuvas ( $\bar{x}$  = 76mg/l -



BQ3 a 169mg/l – BQ2). Esses resultados são produtos da evaporação na seca, e redução do volume do açude, principais fatores que contribuem com o aumento da salinização (GASTALDINI; PAIVA; PAIVA, 2000). As águas de escoamento superficial lavam a bacia, arrastando os sais, os quais vão se diluindo com o aumento da precipitação pluviométrica e do volume armazenado ao longo do período chuvoso (VON SPERLING, 1999). Também durante as chuvas aumentaram as concentrações médias de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  em alguns pontos. A maior concentração iônica, independente da época de amostragem ocorreu em BQ4, onde deságua o rio Taperoá (Tabelas 4.1 a 4,3).

O aumento das concentrações de sais associado à evaporação em corpos aquáticos do semi-árido nordestino, vem sendo estudado desde a década de 30, destacando-se os trabalhos pioneiros de Wright (1981a e b). Na década de 70 Melo e Chacon (1976) reportaram elevada salinidade nos açudes do Cariri paraibano, como o açude Soledade – PB. Ceballos (1995) e Ceballos *et al.* (1997) fizeram observações semelhantes em diversos corpos aquáticos lânticos paraibanos: Judite, Ligeiro, Lagoa de Roça, Fazenda Corredor, Pia, Epitácio Pessoa, Engenheiro Arcoverde, São Gonçalo, Jatobá, São Mamede, Santa Luzia, Soledade e Malta.

Watanabe, Gadelha e Passerat-de-Silans (1989) estudaram o impacto da geologia dos terrenos e da diminuição da precipitação em açudes de pequeno porte destacando o aumento da salinidade, dureza e alcalinidade no sentido Litoral-Sertão da Paraíba.

Diniz (1995), destacou elevada concentração de  $\text{Cl}^-$  na estiagem em 21 corpos aquáticos, como o açude Judite em Queimadas – PB (126 a 159mg/l) a 28Km do açude Epitácio Pessoa. Na represa São Salvador – Sapé - PB, Tavares (2000) determinou  $\text{Cl}^-$  mais elevados durante a seca (109,4 – 157,6mg/l).

Todos os autores, atribuíram a elevada salinidade desses ambientes à intensa evaporação e a composição dos solos da região.

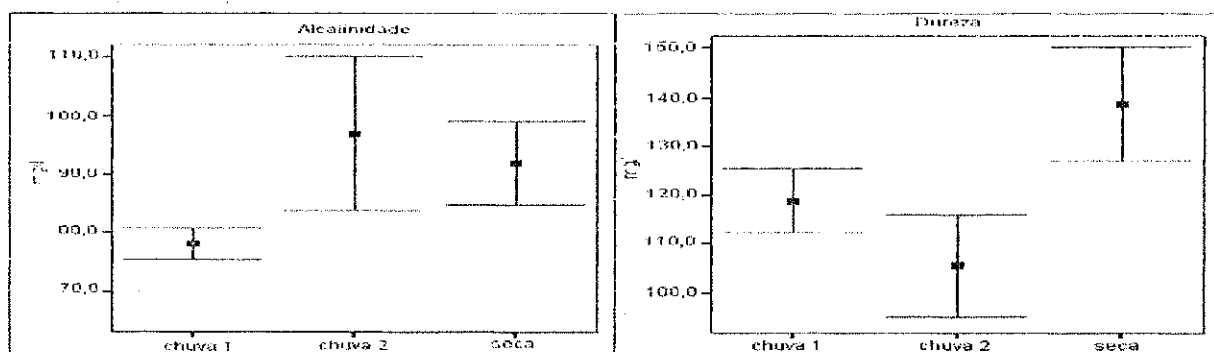
Alguns estudos mostraram que as águas pluviais tanto podem colaborar com a diminuição, como com o aumento da concentração iônica. Fonseca e Salvador (2003), verificaram um aumento da CE nas águas do rio Bonito – SP, com variações de 22,1 - 110,5 mS/cm (seca), para 27,7 - 170,5 mS/cm (chuvas), sugerindo carreamento de sólidos dissolvidos das áreas agrícolas. Rola *et al.* (1990), atribuíram a elevação da CE durante o período de chuvas, ao aporte de substâncias transportadas com o escoamento superficial para dentro do reservatório de Volta

Grande - MG/SP, o que também foi verificado por Camargo e Miyai (1988), no Lago Curuçá - PA, com relação aos cloretos. Estas observações vêm contribuir com as análises dos resultados do presente trabalho.

#### 4.3.1.6. Alcalinidade e Dureza Total

A alcalinidade de uma água é a sua capacidade de neutralização de ácidos. É a medida da propriedade de tamponamento da água. Esta propriedade é normalmente conferida pela presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxido e, menos freqüentemente nas águas interiores, por boratos, silicatos e fosfatos. A dureza depende do conteúdo de sais de cálcio e magnésio, em grande parte combinados com bicarbonato e carbonato (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994; APHA, 1995; ESTEVES, 1998; SILVA; OLIVEIRA, 2001).

Os valores de alcalinidade e dureza mostraram diferenças significativas nos três períodos de amostragem ( $F=5,021$ ,  $p=0,010$  – alcalinidade;  $F=7,858$ ,  $p=0,001$  – dureza – Figura 4.19). A alcalinidade foi mais elevada na segunda época de chuvas (84mg/l – BQ4 a 109mg/l – BQ1) e a dureza na estiagem (124mg/l - BQ3 a 146mg/l - BQ2), associada ao comportamento do  $Mg^{++}$  (Tabelas 4.1 a 4.3).



**Figura 4.19** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) da alcalinidade e dureza entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

Melo e Chacon (1976) verificaram no açude Soledade – PB, elevados valores de alcalinidade (126 a 141mg/l), próximos aos encontrados em Boqueirão, neste trabalho, e detectaram concentrações superiores de dureza total, de até 475mg/l, evidenciando riqueza em cálcio e magnésio. Ceballos (1995), no período de chuvas,

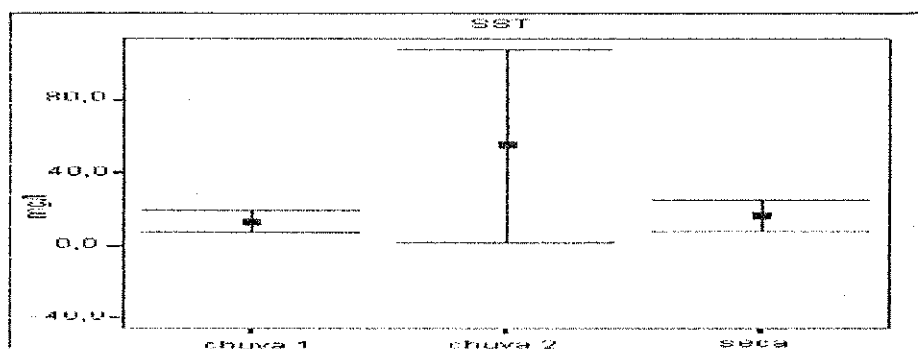
registrou para o açude Epitácio Pessoa valores de alcalinidade semelhantes aos do presente estudo para o mesmo período (140mg/l).

#### 4.3.1.7. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST)

As concentrações médias de ST, em todo período de estudo, variaram entre 216mg/l (BQ3) e 486mg/l (BQ1), com os maiores valores médios no segundo período de chuvas (416mg/l – BQ4 a 486 – BQ1) (Tabela 4.2).

Os valores médios de SST variaram entre 6mg/l (BQ2) e 181mg/l (BQ3), com diferenças significativas entre as três épocas ( $F=5,215$ ,  $p=0,009$  – Figura 4.20), e a igual que os ST, os maiores valores ocorreram na segunda época chuvosa ( $\bar{x}=8$ mg/l – BQ2 a 181mg/l – BQ3), associados à entrada de material carregado com o aumento das chuvas. Os pontos BQ3 (10 a 181mg/l) e BQ4 (32 a 66mg/l), nas margens, apresentaram valores extremos (Tabela 4.3). Resultados semelhantes foram verificados por Lopes-Ferreira (2000) no reservatório de Salto Grande – SP e por Henry, Santos e Camargo (1999), que calcularam que durante as chuvas, entrava no reservatório de Jurumirim – SP, 70% do material particulado proveniente dos rios Paranapanema e Taquari.

Os pontos BQ3 e BQ4, por estarem situados próximos à desembocadura dos rios, estiveram mais sujeitos a fortes flutuações de qualidade estão situados próximos à desembocadura dos rios.



**Figura 4.20** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de SST entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

#### 4.3.1.8. Formas Nitrogenadas e Fosfatadas

A importância das formas de nitrogênio e fósforo na eutrofização de corpos aquáticos tem sido discutida por muitos pesquisadores (FORSBERG, 1981; VOLLENWEIDER, 1981; ESTEVES, 1998; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; ROCHA, 1999b; TUNDISI, 2001).

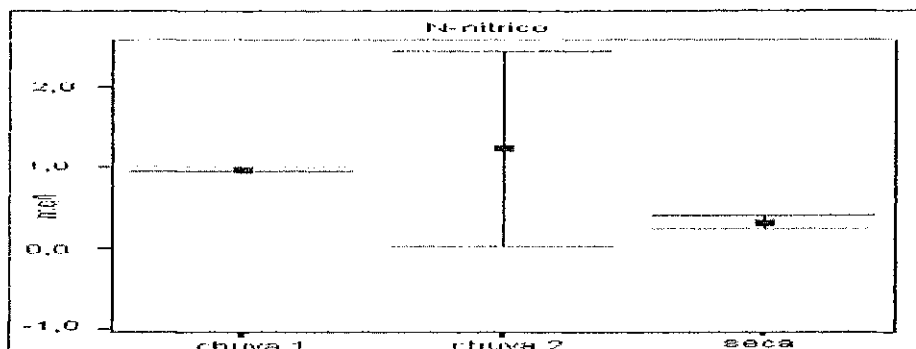
Os nutrientes podem ser de origem natural, provenientes da decomposição da matéria orgânica presentes no corpo aquático ou produtos das ações antropogênicas (desmatamento, pastagem e cultivo extensivo, disposição de dejetos) que aumentam o transporte de nitrogênio e de fósforo do ambiente terrestre para o aquático (SCHAFER, 1985).

No açude Epitácio Pessoa, as variações temporais de N-amoniacoal, em um mesmo ponto ao longo das três épocas de amostragem, e entre os pontos para cada época, não apresentaram diferenças significativas. Nas chuvas variaram entre 0,24 e 1,77mg/l e na estiagem entre 0,02 e 1,77mg/l (Tabela 4.1 a 4.3).

Valores de N-amoniacoal, aproximados aos de Boqueirão, ocorreram na represa São Salvador – Sapé/PB (1,1mg/l), sendo mais elevados na estiagem, pela menor diluição das cargas poluidoras e pelo menor volume acumulado (TAVARES, 2000).

Provavelmente, as áreas agrícolas instaladas próximas ao açude são as causas de entrada de N-amoniacoal. Durante as chuvas os maiores valores (BQ4), apresentam-se associados às contribuições do rio Taperoá e as atividades de carcinicultura, além das descargas difusas de esgotos.

O N-nítrico apresentou variações significativas ( $F=13,695$ ,  $p=0,000$  – Figura 4.21) entres as três épocas estudadas. Os maiores valores ocorreram nas duas épocas de chuvas (Tabela 4.1 a 4.2). As médias de N-nítrico variaram de 0,93mg/l (BQ4) a 1,04mg/l (BQ5) (chuva 1); 0,58mg/l (BQ5) a 3,07mg/l (BQ3) (chuva 2) e 0,22mg/l (BQ5) a 0,43mg/l (BQ4) na estiagem (Tabela 4.3). Pela classificação trófica de Vollenweider (1968) *apud* Esteves, para regiões temperadas, o açude encontra-se entre oligotrófico (seca) e mesotrófico (chuva).



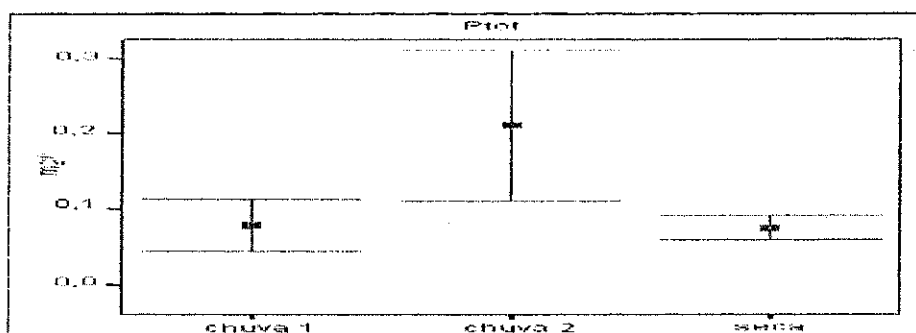
**Figura 4.21** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) do N-nítrico entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

Maier e Tolentino (1988), estudando aspectos climáticos e limnológicos na Bacia do Rio Jacaré - SP, também encontraram teores de N-nítrico mais elevados na estação chuvosa (até 0,35mg/l).

Calijuri (1988), registrou valores de N-nítrico compatíveis aos determinados no Epitácio Pessoa, com máximo de 2,0mg/l (fevereiro/87) e mínimo de 0,59mg/l (julho/86), na represa de Barra Bonita – SP, com pequenas diferenças entre inverno e verão. Resultados semelhantes foram obtidos para Minoti (1999), que detectou valores entre 1,101mg/l (maio/96) e 0,53mg/l (agosto/95), no reservatório de Salto Grande – SP.

A nível mundial, a entrada de fósforo nos corpos aquáticos aumentou de forma notável depois da II grande Guerra Mundial, como consequência do uso crescente de adubos agrícolas e detergentes, e de sua produção industrial (PIEDRAHITA, 2002; ESTEVES, 1998).

O P<sub>tot</sub> teve suas maiores concentrações médias no segundo período de chuvas (0,055mg/l - BQ5 a 0,358mg/l - BQ4), com diferenças significativas entre as épocas de amostragem ( $F=13,695$ ;  $p=0,000$  – Figura 4.22) (Tabelas 4.1 a 4.3).



**Figura 4.22** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de Ptot entre as épocas de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

O  $\text{PO}_4^{3-}$  teve comportamento semelhante ao Ptot, com maiores concentrações médias durante a segunda época de chuvas (0,007mg/l - BQ5 a 0,081mg/l - BQ3) (Tabelas 4.1 a 4.3). Entretanto, não apresentou diferenças significativas entre os pontos e épocas.

Estudos na Bacia do Paraíba revelaram concentrações de Ptot mais elevadas do que às do açude Epitácio Pessoa. König *et al.* (1999), verificaram valores altos nos açudes da região do Alto Paraíba à montante do Epitácio Pessoa: São José (0,95mg/l), Poções (0,66mg/l), Orodongo (6,04mg/l), Lagoa de Cima (0,11mg/l) e Gurjão (0,5mg/l). A Bacia do Paraíba, nas suas três regiões (Alto, Médio e Baixo) e na Sub-bacia do Taperoá, têm alto grau de antropismo e não há medidas mitigadoras dos impactos antropogênicos, havendo desmatamento, criação extensiva de gado, que se refletem sobre os corpos de água. Um outro exemplo, mais visível é Acauã, localizado no Médio Paraíba, à jusante do açude Epitácio Pessoa, que se apresenta eutrofizado, e recebe as cargas de fósforo de toda a bacia. Estudos de Barbosa e Mendes (2004), entre verificaram concentrações extremamente elevadas de Ptot (15,3 – 48,6mg/l) nesse açude, na seca.

Comparando os valores de N-amoniacoal, N-nítrico, Ptot e  $\text{PO}_4^{3-}$  do presente estudo, com os de cerca de 10 anos atrás (CEBALLOS, 1995), verifica-se que o açude Epitácio Pessoa apresenta hoje maiores níveis de trofia (Quadro 4.1).

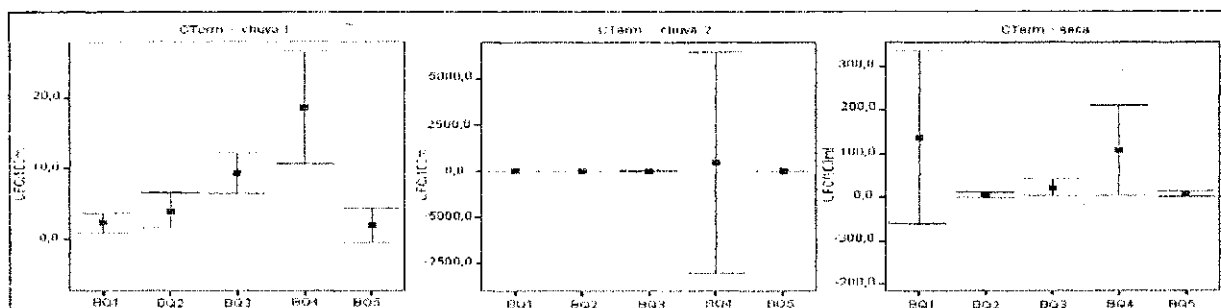
**Quadro 4.1** – Valores Médios de Nutrientes no Açude Epitácio Pessoa – PB nos anos de 1989 a 1991 (CEBALLOS, 1995) e entre 2002 e 2003 (presente estudo).

Parâmetro	Ceballos (1995)	Presente Estudo
	média (mg/l)	média (mg/l)
N-amoniacoal	0,35 – 0,97	0,02 – 1,77
N-nítrico	0,06 – 0,56	0,22 – 3,07
Ptot	0,005 – 0,120	0,053 – 0,358
$\text{PO}_4^{3-}$	0,00 – 0,02	0,005 – 0,081

#### 4.3.1.9. Indicadores Microbiológicos de Poluição Fecal

A avaliação de microrganismos indicadores de contaminação fecal em sistemas aquáticos destinados a usos múltiplos é fundamental para conhecer seu estado sanitário, impor limites de utilização da água bruta e planejar estratégias de manejo e conservação (CEBALLOS, 1995; 2000).

Os CTerm foram mais elevados nos pontos das margens na segunda época de chuvas, sendo BQ4 o local de maior contaminação (Tabela 4.2). Na primeira época chuvosa (Tabela 4.1), as concentrações se situaram entre 2,0 (BQ4) e  $1,9 \times 10^1$  UFC/100ml (BQ4), com diferenças significativas entre os pontos ( $F=52,762$ ,  $p=0,000$  – Figura 4.23). As concentrações de CTerm foram mais altas no segundo período com variação média entre 6,5 (BQ1 e BQ5) e  $4,8 \times 10^3$  UFC/100ml (BQ4). Na estiagem (Tabela 4.3), as médias foram mais baixas (6,0 - BQ2 a  $1,4 \times 10^2$  UFC/100ml - BQ1). Comportamento semelhante exibiram os EF, embora com concentrações inferiores (0,0 - BQ2 a  $3,0 \times 10^3$  UFC/100ml - BQ4).



**Figura 4.23** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de CTerm entre os pontos em cada época de amostragem no açude Epitácio Pessoa – PB.

Os menores valores de CTerm durante a estiagem podem estar associados ao efeito bactericida da luz solar, mais intenso nesta época. Esse fenômeno vem sendo estudado há bastante tempo por Stanier, Aldelberg e Ingraham (1979) que observaram o efeito sinérgico da luz solar com o oxigênio e pH sobre o decaimento bacteriano, pela produção de radicais livres e superóxidos. As bactérias possuem enzimas que reagem com oxigênio e produzem compostos tóxicos como produto final. Essa toxicidade do oxigênio molecular é realçada pela exposição das células bacterianas à luz solar ( $\lambda > 320\mu\text{m}$ ), com efeito letal sobre os microrganismos (WHITHELAND; CODD, 1986).

O efeito bactericida sinérgico da luz solar com a salinidade foi estudado inicialmente por Fujioka *et al.* (1981) e Kapucinsky e Mitchell (1981), em experimentos com água do mar. A salinidade afeta a pressão osmótica de células não adaptadas (BROOK *et al.*, 1994).

Os estudos de Parhard e Rao (1974), observaram que pH em torno de 9,0, obtido naturalmente pela atividade fotossintética ou artificialmente com álcalis, produzem decaimento acentuado de *E. coli*.

Mais recentemente, Curtis e Mara (1994) avaliaram o efeito da luz solar na morte de CTerm em lagoas de estabilização no Nordeste do Brasil. Nesses estudos, as reações fotoquímicas, mediadas por moléculas sensibilizadoras (*quenchers*), presentes na água (clorofila *a* e ácidos húmicos) e no interior dos microrganismos (componentes de ácidos nucleicos), produzem formas tóxicas de oxigênio (radicais livres e superóxidos) que, combinados com elevado pH e/ou salinidade, alteram a membrana citoplasmática, causando a morte celular.

Considerando que as lagoas de estabilização são ambientes lênticos hipereutróficos, o mecanismo bactericida usado por estes autores, pode ser aplicado também nos açudes estudados.

#### 4.3.1.10. Clorofila *a* (Cl *a*)

As algas e as cianobactérias constituem grupos importantes nos estudos hidrobiológicos, como produtoras de oxigênio, responsáveis pelo sombreamento de grandes áreas do espelho d'água, podendo comprometer a qualidade da água e a vida aquática (JARDIM; FONSECA; VIANA, 2000). A determinação da clorofila *a* fornece informações sobre a produtividade do ecossistema ao se relacionar com a biomassa fitoplanctônica, sendo uma medida aproximada desta (REYNOLDS, 1984; BRANCO, 1986).

As concentrações de clorofila *a* apresentaram-se baixas nas chuvas e na seca (Tabelas 4.1b a 4.3b), com tendência de valores mais elevados nesta última (2,3µg/l - BQ3 a 4,0µg/l - BQ4). O incremento da biomassa fitoplanctônica no período de estiagem está associado às temperaturas mais altas e à disponibilidade de luz (CALIJURI, 1988). No primeiro período chuvoso, as concentrações médias foram de 1,4µg/l (BQ5) a 2,1µg/l (BQ3 e BQ4) e no segundo entre 0,6µg/l (BQ1) e 3,0µg/l (BQ2). As maiores concentrações ocorreram nos pontos de margens (BQ3 e



BQ4), devido à estagnação da água nesta área rica em nutrientes, e pela entrada de algas e cianobactérias com os tributários dos rios (BEYRUTH, 1993).

Lins, König e Ceballos (2002) observaram concentrações semelhantes de clorofila *a* neste reservatório entre os anos de 2001 e 2002 (entre 1,4 e 3,2µg/l). Neste estudo, as cianobactérias predominaram em número, havendo gêneros potencialmente produtores de cianotoxinas (*Cylindrospermopsis*).

Na Bacia do Médio Paraíba, Mendes *et al.* (2003), analisaram a biomassa e composição da comunidade fitoplanctônica da barragem de Acauã - PB, e diagnosticaram altas concentrações de biomassa algal, denunciando os elevados níveis de eutrofização. A presença de *Cylindrospermopsis sp* é um fator de preocupação à saúde do consumidor.

Em outros açudes nordestinos têm sido observado a presença de cianobactérias. Costa, Araújo e Chellappa (2001) e Costa *et al.* (2001), verificaram um nível trófico entre eutrófico e hipereutrófico e a ocorrência de microcistinas na barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves – RN. A variação sazonal do fitoplâncton foi analisada em três reservatórios da bacia Terra Nova (semi-árido Pernambucano), onde foi verificado que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi muito freqüente nos reservatórios em ambos período climáticos, podendo promover problemas de saúde associadas às toxinas liberadas por essa espécie de alga (MOURA; FALCÃO, 2001).

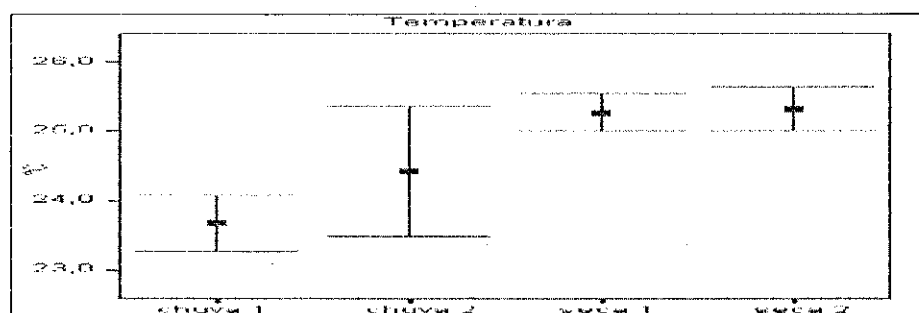
Portanto, mesmo que o presente estudo mostre baixos valores de clorofila *a*, a presença de cianobactérias no açude Epitácio Pessoa indica a necessidade de monitoramento quanti-qualitativo para ações definidas na Portaria nº 518 de 25/03/2004, que estabelece freqüência mensal no ponto de captação, quando o número de cianobactérias for inferior a 10.000 células/ml (ou 1mm<sup>3</sup>/l de biovolume), ou semanal quando exceder este valor (BRASIL, 2004).

#### **4.3.2. Açude Bodocongó**

##### **4.3.2.1. Temperatura da água**

A temperatura média da água foi mais alta na seca (Tabelas 4.5 a 4.8). Nos pontos de superfície oscilou entre 23,5°C (BD4) e 23,8°C (BD2) (chuva 1); 24,2°C

(BD2) e 24,6°C (BD3) (chuva 2); 25,2°C (BD2) e 25,4°C (BD3) (seca 1); 25,1°C (BD4) e 25,5°C (BD1) (seca 2). Apesar da baixa amplitude de variação (2,0°C) entre as quatro épocas de amostragem, as diferenças temporais foram significativas ( $F=6,866$ ;  $p=0,000$  – Figura 4.24) e maiores do que as registradas entre os pontos numa mesma época. Segundo Wetzel (1981), as águas superficiais podem arrefecer durante breves alterações das condições meteorológicas tal como as descidas sazonais da temperatura do ar.



**Figura 4.24** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de temperatura entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

Amplitudes térmicas próximas às deste trabalho, foram observadas por Wright (1981c), Ceballos (1995) e Abílio (2002) neste mesmo açude (em torno de 5,0°C); por Diniz (1995) em corpos lênticos temporários paraibanos (3,0°C); por Tavares (2000) na represa São Salvador-PB (3,0°C); por Barbosa (2002) no açude Taperoá II – PB (2,2°C); por Costa, Araújo e Chellappa (1998) na Barragem Eng<sup>o</sup> Armando Ribeiro Gonçalves - RN (1,5°C); por Bouvy, Barros-Franca e Carmouze (1998) em sete açudes pernambucanos (6,3°C). Esses resultados indicam que variações de temperatura da ordem de 2 a 5°C são freqüentes nos corpos lênticos do Nordeste.









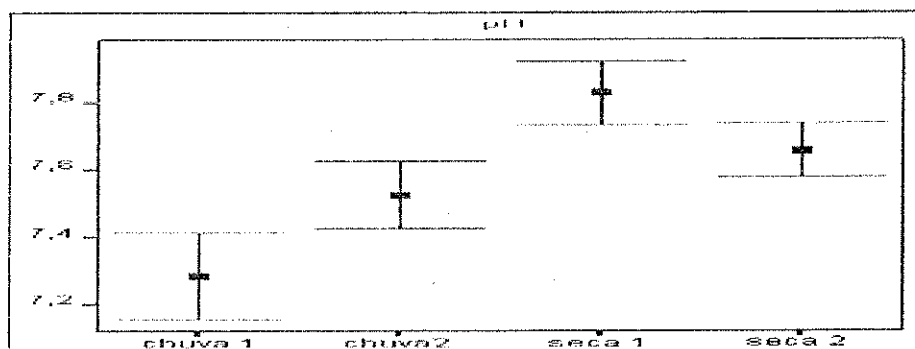
#### 4.3.2.2. Transparência e Turbidez

A transparência da água apresentou-se relativamente alta ( $\bar{x}$ =94 a 143cm), sem diferenças acentuadas entre os pontos de coleta. Os valores médios de turbidez variaram entre 2 e 10UT, mais elevados no período chuvoso. Na primeira época de chuvas foram registrados valores mais baixos de transparência ( $\bar{x}$ =94cm – BD2 a 126cm – BD4) e mais altos de turbidez (7uT – BD2 a 10uT – BD3) (Tabelas 4.5 a 4.8). Valores baixos de transparência e altos de turbidez no período chuvoso, estão associados com a entrada de material, à perturbação da coluna d'água e conseqüente resuspensão do sedimento.

Valores relativamente baixos de turbidez no açude de Bodocongó podem ser atribuídos à maior velocidade de sedimentação, devido às elevadas temperaturas durante grande parte do ano associadas com a diminuição da viscosidade (ESTEVEES, 1998). Também está relacionada com o efeito de filtro das macrófitas, que retêm material em suspensão nas suas raízes, como observado por Manfrinato (1989), ao analisar a capacidade de fitodepuração de plantas aquáticas no rio Piracicaba – SP.

#### 4.3.2.3. pH

O aumento da temperatura na estiagem acelera a cinética das reações fotossintéticas, as quais deslocam o pH para valores mais básicos (TALLING, 1957; MARGALEF, 1983). Isto ficou evidente no açude Bodocongó: os maiores valores de pH ocorreram nos meses quentes ( $\bar{x}$  = 7,6 a 7,9), quando houve maior concentração de Clorofila *a*. Dentro de uma mesma época, não foram verificadas diferenças acentuadas de pH entre os pontos e entre as diferentes épocas ( $F=21,189$ ;  $p=0,000$  – Figura 4.25). Durante as chuvas, os valores médios de pH diminuíram para 7,1 a 7,7 (Tabelas 4.5 a 4.8). Ceballos (1995), atribuiu a diminuição do pH na época chuvosa, à diluição dos carbonatos e bicarbonatos e introdução de  $CO_2$  atmosférico com águas de chuvas, acidificando levemente a água. O  $CO_2$  na água combina-se com a molécula da água, gerando o ácido carbônico ( $H_2CO_3$ ), que diminui o pH (ESTEVEES, 1998).



**Figura 4.25** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de pH entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

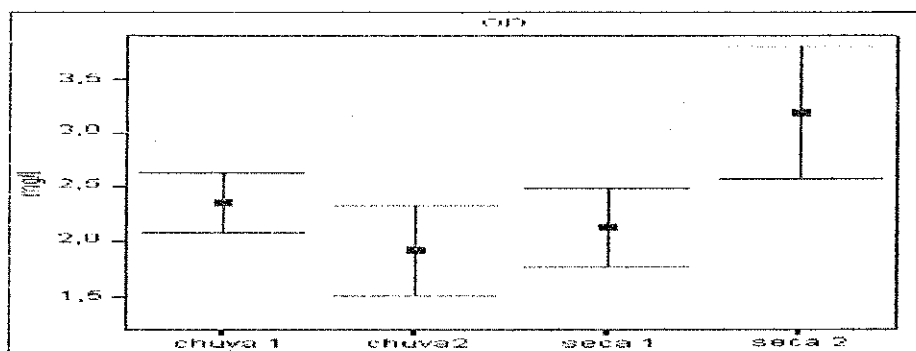
#### 4.3.2.4. Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

Foram registrados baixos valores de OD (1,6 a 4,2mg/l), com variações significativas entre as quatro épocas ( $F=6,876$ ;  $p=0,000$  – Figura 4.26) e maiores valores na segunda estiagem (2,1 - BD2 a 4,2 mg/l - BD4) (Tabelas 4.5 a 4.9). Houve tendência de maiores concentrações em BD4 (próximo às macrófitas) e menores em BD2 (próximo às descargas de efluentes). Na Tabela 4.9 observa-se um percentual médio de saturação de OD (entre 20,6% e 54,8%). Neste mesmo reservatório, Abílio (2002) determinou percentuais próximos aos deste estudo. Já Ceballos (1995), determinou percentuais mais elevados entre 1990 e 1991 (52,5 e 120,5%), indicando uma evolução da poluição neste corpo aquático ao longo do tempo.

**Tabela 4.9**– Saturação de Oxigênio (%), de pontos distribuídos horizontalmente na superfície do açude Epitácio Pessoa – PB, períodos de chuvas e de estiagem.

Pontos		chuva 1	chuva 2	seca 1	seca 2
		% sat	% sat	% sat	% sat
BD1	Média	32.2	25.5	28.3	32.5
	Mínimo	22.4	10.5	2.4	25.4
	Máximo	39.1	35.7	49.8	39.7
BD2	Média	31.1	20.6	24.0	26.9
	Mínimo	26.1	5.6	9.7	18.9
	Máximo	37.8	31.0	28.9	34.9
BD3	Média	30.0	25.0	28.4	50.4
	Mínimo	22.4	11.1	9.7	38.7
	Máximo	38.8	51.5	39.5	60.8
BD4	Média	26.1	29.3	28.9	54.8
	Mínimo	13.6	16.5	11.1	50.4
	Máximo	32.0	46.1	39.5	65.6

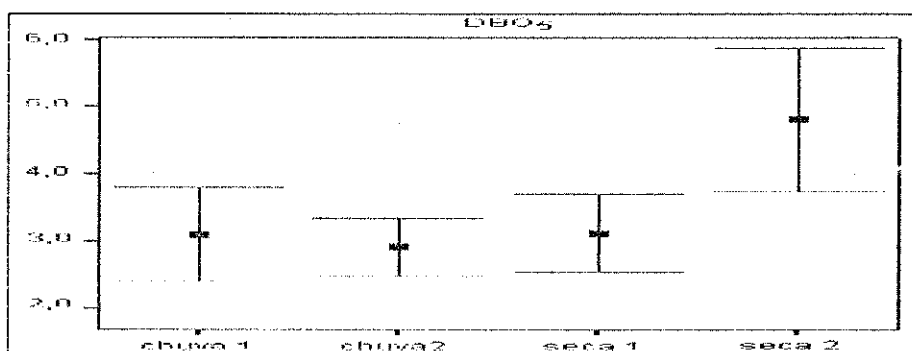




**Figura 4.26** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de OD entre as épocas de amostragem no açude Bodocongô – PB.

Um forte fator de diminuição de OD na água é a biodegradação de matéria orgânica. Embora a  $DBO_5$  tenha sido baixa ( $\bar{x} = 2$  a  $5\text{mg/l}$ ), houve um consumo de OD e os baixos valores de  $DBO_5$  observados podem ser conseqüências dessas altas taxas de biodegradação com as elevadas temperaturas que acentua o metabolismo dos microrganismos (CASTELO BRANCO, 1991). Pela regra de Van T'Hoff, a elevação da temperatura em  $10^\circ\text{C}$  pode duplicar ou triplicar a velocidade das reações (ESTEVES, 1998). Em lagos tropicais, onde a temperatura é geralmente maior que  $20^\circ\text{C}$ , ativos processos metabólicos ocorrem durante o ano todo, com velocidade 4 a 9 vezes superior aos lagos temperados (RUTTNER, 1963 *apud* SCHAFFER, 1985).

As variações de  $DBO_5$  embora baixas, foram significativas entre as quatro épocas ( $F=6,499$ ;  $p=0,001$  – Figura 4.27), com aumentos na maioria dos pontos na segunda estiagem ( $\bar{x} = 4\text{ mg/l}$  – BD3 a  $5\text{mg/l}$  – BD2). Ceballos (1995), nesse mesmo açude, verificou heterogeneidade espacial e temporal, sendo que os pontos de descarga contínua de esgotos apresentaram as maiores concentrações dos valores de  $DBO_5$  ( $5,0$  a  $8,0\text{mg/l}$ ).

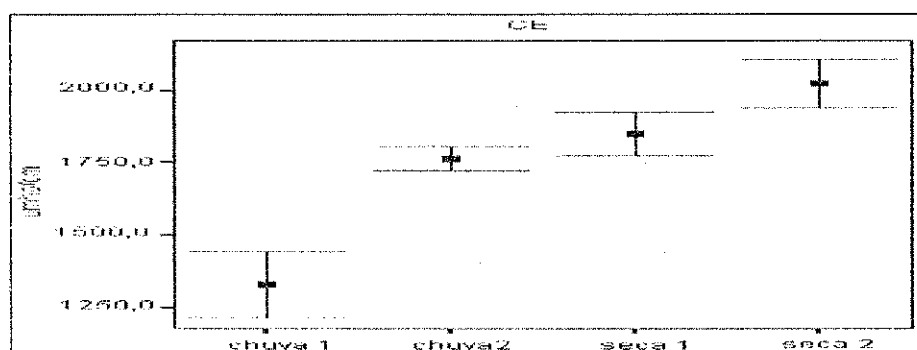


**Figura 4.27** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de  $DBO_5$  entre as épocas de amostragem no açude Bodocongô – PB.

#### 4.3.2.5. Condutividade Elétrica (CE) e Principais Cátions e Ânions

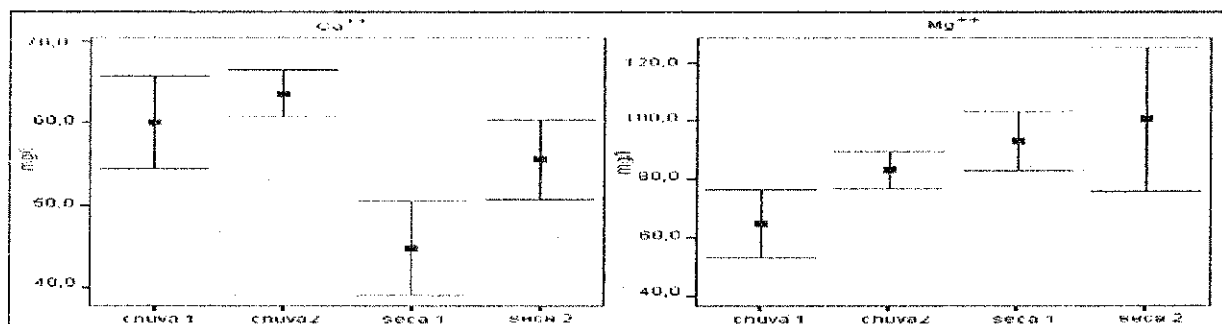
As condições climáticas da estiagem revelaram temperatura do ar de 24,0°C na bacia do açude de Bodocongó, alta insolação (8,5h), e baixa precipitação pluviométrica (cerca de 160mm), que contribuiu com o aumento das perdas por evaporação (800mm) (EMBRAPA ALGODÃO), provocando perdas hídricas consideráveis nos volumes acumulados. No açude Bodocongó, os altos valores de CE,  $Mg^{++}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Cl^-$  e  $HCO_3^-$  na estiagem podem estar associados ao efeito dessa intensa evaporação. No entanto, as concentrações de  $Ca^{++}$  foram mais elevadas nas chuvas (54mg/l a 65 mg/l).

A CE, em todo período de estudo se caracterizou pelos elevados valores médios, que foram crescentes ao longo de 2001 (próximos de 1300 $\mu$ mho/cm) e em 2002 atingiram 2000 $\mu$ mho/cm (Tabelas 4.5 a 4.8). As variações de CE para as diferentes épocas foram altamente significativas ( $F=55,616$ ,  $p=0,000$  – Figura 4.28), aumentando nos períodos de estiagem de 1828 $\mu$ mho/cm para 2037 $\mu$ mho/cm.



**Figura 4.28** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de CE entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

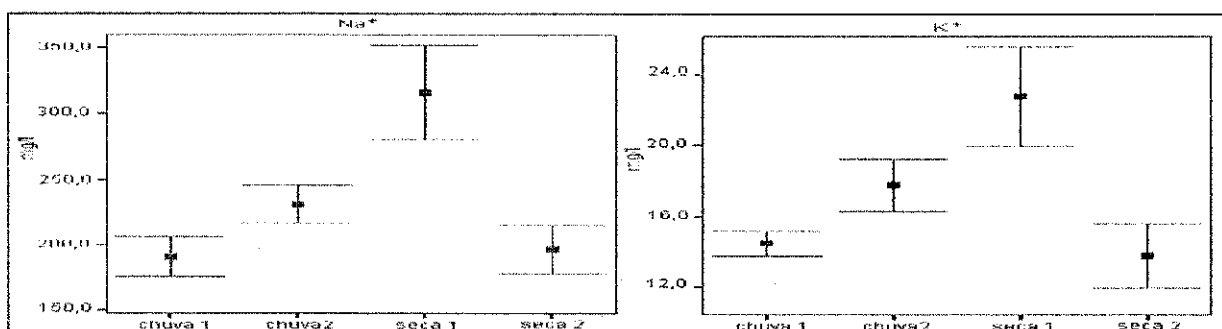
As concentrações médias de  $Ca^{++}$  oscilaram entre 43 e 65mg/l, com variações significativas entre as épocas ( $F=13,558$ ,  $p=0,000$  – Figura 4.29), e mais elevadas nas duas épocas de chuvas (54 - BD4 a 65 mg/l -BD2 - chuva 1; 61 - BD2 a 65 mg/l BD1e BD4 - chuva 2). Não foram verificadas variações acentuadas nos pontos dentro de uma mesma época de amostragem. O  $Mg^{++}$  apresentou valores médios entre 57 e 133mg/l com pequenas variações entre os pontos, com diferenças significativas entre as épocas ( $F=5,735$ ;  $p=0,001$  – Figura 4.29), sendo mais elevadas na estiagem (Tabelas 4.5 a 4.8).



**Figura 4.29** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de Ca<sup>++</sup> e Mg<sup>++</sup> entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

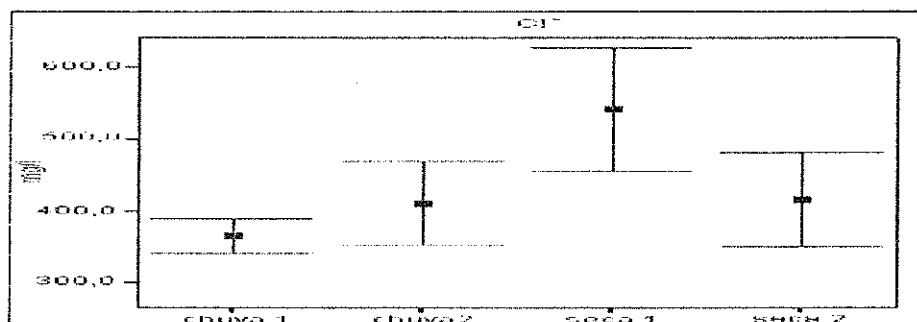
Ao longo do período investigado, a média de Na<sup>+</sup> foi de 174 a 336mg/l (Tabelas 4.5 a 4.8). As variações temporais foram acentuadas ( $F=24,998$ ,  $p=0,000$  – Figura 4.30) sendo mais elevadas no primeiro período de estiagem (307mg/l – BD2 a 336mg/l – BD3).

As concentrações médias de K<sup>+</sup> variaram entre 13 e 26mg/l, e apresentaram baixas oscilações entre os pontos numa mesma época climática, elevando-se significativamente entre as diferentes épocas ( $F=18,862$ ;  $p=0,000$  – Figura 4.30). Semelhante ao Na<sup>+</sup>, os maiores valores médios de K<sup>+</sup> ocorreram no primeiro período de seca, variando de 22mg/l (BD1, BD2 e BD4) a 26mg/l (BD3).



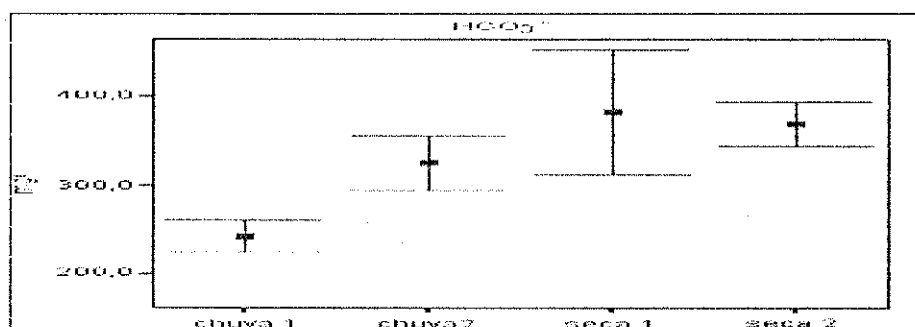
**Figura 4.30** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

Nos quatro períodos de estudo, os valores médios de Cl<sup>-</sup> variaram entre 331 e 549mg/l, com diferenças significativas entre as épocas de amostragem ( $F=6,173$ ,  $p=0,001$  – Figura 4.31). Os maiores valores médios ocorreram na primeira estiagem (530mg/l – BD2 a 549 – BD1) (Tabela 4.7). Wright (1981a, b), verificou no açude Bodocongó concentrações de Cl<sup>-</sup> de 2100 mg/l na seca de 1932; os valores decresceram em um terço (720 mg/l) nas chuvas desse ano.



**Figura 4.31** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de  $\text{Cl}^-$  entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

As concentrações médias de  $\text{HCO}_3^-$ , entre 229 e 405mg/l (Tabelas 4.5 a 4.8), tiveram variações significativas ao longo das épocas ( $F=7,959$ ;  $p=0,000$  - Figura 4.32). Nas épocas de seca foram verificadas as maiores concentrações médias (352 a 405mg/l).



**Figura 4.32** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de  $\text{HCO}_3^-$  entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

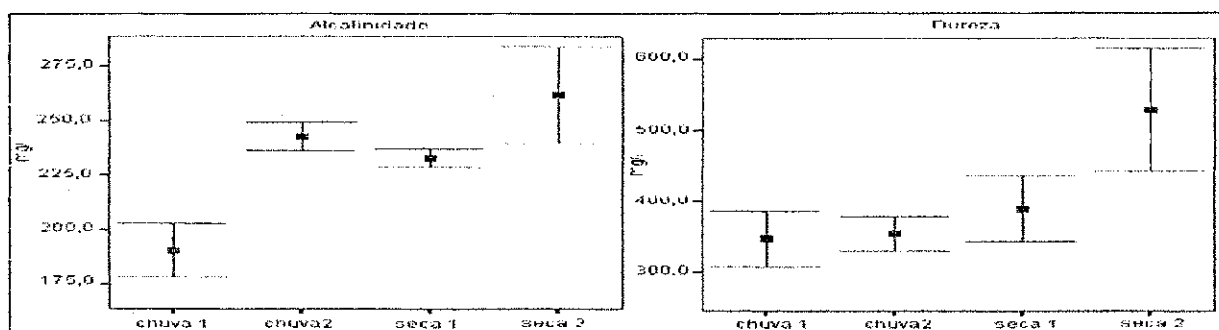
Valores semelhantes de CE ( $1440\mu\text{mho/cm}$ ),  $\text{Ca}^{++}$  ( $50\text{mg/l}$ ),  $\text{Mg}^{++}$  ( $53\text{mg/l}$ ),  $\text{Na}^+$  ( $160\text{mg/l}$ ),  $\text{K}^+$  ( $14,2\text{mg/l}$ ) e  $\text{Cl}^-$  ( $418\text{mg/l}$ ) foram observados por Silva e Alexandre (2003) no açude Castro - CE, sugerindo valores próximos para açudes nordestinos.

Várias pesquisas na região Nordeste, mostraram valores altos de CE. Bouvy, Barros-Franca e Carmouze (1998), verificaram em sete açudes pernambucanos, condutividade elétrica entre 505 e  $2500\mu\text{mho/cm}$ , sendo o valor máximo registrado no açude Saco I. Esses valores elevados limitam o abastecimento doméstico e a irrigação.

#### 4.3.2.6. Alcalinidade e Dureza Total

A alcalinidade teve valores médios entre 184mg/l e 277mg/l, e mostrou diferenças significativas entre as épocas ( $F=29,506$ ,  $p=0,000$  - Figura 4.33), com maiores concentrações médias no segundo período de estiagem (230mg/l – BD3 e 277mg/l –BD2) (Tabelas 4.5 a 4.8). Comparando-se os valores de pH com os de alcalinidade, verifica-se maiores valores durante as secas, conferindo uma maior capacidade de tamponamento as suas águas nesse período (ESTEVEES *et al*, 1988).

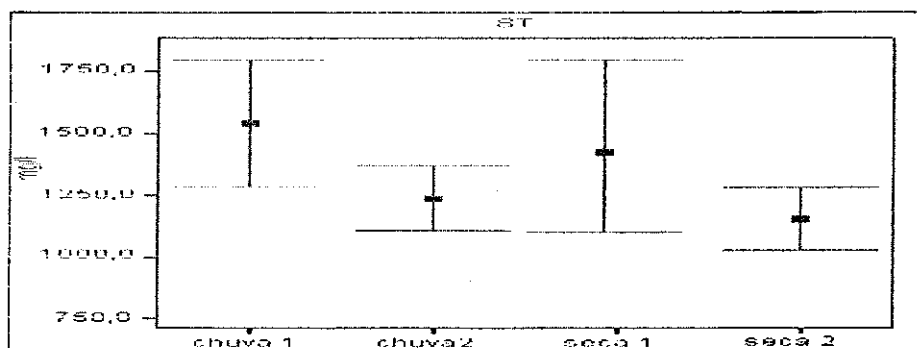
As concentrações médias de dureza oscilaram entre 330 mg/l (BD1) e 362mg/l (BD4) no primeiro período chuvoso; 340mg/l (BD3) e 388mg/l (BD2) no segundo período de chuvas; 370mg/l (BD1) e 438mg/l (BD2) na primeira estiagem e entre 507mg/l (BD3) e 568mg/l (BD2). As variações foram significativas entre os períodos de coleta ( $F=5,285$ ;  $p=0,000$  - Figura 4.33), com tendência de aumento na segunda época de estiagem, em particular em BD2.



**Figura 4.33** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de alcalinidade e dureza entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

#### 4.3.2.7. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os valores médios de ST variaram entre 1054 e 1782 mg/l (Tabelas 4.5 a 4.8, Figura 4.34). Os valores médios mais altos ocorreram no primeiro período de chuvas, no ponto BD2. Os SST tiveram comportamento semelhante, oscilando entre 10 e 45mg/l, com maiores valores médios no primeiro período de chuvas (14mg/l – BD3 a 45mg/l – BD2) (Tabelas 4.5 a 4.8). Os maiores valores ocorreram em BD2.



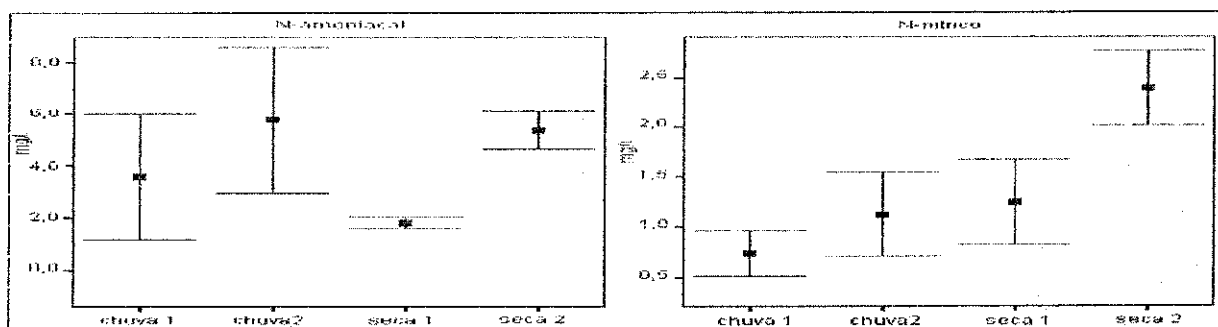
**Figura 4.34** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de ST entre as épocas de amostragem no açude Bodocongó – PB.

A principal causa dos aumentos de ST e SST no açude de Bodocongó foi o lançamento de esgotos domésticos de bairros próximos e à descarga de córregos que atravessam áreas urbanas sem saneamento. O deflúvio superficial urbano, com as chuvas, arrastou os materiais acumulados em valas e bueiros.

#### 4.3.2.8. Formas Nitrogenadas e Fosfatadas

A distribuição do N-amoniaco nas águas doces varia regional e espacialmente, dependendo do nível de produtividade e do grau de poluição orgânica dessas águas (SCHAFER, 1985; WETZEL, 1981). No açude de Bodocongó, os valores médios de N-amoniaco foram elevados (1,71 a 7,09mg/l) com variações significativas entre as épocas ( $F=3,761$ ,  $p=0,014$  – Figura 4.35), e mais elevadas durante as chuvas.

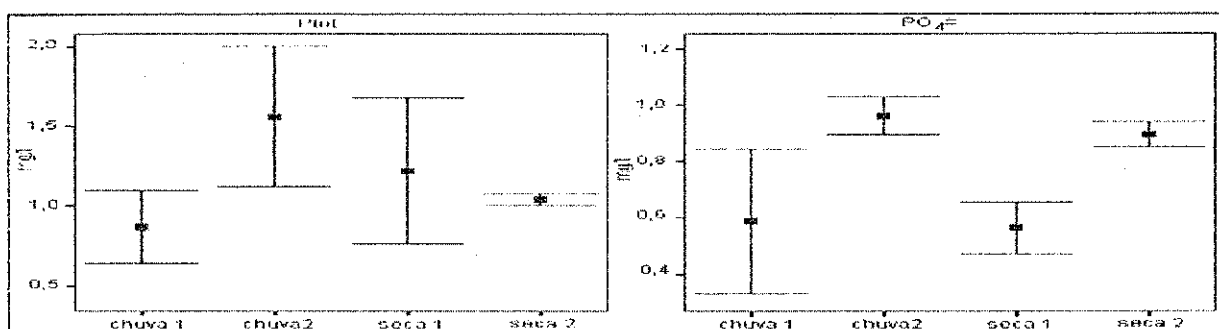
As concentrações médias de N-nítrico, variaram entre 0,52 e 2,54mg/l, apresentando diferenças significativas entre as épocas de amostragem ( $F=12,128$ ,  $p=0,000$  - Figura 4.35). Os maiores valores médios ocorreram na segunda época seca (2,27mg/l - BD3 a 2,54mg/l -BD4) (Tabelas 4.5 a 4.8).



**Figura 4.35** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de N-amoniacoal e N-nitrico entre as épocas de amostragem no açude Bodocongô – PB.

As variações temporais de  $P_{tot}$  ( $\bar{x}=0,72$  a  $2,11\text{mg/l}$ ) foram superiores as ocorridas dentro de uma mesma época ( $F=2,724$ ,  $p=0,050$  - Figura 4.36), com maiores concentrações médias no segundo período de chuvas ( $1,07\text{mg/l}$  – BD4 a  $2,11\text{mg/l}$  – BD1) (Tabelas 4.5 a 4.8).

Os valores médios de  $PO_4^{3-}$  ( $0,53$  a  $0,96\text{mg/l}$ ), tiveram variações significativas entre as épocas de amostragem, ( $F=9,976$ ,  $p=0,000$  - Figura 4.36), registrando maiores valores médios na segunda época de chuvas ( $0,95\text{mg/l}$  – BD1 e BD4 a  $0,96\text{mg/l}$  – BD2 e BD3).



**Figura 4.36** – Médias e limites de confiança de 95% (método GT2) de  $P_{tot}$  e  $PO_4^{3-}$  entre as épocas de amostragem no açude Bodocongô – PB.

Comparando os resultados deste estudo com os obtidos por Ceballos (1995) e Abílio (2002), observa-se que, ao longo dos anos, a entrada de nutrientes tornou-se mais acentuada, indicando que o processo de eutrofização no açude de Bodocongô vem sendo intensificado, como resultado do aumento acelerado da entrada de nitrogênio e fósforo no sistema, associada com o maior aporte de esgotos.

**Quadro 4.2** – Valores médios de Nutrientes no Açude de Bodocongô – PB nos anos de 1989 a 1991 (CEBALLOS, 1995), de 1998 a 1999 (ABÍLIO, 2002) e entre 2001 e 2002 (presente estudo).

Parâmetro	Ceballos (1995)	Abílio (2002)	Presente Estudo
	média (mg/l)	média (mg/l)	média (mg/l)
N-amoniacal	1,08 – 11,92	0,20 – 1,40	1,71 – 7,09
N-nitrico	0,22 – 1,11	0,25 – 2,5	0,52 – 2,54
Ptot	0,04 – 0,84	0,70 – 1,0	0,72 – 2,11
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,01 – 0,79	-	0,53 – 0,96

Segundo Minoti (1999) e Tundisi (2001) o sedimento, por estocar grandes quantidades de matéria orgânica é capaz de sustentar condições eutróficas por longos períodos, mesmo após a redução das cargas externas. No açude de Bodocongô, as entradas de nutrientes por escoamento superficial e as descargas de águas residuárias podem ter contribuído com o aumento das concentrações de espécies químicas no sedimento, gerando uma fonte contínua de nutrientes.

Concentrações elevadas de N-amoniacal, e aproximadas às de Bodocongô, foram observadas por Castelo-Branco (1991) no Lago Paranoá - DF (valores máximos de 7,6mg/l), que se apresentava eutrófico e com extensas florações de algas. Paz *et al.* (2001), registraram concentrações de N-nitrico, semelhantes em quatro açudes da bacia do Rio Taperoá/PB. Estes ambientes apresentaram heterogeneidade espacial e temporal, com elevação das concentrações de N-nitrico (0,255 -2,856mg/l), com o prolongamento da estiagem.

#### 4.3.2.9. Indicadores Microbiológicos de Poluição Fecal

As variações médias de CTerm foram elevadas neste açude e não apresentaram variações acentuadas ao longo das épocas, variando entre  $4,1 \times 10^3$  e  $9,3 \times 10^4$  UFC/100ml. Houve tendência de maiores concentrações médias no segundo período de chuvas ( $1,1 \times 10^4$  UFC/100ml – BD1 a  $9,3 \times 10^4$  UFC/100ml – BD2). O ponto BD2 mostrou valores mais altos de CTerm para a maioria das épocas. Os valores médios de EF situaram-se entre  $6,8 \times 10^2$  UFC/100ml e  $8,6 \times 10^3$  UFC/100ml, com valores relativamente mais elevados nas épocas chuvosas ( $1,0 \times 10^3$  UFC/100ml – BD4 a  $8,6 \times 10^3$  UFC/100ml – BD2) (Tabelas 4.5 a 4.8).

Os valores deste estudo mostraram um padrão de comportamento, com relação aos CTerm, superiores aos encontrados por Ceballos (1995) há 10 anos atrás, no mesmo açude (CTerm:  $5,0 \times 10^2$  -  $6,0 \times 10^4$  UFC/100ml; EF:  $4,0 \times 10^1$  -



$5,0 \times 10^4$  UFC/100ml), revelando o aumento da contaminação deste ambiente ao longo dos anos, pela entrada constante de esgotos.

A problemática de falta de saneamento básico nas cidades tem sido enfrentada por diversos corpos aquáticos do Nordeste brasileiro. Estudos de Gomes *et al.* (2000), na Lagoa de Messejana – CE, mostraram CTerm:  $2 \times 10^2$  –  $1,5 \times 10^3$  UFC/100ml.

#### 4.3. 2.10. Clorofila a (Cl a)

As concentrações médias de Cl a variaram entre 2,5 µg/l (BD2) e 3,0 µg/l (BD4) (chuva 1), entre 0,9 µg/l (BD2) e 5,7 µg/l (BD1) (chuva 2), entre 2,5 µg/l (BD1) e 4,4 µg/l (BD2) (seca 1) e entre 3,4 µg/l (BD1) e 7,4 µg/l (BD3) (seca 2), com maiores concentrações na segunda estiagem (Tabelas 4.5 a 4.8). As condições favoráveis de nutrientes, temperatura e de luz solar nos meses secos foram determinantes para o aumento de Cl a.

Os valores determinados neste estudo foram inferiores aos encontrados por Ceballos (1995) neste mesmo açude (16,1 a 62,6 µg/l). Por outro lado ao longo dos anos, com as descargas de efluentes domésticos o açude aumentou as concentrações de nutrientes.

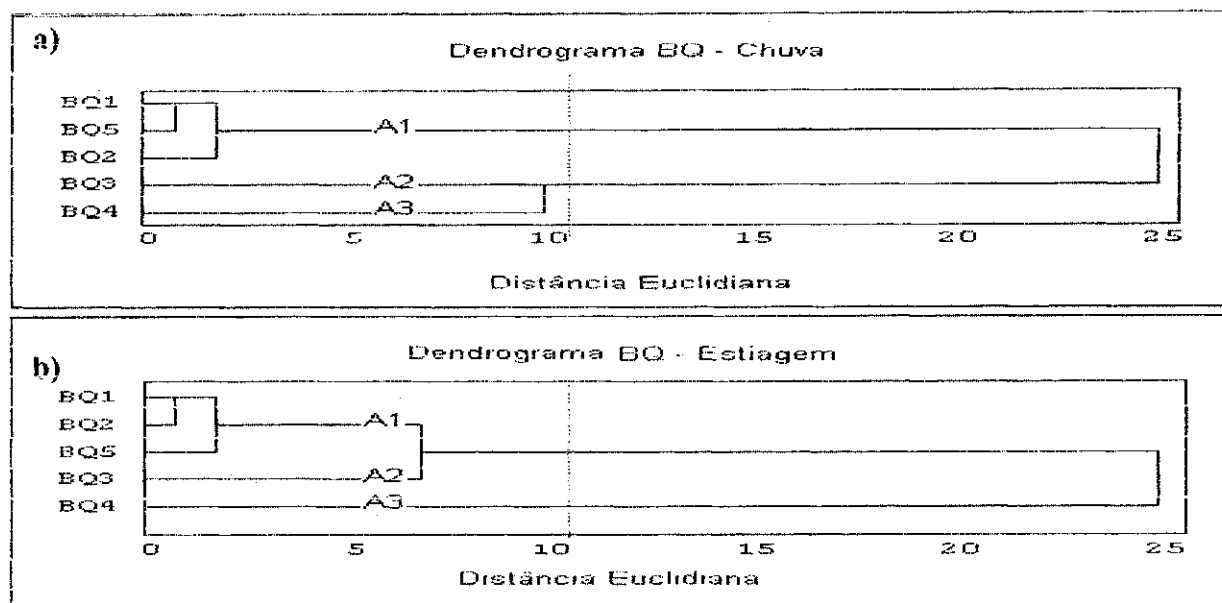
As baixas concentrações de Cl a no açude de Bodocongó podem estar associadas ao sombreamento das macrófitas ou toxicidade de substâncias químicas sobre as algas (GIANI; FIGUEIREDO, 1999). Estudos laboratoriais verificaram que concentrações de N-amoniaco de 28g/l a pH = 8, causavam inibição da fotossíntese em *Scenedesmus obliquus* (AZOV; GOLMAN, 1982).

#### 4.3.3. Análise de Agrupamentos

A análise de agrupamentos foi realizada para evidenciar os grupos de pontos similares nas suas características limnológicas e sanitárias. Esse teste envolveu os dois períodos de chuvas e um de estiagem no açude Epitácio Pessoa, e os dois períodos de chuvas e os dois de seca no açude Bodocongó.

#### 4.3.3.1. Açude Epitácio Pessoa (Boqueirão)

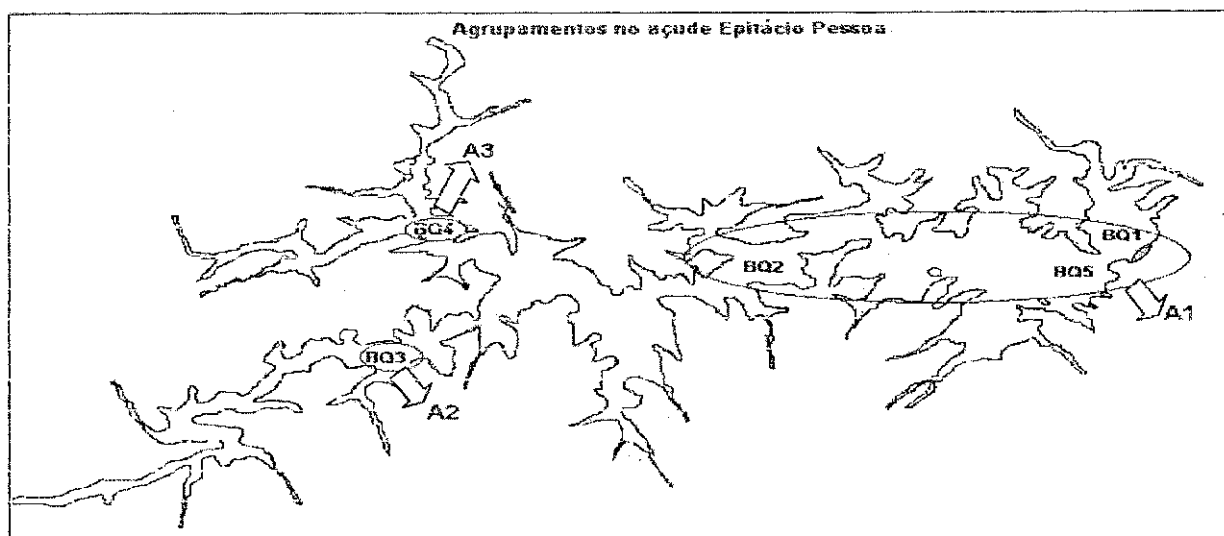
A análise de agrupamentos intra-pontos reuniu os cinco locais de coleta, nas três épocas de amostragem, em três grupos com características similares de qualidade da água (Figura 4.37).



**Figura 4.37** - Dendrograma dos pontos de amostragem distribuídos horizontalmente, no açude Epitácio Pessoa – Boqueirão, nos períodos de chuva (a) e de estiagem (b), mostrando os agrupamentos de pontos com qualidade de água semelhante.

Os agrupamentos formados seguiram um ordenamento de acordo com o nível de poluição/contaminação, e foram denominados de A1 (formado pelos pontos: BQ1, BQ2 e BQ5); A2 por apenas um ponto (BQ3) e A3 por um outro (BQ4) (Figuras 4.37a e b). A1 agregou pontos da região limnética, que apresentaram menores impactos antropogênicos e, portanto, de melhor qualidade. Este grupo incluiu o local de coleta próximo à captação da água aduzida até a ETA de Gravatá, um ponto localizado no centro da barragem, e um outro entre a barragem e a entrada dos dois rios afluentes. A2 (BQ3) localiza-se na desembocadura do rio Paraíba, e apresentou qualidade intermediária entre os demais grupos. A3 (BQ4) situou-se na desembocadura do rio Taperoá, e se separou dos demais por ser o mais poluído. Os pontos de margem foram os mais impactados, favorecidos pela morfometria dendrídica do açude, que implica em uma zona litoral ampla e uma maior área de intercâmbio com o ecossistema terrestre, aumentando as possibilidades de entrada

de poluentes e dificultando sua diluição (RAMÍREZ, 1999). Observando-se a figura 4.37 numa distancia euclidiana maior, verifica-se que no período de estiagem a qualidade da água do ponto de entrada do rio Paraíba (A2) é semelhante aos pontos que se agruparam em A1, enquanto que a água do rio Taperoá (A3) continua separada dos demais agrupamentos no dois períodos. A Figura 4.38 mostra um esquema do açude Epitácio Pessoa com a distribuição dos agrupamentos que foram gerados.

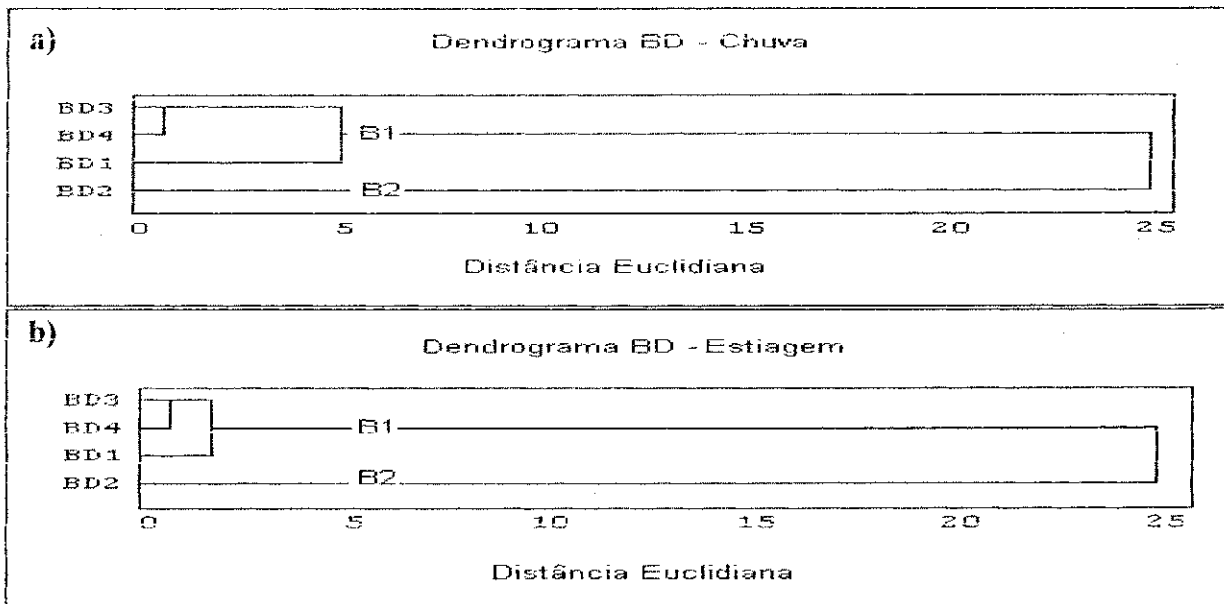


**Figura 4.38** – Agrupamentos dos pontos horizontais no açude Epitácio Pessoa – PB.

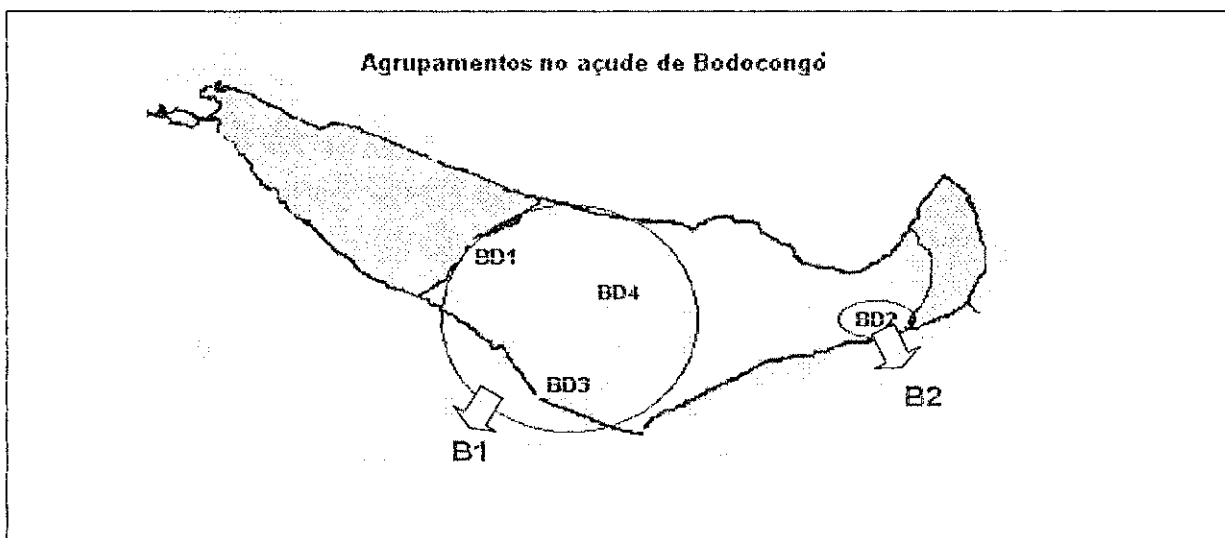
#### 4.3.3.2. Açude de Bodocongó

No açude de Bodocongó, a análise de agrupamentos reuniu os quatro pontos de amostragem em dois grupos com características semelhantes, nas duas épocas de coleta.

Os agrupamentos seguiram um ordenamento associado ao grau de poluição. Esses agrupamentos foram denominados de B1 (formado por BD1, BD3 e BD4) e B2 formado por apenas um ponto (BD2) (Figuras 4.39a e b). Este último agrupamento é o de maior impacto, por localizar-se próximo as descargas contínuas de águas de córrego com esgotos que atravessam o Campus da Universidade Federal de Campina Grande. O esquema dos agrupamentos formados é apresentado na Figura 4.40.



**Figura 4.39** - Dendrograma dos pontos de amostragem distribuídos horizontalmente, no açude Bodocongó, nos períodos de chuva (a) e de estiagem (b), mostrando os agrupamentos de pontos com qualidade de água semelhante.



**Figura 4.40** – Agrupamentos dos pontos horizontais no açude de Bodocongó – PB.

#### 4.3.4. Análise de Componentes Principais (ACP) dos pontos de superfície

A análise de componentes principais nos pontos de superfície, nos dois açudes, foi realizada para explicar as principais tendências de variação da qualidade da água entre os períodos de estiagem e de chuva. Quando feita para

cada açude, esta análise indicou o caráter temporal (ao longo dos meses) da variabilidade das características limnológicas e sanitárias, seguida pela distribuição espacial dos pontos de amostragem.

Parte das informações dos dois açudes foi reunida nos dois primeiros fatores responsáveis pela maior variabilidade das características limnológicas e sanitárias dos açudes e foram apresentados no plano horizontal (fator 1) e no vertical (fator 2), denominados de componentes principais.

#### 4.3.4.1. Açude Epitácio Pessoa

Para as épocas de seca e de chuvas, a extração dos dois primeiros fatores acumulou 54% da variância do sistema nas chuvas e 42% na estiagem apresentados no Quadro 4.3 e nas Figuras 4.41 e 4.42.

**Quadro 4.3** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados mensais de qualidade de água de 05 pontos distribuídos horizontalmente, no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, no período de chuvas (maio a julho/02, fevereiro a março/03) e de seca (agosto/02 a janeiro/03).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues		% total variância		% de Acumulação	
	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca
1	8,673961	5,73335	39,4271	26,06068	39,4271	26,06068
2	3,174068	3,41995	14,42758	15,54523	53,85468	41,60591

#### Período de chuvas

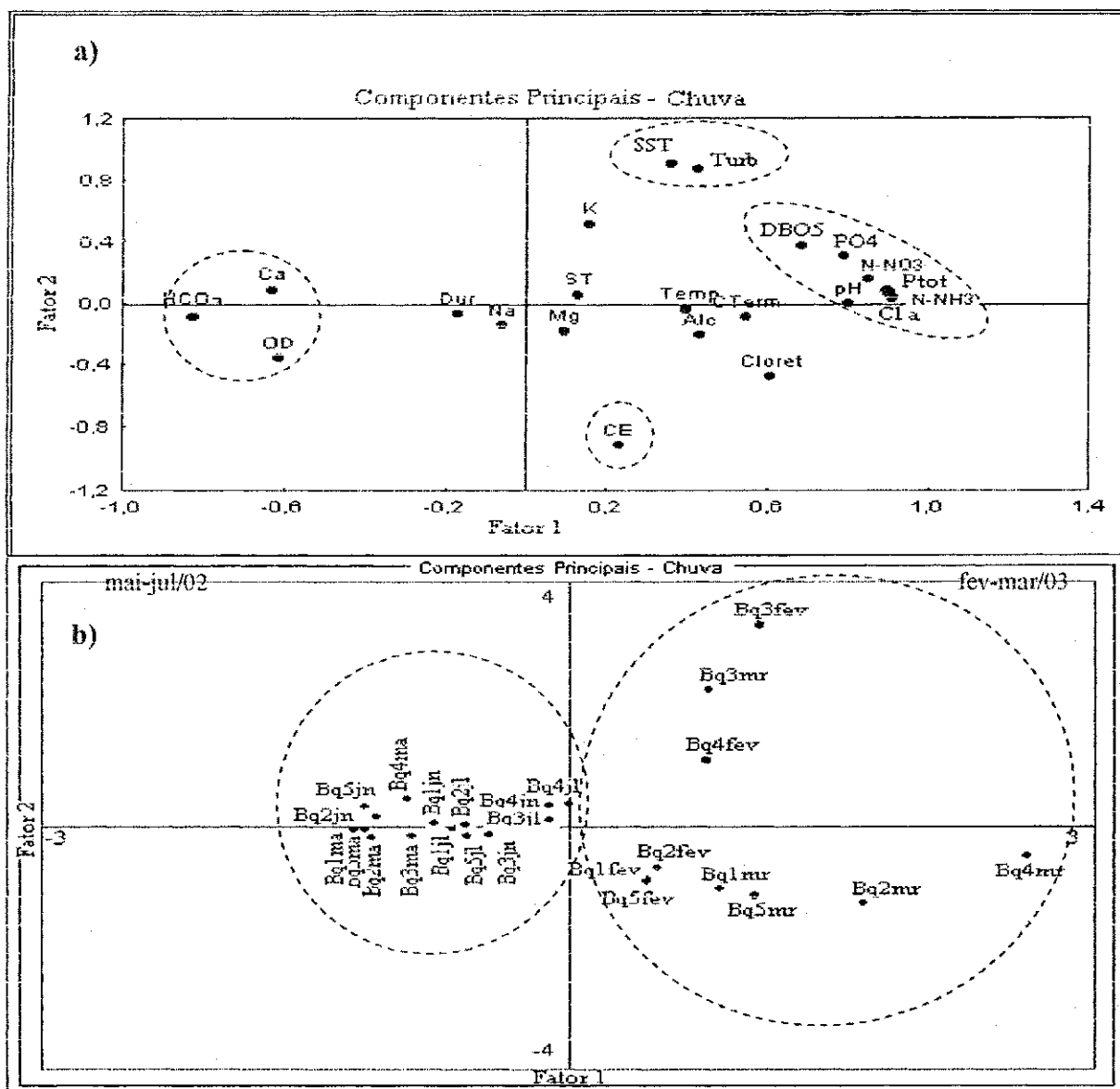
No período chuvoso o fator 1 resumiu 39,43% da variabilidade total dos dados, agregando as variáveis: pH, DBO<sub>5</sub>, N-amoniacal, P<sub>tot</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e Cl a e apresentando separação das características limnológicas da primeira (maio-julho/02) e segunda época chuvosa (fevereiro-março/03) (Quadro 4.4, Figura 4.41). Destaca-se que os dados da segunda época de chuvas foram levantados a partir do mês de fevereiro até março, constituindo uma série temporal mais curta, não registrando os dados de qualidade da água correspondentes ao primeiro período chuvoso. A correlação entre pH e Cl a, DBO<sub>5</sub>, N-amoniacal, N-nítrico e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, está associada aos maiores valores registrados no segundo período chuvoso, indicando que há aporte de nutrientes e de matéria orgânica exógena através dos tributários e

pelo escoamento superficial, resultando no aumento da biomassa fitoplanctônica, na elevação da DBO<sub>5</sub>, e no incremento do pH. Estes parâmetros se agregaram na primeira componente, o que permite defini-la como "eutrofização". Essa distribuição também expressou que uma parte significativa dos cloretos tem um aporte externo.

A posição do OD e do HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> no semieixo negativo da primeira componente está associada com as maiores concentrações no primeiro período e expressou a relação inversa do OD com o aumento da matéria orgânica, assim como a diminuição do HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> com a fotossíntese, já que a concentração de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> depende do CO<sub>2</sub> dissolvido na água e do consumo de ambos no processo fotossintético (WETZEL, 1981; SCHAFFER, 1985; ESTEVES, 1998).

**Quadro 4.4** – Coeficientes de correlação entre as variáveis nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição dos dados mensais de 05 pontos distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa – PB, no período de chuvas e de seca.

Variáveis	Fator 1		Fator 2		Variáveis	Fator 1		Fator 2	
	chuva	seca	chuva	seca		chuva	seca	chuva	seca
Temp	0,400	0,511	-0,046	-0,744	Cl <sup>-</sup>	0,608	0,261	-0,484	-0,532
pH	0,803	0,746	-0,009	-0,020	DBO <sub>5</sub>	0,686	0,193	0,366	0,023
CE	0,235	0,870	-0,923	-0,031	OD	-0,611	-0,271	-0,360	-0,826
Turb	0,429	0,465	0,868	0,138	N-amoniaco	0,904	-0,081	0,059	-0,127
Alc	0,431	0,402	-0,217	0,592	N-nitrico	0,850	0,592	0,253	-0,338
Dur	-0,169	-0,227	-0,071	0,363	Ptot	0,894	0,264	0,083	0,128
Ca <sup>++</sup>	-0,629	-0,294	0,081	0,102	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,791	0,574	0,304	-0,420
Mg <sup>++</sup>	0,096	-0,135	-0,185	0,828	ST	0,130	0,235	0,049	0,088
Na <sup>+</sup>	-0,055	-0,546	-0,149	0,522	SST	0,360	0,449	0,905	0,027
K <sup>+</sup>	0,158	-0,153	0,509	0,728	Cterm	0,549	-0,051	-0,094	0,074
HCO <sub>3</sub>	-0,825	-0,221	-0,092	-0,384	Cl <sub>a</sub>	0,911	0,475	-0,209	-0,155



**Figura 4.41** - Ordenação (ACP) das variáveis limnológicas e sanitárias (a) e dos 05 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, no período de chuvas (maio - julho/02; fevereiro - março/03). Onde: ma=maio; jn=junho; jl=julho; fev=fevereiro; mr=março.

O fator 2 explicou uma variância de 14,43%, sendo possível observar a importância da escala espacial na variabilidade limnológica do sistema: os maiores valores de turbidez e SST corresponderam aos pontos BQ3 e BQ4 locais de entrada dos rios Paraíba e Taperoá no açude de Boqueirão, entre fevereiro e março/03. Essa segunda componente foi denominada de "sólidos suspensos/turbidez", devido à entrada de material com as chuvas expresso como sólidos suspensos totais que afetam a turbidez. O posicionamento da CE no eixo negativo revela que os parâmetros que mais variaram com a chuva não contribuem necessariamente com o aumento da CE, refletindo a perturbação do sistema com a chuva. Por outro lado,

o posicionamento dos cloretos entre os parâmetros de eutrofização e a CE, pode indicar que estes contribuíram com o aumento da CE e sofre uma forte influência das entradas exógenas devido a sua proximidade com os nutrientes.

No primeiro período, embora com chuvas, os valores representam meses de menor perturbação da água, após a sedimentação e dissolução dos principais poluentes arrastados com o escoamento superficial do início das chuvas. O impacto do início das chuvas sobre a qualidade da água após a estiagem é visualizado claramente no segundo período de chuvas. Dessa forma, as diferentes datas de cada um dos dois períodos de chuvas explicam as diferenças acentuadas da qualidade da água entre ambos.

#### Período de estiagem

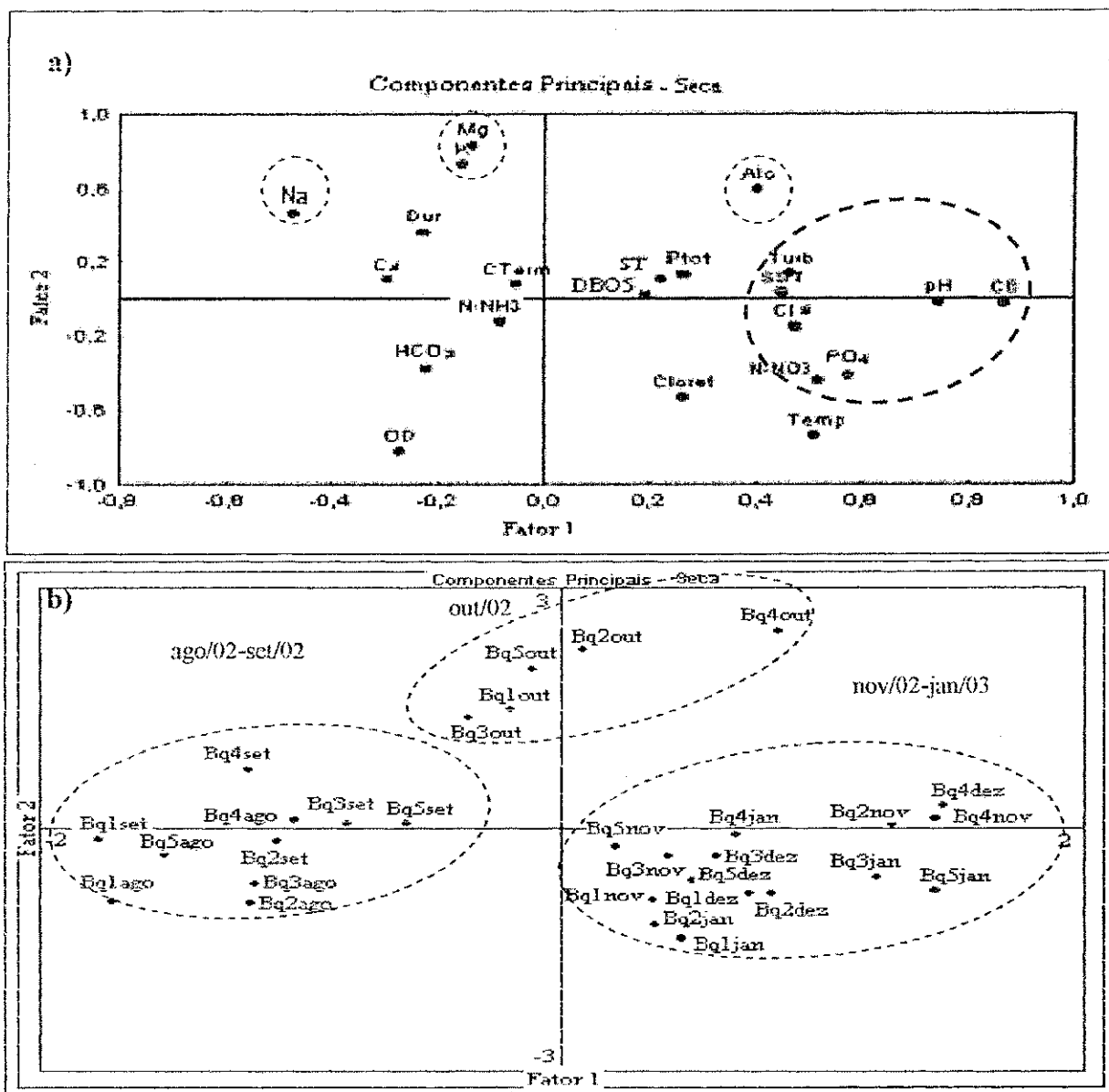
Na época de estiagem, o fator 1 (26,06%) mostrou no eixo positivo a correlação entre CE, pH,  $\text{PO}_4^{3-}$ , N-nítrico, Cl a, SST e turbidez, sob influência dos valores mais altos de novembro/02 a janeiro/03. Esta componente foi denominada de "eutrofização" (Quadros 4.3 e 4.4, Figura 4.42).

A eutrofização durante a estiagem está associada à concentração de nutrientes com a evaporação e aos aportes exógenos de drenagens de áreas com culturas e o uso de fertilizantes. Destaca-se também que na época de realização deste trabalho, havia tanques de criação de peixes e camarão (carcinicultura) dentro do açude, com alimentação por ração especial, rica em compostos nitrogenados.

A irrigação, no açude de Boqueirão, embora suspensa oficialmente a partir de novembro/98 (SOUZA, 2001), foi constatada *in loco* durante a realização do presente estudo, com a presença de culturas nas margens do açude, entre elas plantação de tomate, que pode ter contribuído para elevar as concentrações de nutrientes no açude.

O fator 2 explicou uma variância de 15,55%, destacando-se no eixo positivo correiações entre  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  e alcalinidade. Esta componente foi chamada de "salinização", e expressou a influência dos sais que se concentraram no período de estiagem, caracterizado pelos maiores índices de evaporação do total do período analisado (147 – 210,9mm – Figura 4.3).





**Figura 4.42** - Ordenação (ACP) das variáveis limnológicas e sanitárias (a) e dos 05 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, no período de seca (agosto/02 - janeiro/03). Onde: ago=agosto; set=setembro; out=outubro; nov=novembro; dez=dezembro; jan=janeiro.

#### 4.3.4.2. Açude de Bodocongó

A ACP extraiu dois fatores que acumularam 40% da variância do sistema no período de chuvas e 37% na época de seca (Quadro 4.5, Figuras 4.43 e 4.44).

**Quadro 4.5** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados mensais de 04 pontos, distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de chuvas (abril-agosto/01 e março-agosto/02) e de seca (setembro-fevereiro/01 e setembro-dezembro/02).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues		% total variância		% de Acumulação	
	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca
1	5,559975	5,651774	24,1738	24,57293	24,1738	24,57293
2	3,736958	2,885726	16,24765	12,54663	40,42145	37,11956

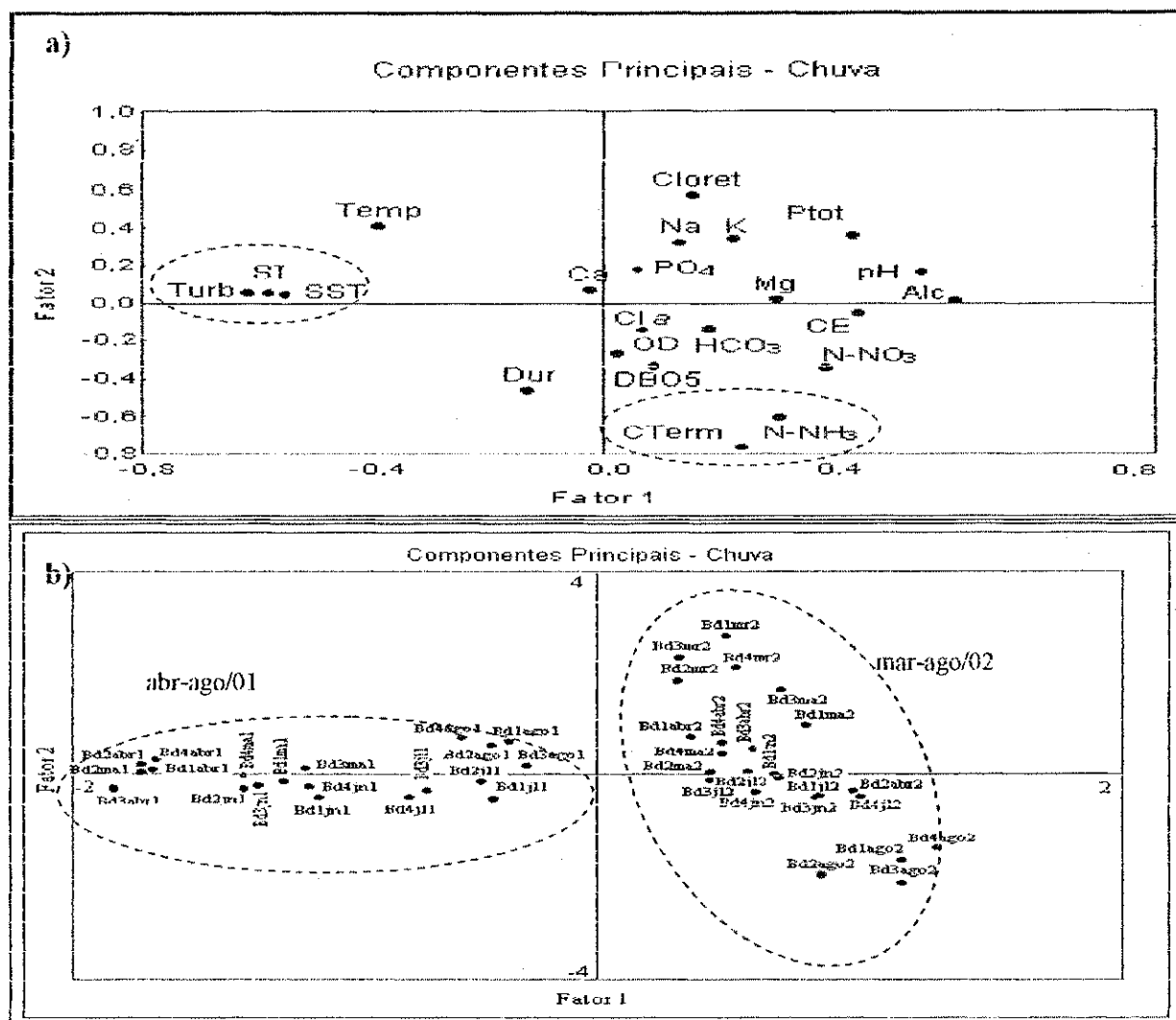
**Quadro 4.6** – Coeficientes de correlação entre as variáveis nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição dos dados mensais de 04 pontos distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de chuvas (abril-agosto/01 e março-agosto/02) e de seca (setembro-fevereiro/01 e setembro-dezembro/02).

Variáveis	Fator 1		Fator 2		Variáveis	Fator 1		Fator 2	
	chuva	seca	chuva	seca		chuva	seca	chuva	seca
Temp	-0,389	0,149	0,407	0,607	Cl <sup>-</sup>	0,263	0,283	0,575	-0,139
pH	0,484	0,614	0,166	0,004	DBO <sub>5</sub>	0,086	-0,470	-0,337	-0,071
CE	0,431	-0,447	-0,022	0,599	OD	0,009	-0,407	-0,246	0,223
Turb	-0,648	0,199	0,056	0,629	N-amoniaco	0,306	-0,588	-0,607	0,174
Alc	0,539	0,601	0,027	-0,347	N-nítrico	0,409	-0,437	-0,565	-0,124
Dur	-0,130	-0,178	-0,465	0,597	Ptot	0,430	0,036	0,209	-0,002
Ca <sup>++</sup>	-0,025	0,617	0,068	0,025	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,094	-0,713	0,240	0,085
Mg <sup>++</sup>	0,302	0,030	0,021	0,151	ST	-0,612	0,384	0,164	0,310
Na <sup>+</sup>	0,158	0,720	0,437	-0,565	SST	-0,601	0,085	0,042	0,171
K <sup>+</sup>	0,264	0,766	0,450	-0,220	CTerm	0,013	-0,394	-0,769	0,158
HCO <sub>3</sub>	0,291	0,228	-0,121	-0,530	Cl <sub>a</sub>	-0,093	-0,012	-0,180	0,824

#### Período de chuvas

O fator 1 explicou 24,17% da variabilidade dos dados (Quadros 4.5 e 4.6; Figura 4.43) e distinguiu os meses do primeiro e segundo período de chuvas (abril-agosto/01 e março-agosto/02, respectivamente), situando-os em eixos opostos.

Neste primeiro fator, a correlação entre turbidez, ST e SST está relacionada com o escoamento do material da bacia de drenagem e com o acréscimo de sólidos totais e suspensos com o aumento das vazões de esgotos, elevando os valores de turbidez da água. Esta componente denominou-se "sólidos associados a turbidez".



**Figura 4.43** - Ordenação (ACP) das variáveis limnológicas e sanitárias (a) e dos 04 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de chuvas (abril-agosto/01; março-agosto/02). Onde: abr1=abril/01, ma1=maio/01, jn1=junho/01, jl1=julho/01, ago1=agosto/01, mr2=março/02, abr2=abril/02, ma2=maio/02, jn2=junho/02, jl2=julho/02, ago2=agosto/02.

O fator 2 foi representado pela "componente de eutrofização/estado sanitário" e explicou uma variância de 16,25%, apresentando no eixo negativo, correlações entre N-amoniacal e CTerm, associadas aos aportes exógenos principalmente dos esgotos, com expressiva carga de nutrientes e bactérias, contribuindo para o comprometimento da qualidade da água e dificultando seus usos múltiplos. Estes

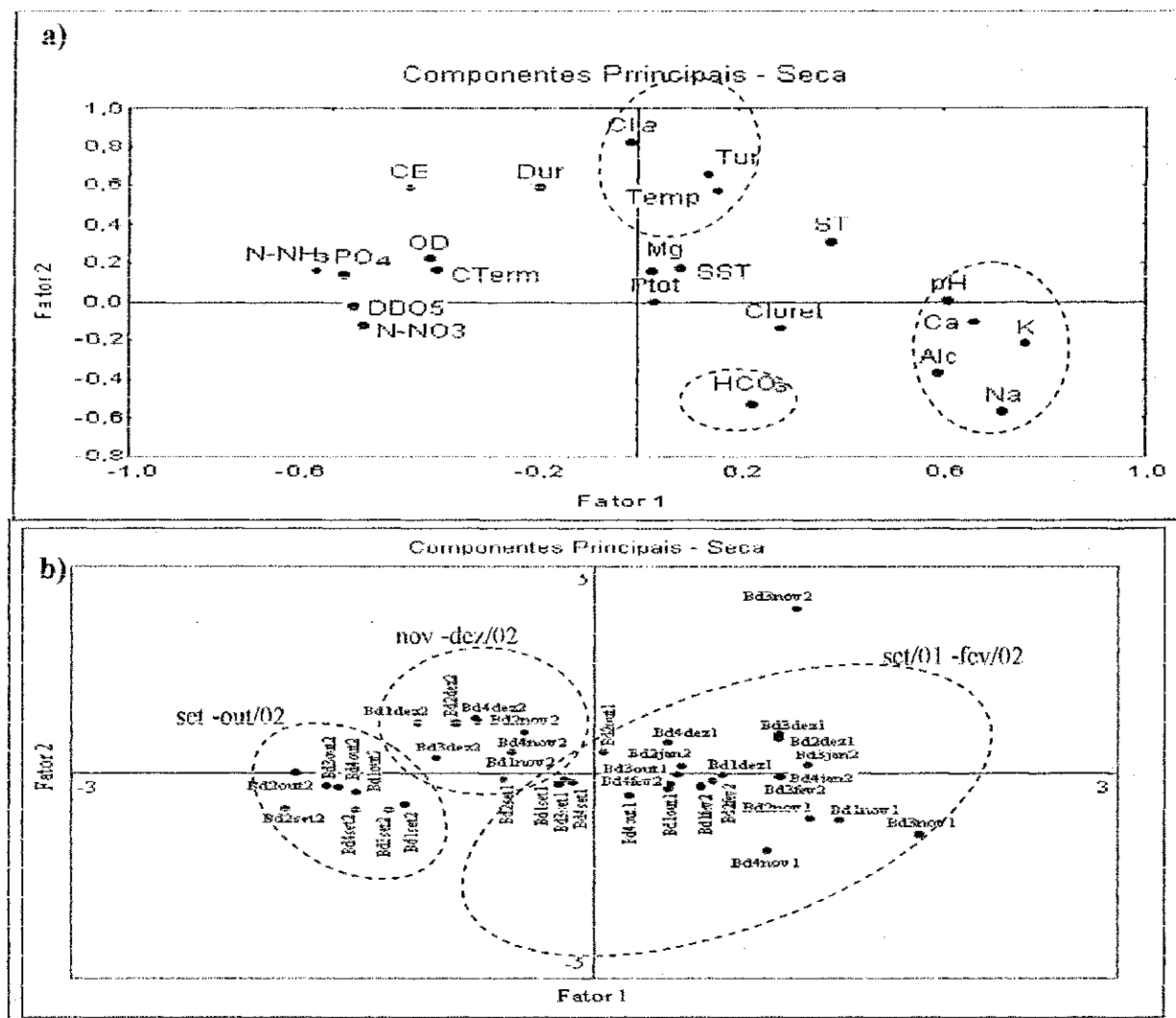
resultados podem ser decorrentes da reurbanização da área ao redor do açude (em 2002), onde uma maior descarga de esgotos começou a ser lançada no açude, destacando-se esgotos sem tratamento.

A poluição do açude de Bodocongó já vem sendo estudada há vários anos, destacando-se os estudos de Ceballos (1995), que verificou concentrações elevadas de CTerm ( $5 \times 10^2$  -  $6 \times 10^4$  UFC/100ml). Castro (1999), evidenciou em afluentes deste açude, alta contaminação (CTerm na ordem de até  $10^7$  UFC/100ml e ovos de helmintos de até  $10^4$  ovos/litro) constituindo um risco à saúde das comunidades ribeirinhas e da população que de alguma forma faz uso dessa águas.

#### Período de estiagem

No período de estiagem o fator 1 explicou 24,57% da variância do sistema, mostrando correlações positivas entre pH,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  e alcalinidade sendo denominado de “componente salinização” (Quadros 4.5, 4.6; Figura 4.44). Os aumentos de alcalinidade acompanhando os valores crescentes de pH e de sais se associaram principalmente com a geologia da região e à concentração iônica com a evaporação da água armazenada.

O fator 2 explicou uma variância de 12,55%, com correlações positivas entre turbidez e Cl a, como consequência do aumento de temperatura. Essa componente denominou-se de “eutrofização/biomassa algal”. Os maiores valores desses parâmetros ocorreram nos meses de novembro/02 a dezembro/02 com o maior número de horas de luz ( $\bar{x} = 9,1\text{h}$  – Figura 4.12).



**Figura 4.44** - Ordenação (ACP) das variáveis limnológicas e sanitárias (a), e dos 04 pontos (b) distribuídos horizontalmente no açude de Bodocongó – PB, no período de seca (setembro/01 a fevereiro/02 e de setembro/02 a dezembro/02). Onde: set1=setembro/01, out1=outubro/01, nov1=novembro/01, dez1=dezembro/01, jan2=janeiro/02, fev2=fevereiro/02, set2=setembro/02, out2=outubro/02, nov2=novembro/02, dez2=dezembro/02.

- Análise de ACP para o conjunto dos pontos de superfície dos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó

A análise de componentes principais, utilizando os resultados das amostras mensais de pontos distribuídos na superfície dos dois açudes resumiu 52% da variabilidade total dos sistemas em dois fatores (Quadros 4.7 e 4.8, Figura 4.45).

**Quadro 4.7** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados mensais dos pontos distribuídos horizontalmente no açude de Boqueirão (maio/02 a março/03) e de Bodocongó – PB (abril/01 a dezembro/02).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues	% total Variância	% de Acumulação
1	9,040753	43,05121	43,05121
2	1,937686	9,227078	52,27829

**Quadro 4.8** – Coeficientes de correlação entre as variáveis limnológicas e sanitárias analisadas e dos pontos de amostragem nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição dos dados mensais dos pontos distribuídos horizontalmente no açude de Boqueirão (maio/02 a março/03) e de Bodocongó – PB (abril/01 a dezembro/02).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temp	0,068332	0,109221	HCO <sub>3</sub>	0,825388	0,092948
pH	0,051564	0,315889	Cloret	0,856939	0,11623
CE	0,951853	-0,0041	DBO <sub>5</sub>	0,013052	0,02693
Turb	-0,33449	-0,09995	OD	-0,8944	0,175452
Alc	0,934982	-0,06125	N-amoniacal	0,23576	-0,09212
Dur	0,801438	0,018011	N-nítrico	0,278254	0,114014
Ca <sup>++</sup>	0,685129	-0,2407	Ptot	0,695967	-0,15746
Mg <sup>++</sup>	0,71553	0,086376	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,823335	-0,11217
Na <sup>+</sup>	0,900366	0,039304	CTerm	0,246416	-0,89542
K <sup>+</sup>	0,879937	0,01162	Cl <sub>2</sub>	0,14605	0,129591
ST	0,655532	-0,2010	SST	0,33215	-0,21311

O fator 1 explicou a maior variância (43,1%) e separou os dois açudes, ficando no eixo positivo, as variáveis Cl<sup>-</sup>, alcalinidade, dureza, CE, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Ptot e ST, representando o fator salinidade/nutrientes (Figura 4.45). Este fator foi assim denominado por apresentar-se associados aos íons que contribuem com a salinidade, sendo alguns deles macronutrientes eutrofizantes.

O posicionamento de OD no eixo negativo expressou a relação inversa desta variável com águas poluídas e salinizadas, e representou, portanto, águas mais limpas, como as verificadas no açude de Boqueirão.

O fator 2 explicou 9,2% da variabilidade dos dados, e a Figura 4.45, mostra que no açude de Bodocongó, os meses de chuvas (períodos de abril a agosto/01 e

de março a agosto/02) se distanciaram dos demais, situando-se no eixo negativo, associados às maiores concentrações de CTerm (componente "estado sanitário").

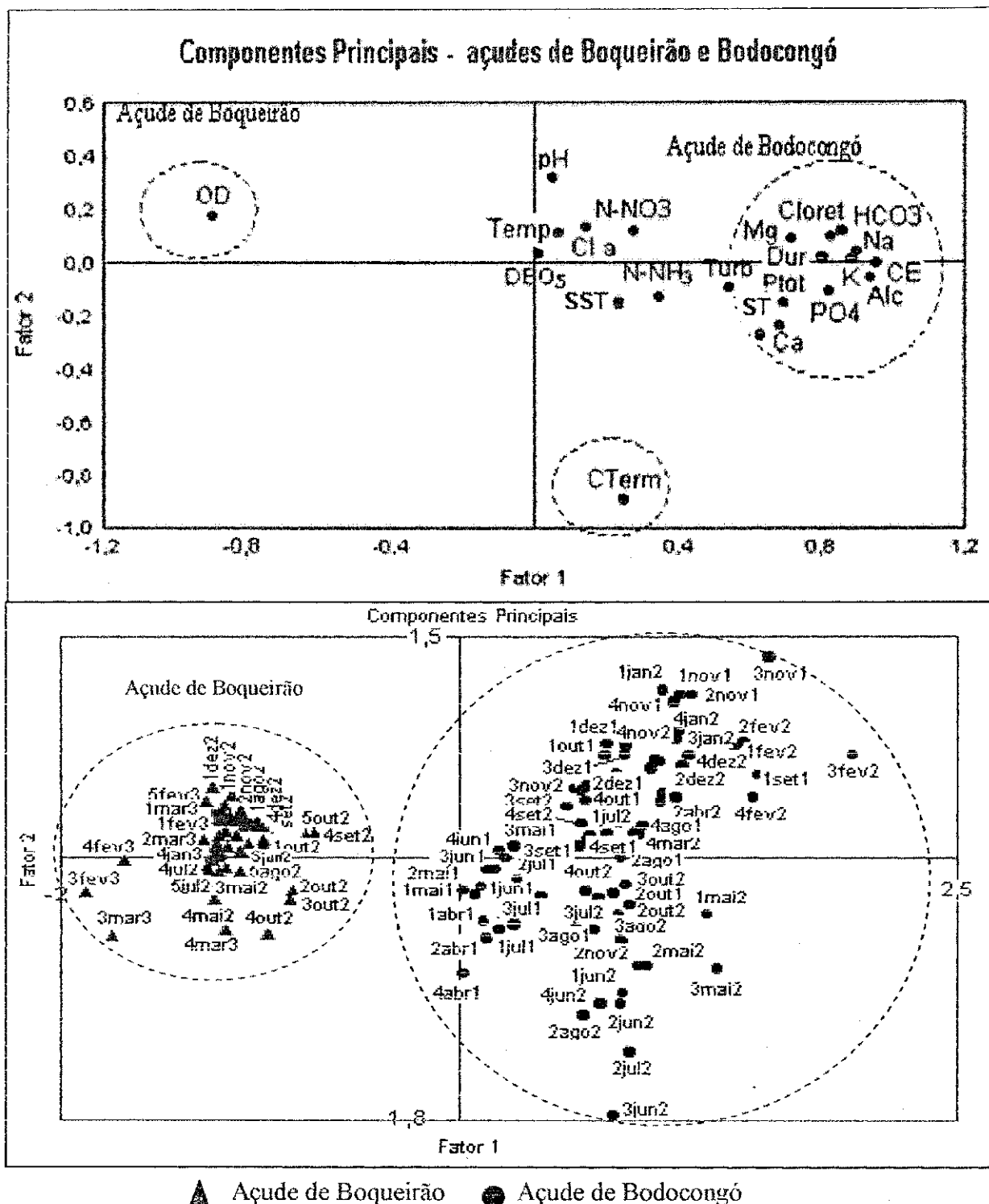


Figura 4.45 - Ordenação (ACP) das variáveis limnológicas e sanitárias (a), e dos pontos de amostragem distribuídos horizontalmente no açude de Boqueirão (b) (2002/2003) e de Bodocongó – PB (2001/2002).

Estudos de diagnóstico dos recursos hídricos feitos no Projeto Áridas e publicados em 1995 (VIEIRA, 1999), mostraram alterações na qualidade das águas superficiais do semi-árido nordestino associadas às condições ambientais naturalmente desfavoráveis (altas taxas de evaporação, solos rasos, cobertura vegetal escassa, rios intermitentes e reduzida capacidade de autodepuração) e aceleradas pela falta de práticas conservacionistas que facilitam as ações predadoras do homem, as quais se intensificam rapidamente. Dentre os fatores que afetam a qualidade da água, foi concluído que os principais eram: os de origem endógena à região, destacando-se a salinização das águas pelo intemperismo de formações cristalinas normalmente salinas, elevada turbidez e assoreamento; dentre os exógenos, foi destacada a poluição crescente dos recursos hídricos com as descargas de esgotos, de resíduos sólidos e o escoamento de fertilizantes e agrotóxicos.

Estas observações podem ser aplicadas aos resultados do presente trabalho, expressos nas ACPs, observando-se que nos últimos 10 anos houve acentuada deterioração da qualidade da água dos dois açudes paraibanos (aumento dos níveis de eutrofização), um deles destinado principalmente para o abastecimento humano de mais de meio milhão de indivíduos (Açude de Boqueirão – Epitácio Pessoa).

#### **4.4. Análise do Estado Trófico dos Açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó Aplicando-se o Índice de Carlson Modificado.**

Normalmente, é difícil definir fronteiras rígidas entre os grupos tróficos, pois, dependendo do critério utilizado, estes ambientes podem cair em categorias diferentes (TUNDISI, 2001). O IET Modificado de Carlson, por ser mais adequado às condições limnológicas dos ecossistemas aquáticos tropicais, é um dos índices mais utilizados.

Baseando-se nas Equações 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 (descritas no terceiro capítulo), aplicou-se o IET Modificado de Carlson (TOLEDO JR *et al.*, 1983), incluindo a média ponderada da equação 3.6 (IET Médio) nos agrupamentos dos açudes de Boqueirão e Bodocongó, sendo os resultados apresentados nas Tabelas 4.10 e 4.11.



#### 4.4.1. Açude Epitácio Pessoa

Considerando o IET Médio predominante, verifica-se que o ambiente classificou-se como mesotrófico (Tabela 4.10).

**Tabela 4.10.** Classificação do Estado Trófico Modificado do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, usando o índice de Carlson modificado, em 03 grupos de pontos da superfície, entre maio/02 e março/03.

IET Modificado		mai/02	jun/02	jul/02	ago/02	set/02	out/02	nov/02	dez/02	jan/03	fev/03	mar/03	Estado Trófico
A1	Ptot	46(M)	49(M)	68(E)	67(E)	50(M)	53(M)	57(E)	61(E)	47(M)	55(E)	72(E)	Eutrófico
	PO4	56(E)	53(M)	46(M)	42(O)	62(E)	56(E)	68(E)	67(E)	36(O)	36(O)	58(E)	Mesotrófico
	Cl a	33(O)	36(O)	36(O)	42(O)	43(O)	43(O)	42(O)	44(O)	33(O)	27(O)	37(O)	Oligotrófico
	Transp	42(O)	43(O)	49(M)	49(M)	49(M)	47(M)	51(M)	49(M)	50(M)	45(M)	47(M)	Mesotrófico
IET Médio		45(M)	46(M)	50(M)	50(M)	51(M)	50(M)	55(E)	56(E)	40(O)	40(O)	54(M)	Mesotrófico
A2	Ptot	48 (M)	48 (M)	72 (E)	70 (E)	56 (E)	50 (M)	53 (M)	57 (E)	57 (E)	81 (HE)	80 (HE)	Eutrófico
	PO4	44 (O)	51 (M)	31 (O)	-	63 (E)	63 (E)	70 (E)	66 (E)	36 (O)	83 (HE)	74 (E)	Eutrófico
	Cl a	35 (O)	40 (O)	39 (O)	40 (O)	40 (O)	39 (O)	40 (O)	42 (O)	30 (O)	30 (O)	39 (O)	Oligotrófico
	Transp	52 (M)	51 (M)	49 (M)	51 (M)	51 (M)	54 (M)	52 (M)	54 (M)	54 (M)	94 (E)	61 (E)	Eutrófico
IET Médio		44 (O)	47 (M)	47 (M)	39 (O)	53 (M)	51 (M)	54 (M)	55 (E)	43 (O)	69 (E)	64 (E)	Mesotrófico
A3	Ptot	51 (M)	53 (M)	73 (E)	70 (E)	58 (E)	58 (E)	59 (E)	64 (E)	64 (E)	79 (HE)	84 (HE)	Eutrófico
	PO4	44 (O)	39 (O)	31 (O)	12 (O)	51 (M)	57 (E)	78 (HE)	80 (HE)	36 (O)	69 (E)	72 (E)	Mesotrófico
	Cl a	36 (O)	40 (O)	38 (O)	44 (O)	45 (M)	33 (O)	44 (O)	48 (M)	47 (M)	37 (O)	42 (O)	Oligotrófico
	Transp	68 (E)	58 (E)	51 (M)	51 (M)	52 (M)	61 (E)	64 (E)	58 (E)	56 (E)	84 (HE)	56 (E)	Eutrófico
IET Médio		47 (M)	46 (M)	48 (M)	43 (O)	51 (M)	51 (M)	61 (E)	63 (E)	50 (M)	65 (E)	64 (E)	Mesotrófico

\*Média Ponderada (Equação 3.6)

IET: índice do Estado Trófico Modificado; (O) oligotrófico; (M) mesotrófico; (E) eutrófico; (HE) hipereutrófico

O IET de Carlson Modificado para Ptot, mostrou que todos os agrupamentos das amostras de superfície foram classificados como eutróficos com índices mais elevados nos agrupamentos A2 e A3, principalmente no segundo período de chuvas. As concentrações médias de  $PO_4^{3-}$ , classificaram o açude como mesotrófico, exceto em A2, que se enquadrou como eutrófico. Para Cl a, todos os grupos foram classificados como oligotróficos. Os valores médios de transparência (> 1metro) classificaram o grupo A1 como mesotrófico e os grupos A2 e A3, por apresentarem baixos valores médios de transparência (< 1 metro), como eutróficos. Nos meses de fevereiro e março/03, os grupos A2 e A3 também se apresentaram com alto grau de trofia, enquadrando-se como eutróficos.

A aplicação do IET de Carlson modificado mostrou que os graus de trofia mais elevados ocorreram nos pontos de entrada dos rios tributários, especialmente no segundo período de chuvas. Os resultados confirmam as observações de Tundisi (2001), sobre a necessidade da amostragem de diversos pontos, nos corpos aquáticos, para pesquisas limnológicas, e em épocas de seca e de chuvas, para

determinar os índices de trofia, já que a escolha de apenas um ponto durante poucas campanhas de amostragens pode gerar resultados discutíveis e não representativos do corpo d'água, os quais, por sua vez podem mascarar os resultados desse índice.

Quando o IET foi aplicado só para transparência, não se mostrou representativo do estado trófico, porque os altos valores de turbidez não se mostraram associados à turbidez biogênica, uma vez que não houve correlação significativa entre o IET de Transparência e IET de *Cl a*. O cálculo do índice usando *Cl a* não mostrou correlação com a concentração de nutrientes (Tabela 4.11). Esses resultados evidenciam que praticamente não houve variação do nível trófico ao longo do ano entre os grupos de pontos, mesmo com índices elevados de nutrientes. Schafer (1988), verificou resultados semelhantes e propôs a substituição da *Cl a* pela Demanda Química de Oxigênio (DQO), para melhor descrever a situação ecológica de lagoas do Rio Grande do Sul.

**Tabela 4.11.** Matriz de Correlação entre o IET de Carlson Modificado para  $P_{tot}$ ,  $PO_4^{3-}$ , *Cl a* e Transparência do açude de Boqueirão – PB.

	IET $P_{tot}$	IET $PO_4^{3-}$	IET <i>Cl a</i>	IET Transp
IET $P_{tot}$	1,000			
IET $PO_4^{3-}$	0,069	1,000		
IET <i>Cl a</i>	0,101	0,134	1,000	
IET Transp	0,456**	0,392*	-0,147	1,000

\*\* Correlação significativa ao nível de 0.01; \* Correlação significativa ao nível de 0.05

#### 4.4.2. Açude Bodocongó

O IET Médio calculado a partir do Índice de Carlson Modificado para o período de amostragem, classificou os dois grupos de pontos do açude de Bodocongó como hipereutróficos (Tabela 4.12), não sendo verificadas diferenças acentuadas de trofia entre ambos. Esta classificação permaneceu quando calculado o IET para os nutrientes  $P_{tot}$  e  $PO_4^{3-}$ . A fertilização do açude de Bodocongó se reflete na grande quantidade de macrófitas aquáticas, que chega a cobrir cerca de 30% do espelho d'água.

**Tabela 4.12.** Classificação do estado trófico do açude de Bodocongó – PB, usando o índice de Carlson modificado, em 02 grupos pontos da superfície, entre abril/01 e dezembro/02.

IET Modificado		abr/01	mai/01	jun/01	jul/01	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01	jan/02	fev/02	mar/02	abr/02	mai/02	jun/02	jul/02	ago/02	set/02	out/02	nov/02	dez/02	Estado Trófico	
B1	Ptot	87 (HE)	87 (HE)	91 (HE)	93 (HE)	104 (HE)	103 (HE)	96 (HE)	89 (HE)	94 (HE)	99 (HE)	111 (HE)	98 (HE)	98 (HE)	114 (HE)	101 (HE)	101 (HE)	101 (HE)	98 (HE)	97 (HE)	96 (HE)	97 (HE)	Hipereutrófico	
	PO4	97 (HE)	83 (HE)	103 (HE)	108 (HE)	122 (HE)	111 (HE)	102 (HE)	101 (HE)	102 (HE)	108 (HE)	114 (HE)	109 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	117 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	113 (HE)	112 (HE)	Hipereutrófico
	Cl a	43 (O)	43 (O)	40 (O)	40 (O)	39 (O)	43 (O)	41 (O)	41 (O)	44 (O)	38 (O)	41 (O)	57 (O)	44 (O)	50 (O)	33 (O)	38 (O)	58 (O)	34 (O)	41 (O)	54 (M)	52 (M)	49 (M)	Oligotrófico
	Transp	64 (E)	46 (M)	46 (M)	47 (M)	46 (M)	47 (M)	49 (M)	50 (M)	40 (M)	47 (M)	49 (M)	47 (M)	49 (M)	47 (M)	47 (M)	43 (O)	43 (O)	45 (M)	47 (M)	51 (M)	49 (M)	49 (M)	Mesotrófico
	IET Médio	74 (E)	67 (E)	74 (E)	75 (HE)	82 (HE)	80 (HE)	75 (HE)	73 (E)	75 (HE)	77 (HE)	83 (HE)	83 (HE)	80 (HE)	87 (HE)	78 (HE)	79 (HE)	77 (HE)	79 (HE)	77 (HE)	79 (HE)	82 (HE)	81 (HE)	Hipereutrófico
B2	Ptot	67 (HE)	67 (HE)	94 (HE)	96 (HE)	104 (HE)	105 (HE)	66 (HE)	92 (HE)	63 (HE)	93 (HE)	97 (HE)	106 (HE)	96 (HE)	100 (HE)	101 (HE)	101 (HE)	99 (HE)	96 (HE)	97 (HE)	96 (HE)	97 (HE)	97 (HE)	Hipereutrófico
	PO4	91 (HE)	2 (O)	101 (HE)	112 (HE)	121 (HE)	113 (HE)	96 (HE)	101 (HE)	101 (HE)	103 (HE)	113 (HE)	110 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	113 (HE)	114 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	115 (HE)	113 (HE)	112 (HE)	Hipereutrófico
	Cl a	42 (O)	40 (O)	39 (O)	39 (O)	38 (O)	43 (O)	44 (O)	48 (M)	48 (M)	48 (M)	41 (O)	- (O)	41 (O)	37 (O)	30 (O)	- (O)	- (O)	40 (M)	45 (M)	52 (M)	49 (M)	49 (M)	Oligotrófico
	Transp	64 (E)	43 (O)	45 (M)	45 (M)	46 (M)	46 (M)	48 (M)	51 (M)	52 (M)	46 (M)	48 (M)	51 (M)	49 (M)	47 (M)	47 (M)	51 (M)	46 (M)	51 (M)	48 (M)	51 (M)	51 (M)	51 (M)	Mesotrófico
	IET Médio	72 (E)	42 (O)	73 (E)	77 (HE)	82 (HE)	81 (HE)	72 (E)	76 (E)	74 (E)	78 (HE)	79 (HE)	69 (E)	79 (HE)	79 (HE)	77 (HE)	70 (E)	68 (E)	79 (HE)	81 (HE)	82 (HE)	81 (HE)	81 (HE)	Hipereutrófico

\*Média Ponderada (Equação 3.6)

IET: Índice do Estado Trófico; (O) oligotrófico; (M) mesotrófico; (E) eutrófico; (HE) hipereutrófico

O cálculo do IET para Cl a, classificou todos os pontos como oligotróficos. Considerando-se a transparência de Secchi, os pontos foram classificados como mesotróficos. Semelhante ao observado no açude de Boqueirão, verifica-se que não houve relação entre os níveis tróficos definidos pelo IET aplicado à Cl a e as outras variáveis (Tabela 4.13). Neste açude, por apresentar níveis elevados de nutrientes, esperava-se uma maior concentração de Cl a, o qual não ocorreu. Entre as possibilidades da baixa concentração de biomassa algal, estão os tipos de algas presentes, a existência de uma elevada herbivoria pelo zooplâncton, a interferência de contaminantes através das descargas e o sombreamento das macrófitas.

**Tabela 4.13.** Matriz de Correlação entre IET de Carlson Modificado do açude de Bodocongó – PB.

	IET Ptot	IET PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	IET Cl a	IET Transp
IET Ptot	1,000			
IET PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,546**	1,000		
IET Cl a	-0,247	-0,098	1,000	
IET Transp	-0,359*	-0,001	0,073	1,000

\*\* Correlação significativa ao nível de 0.01

\* Correlação significativa ao nível de 0.05

O estudo comparativo do IET de Cairson Modificado dos dois açudes, mostrou que ao usar os nutrientes, houve boa resposta sobre o estado trófico de cada corpo aquático, diferenciando bem os níveis de cada um. Quando os índices foram calculados com as variáveis  $Cl_a$  e transparência, não se obteve o mesmo resultado, e ambos foram considerados de níveis tróficos semelhantes. Portanto, faz-se necessário o uso de outras variáveis, e/ou o cálculo de outros índices, para obter resultados mais conclusivos sobre os níveis de trofia dos ambientes estudados. Entretanto, a análise do IET à luz das observações *in loco* e do estudo do conjunto de dados, mostra que a escassa  $Cl_a$  no açude de Boqueirão está de acordo com seu nível trófico médio e representa sua distribuição ao longo do espelho de água. Já os valores baixos de  $Cl_a$  no açude de Bodocongó são conseqüências de fatores exógenos, provavelmente tóxicos ou endógenos da cadeia alimentar com excesso de predatismo sobre as algas.

As limitações dos índices do estado trófico, foram apontadas por Calijuri (1988), que sugeriu que essas restrições estariam associadas ao mecanismo interno de funcionamento dos reservatórios (tempo de residência, turbulência e morfometria); quantidade de material em suspensão e à distorção da transparência medida pelo disco de Secchi. Também influenciaria a frequência de amostragem. Portanto, além dos parâmetros usuais na determinação do Índice do Estado Trófico, devem ser utilizados outros parâmetros complementares que podem fornecer informações importantes no conhecimento das características intrínsecas de cada reservatório. Ceballos (1995), também considerou que as classificações do estado trófico forneciam uma tipologia genérica e limitada para refletir a dinâmica do metabolismo do corpo aquático. Aquela pesquisadora sugeriu incluir a quantificação de bactérias indicadoras de contaminação fecal, para avaliar as condições sanitárias do corpo aquático, ou seja, efetuar uma avaliação trófico – sanitária.

A sugestão do presente trabalho é incluir o oxigênio dissolvido, por possuir uma relação inversa com a quantidade de matéria orgânica, e fazer uma investigação do fitoplâncton e do zooplâncton.

#### 4.5. Caracterização Química e Sanitária dos Afluentes do Açude de Bodocongó.

Na América do Sul, se contamina cerca de 11 vezes mais a água doce do que na Europa. Estima-se que menos de 10% dos municípios da América Latina e Caribe tratam adequadamente os esgotos antes de dispô-los nos cursos de água. Dados para 1996 mostram que mais de 400m<sup>3</sup>/s de águas residuárias brutas são lançadas indevidamente aos corpos aquáticos (LEON; CAVALLINI, 1996).

As águas residuárias resultam da combinação de líquidos e dejetos sólidos transportados pelas descargas de residências, oficinas, prédios comerciais e instituições, juntamente com os resíduos das indústrias, das atividades agrícolas e de criação de animais, assim como águas subterrâneas, superficiais ou de precipitação que também podem se adicionar às águas residuárias (METCALF & EDDY, 2003).

As águas residuárias transportam material fecal, ocorrendo a contaminação dos corpos aquáticos com microrganismos patogênicos, tornando-os excelentes vias de disseminação de doenças de veiculação hídrica, responsáveis por altas taxas de morbi-mortalidade nos países subdesenvolvidos (GELDREICH, CRAUN, 1990).

Além do problema de saúde pública, associado à disposição de esgotos, outra razão para o seu tratamento é a preservação dos corpos hídricos receptores, diminuindo os impactos, como a eutrofização, o assoreamento e a redução do oxigênio dissolvido na água pelo seu consumo na biodegradação da matéria orgânica (CEBALLOS, 1995).

Nesse contexto, é importante avaliar a qualidade dos esgotos que são lançados no açude de Bodocongó, para compor um quadro diagnóstico das descargas que este açude recebe e que pode servir como subsídios para futuros projetos de gestão na bacia deste açude.

Foram verificados seis pontos de descargas de esgotos e de águas fortemente poluídas. Os valores dos parâmetros físicos, químicos e sanitários das mesmas encontram-se na Tabela 4.14.

**Tabela 4.14** – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação de Pearson (CV) de variáveis químicas e microbiológicas de pontos de descargas de esgotos no açude de Bodocongó – PB, abril/01 a dezembro/02.

	Pontos	média	min	max	DP	CV (%)
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	BD5	50	18	170	34	68
	BD6	48	21	218	42	87
	BD7	356	267	481	111	31
	BD8	364	267	474	104	29
	BD9	398	390	412	12	3
	BD10	473	412	557	75	16
N- amoniacal (mg/l)	BD5	3,4	0,6	19,0	4,0	118,4
	BD6	46,4	7,8	153,1	35,5	76,6
	BD7	72,6	36,3	112,3	38,1	52,5
	BD8	94,7	91,7	99,9	4,5	4,8
	BD9	106,5	99,8	115,4	8,0	7,6
	BD10	72,8	51,0	96,2	22,7	31,1
N - nítrico (mg/l)	BD5	1,5	0,0	7,6	1,6	104,4
	BD6	1,0	0,0	3,0	0,8	80,6
	BD7	0,8	0,2	1,4	0,6	77,0
	BD8	0,9	0,6	1,3	0,3	36,5
	BD9	0,7	0,5	1,0	0,2	32,0
	BD10	1,0	0,9	1,2	0,2	15,5
Ptot (mg/l)	BD5	0,9	0,0	2,3	0,6	72,0
	BD6	3,1	1,4	6,4	1,4	44,8
	BD7	1,6	1,2	2,1	0,5	29,0
	BD8	1,7	1,4	2,0	0,3	16,3
	BD9	1,1	1,0	1,1	0,1	5,8
	BD10	1,9	1,9	2,0	0,1	4,3
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	BD5	0,2	0,0	1,8	0,5	221,4
	BD6	1,6	0,5	2,5	0,6	36,2
	BD7	0,9	0,8	0,9	0,1	6,3
	BD8	0,4	0,4	0,5	0,1	22,4
	BD9	0,8	0,8	0,8	0,0	4,0
	BD10	1,0	0,9	1,0	0,1	5,8
CTerm (UFC/100ml)	BD5	5,82E+04	1,00E+00	5,00E+05	1,41E+05	241,8
	BD6	9,40E+04	3,30E+03	6,50E+05	1,62E+05	172,8
	BD7	1,32E+06	7,50E+05	2,00E+06	6,33E+05	48,1
	BD8	1,23E+07	9,00E+06	1,46E+07	2,95E+06	23,9
	BD9	1,44E+07	1,10E+07	1,82E+07	3,62E+06	25,1
	BD10	2,63E+06	1,10E+06	4,20E+06	1,55E+06	58,9
EF (UFC/100ml)	BD5	4,48E+03	7,00E+02	1,50E+04	3,48E+03	77,7
	BD6	1,44E+04	1,90E+03	5,20E+04	1,18E+04	81,7
	BD7	8,67E+04	3,00E+04	1,60E+05	6,66E+04	76,8
	BD8	4,10E+06	5,00E+05	6,00E+06	3,12E+06	76,1
	BD9	4,83E+06	3,00E+06	6,50E+06	1,76E+06	36,3
	BD10	1,73E+05	2,00E+04	4,00E+05	2,00E+05	115,6

O impacto das descargas de esgotos no açude Bodocongó verifica-se nos elevados valores médios de DBO<sub>5</sub> (48 e 473mg/l), com as maiores concentrações em três novos pontos de entrada de esgotos, que foram consequência da reurbanização da orla do açude (BD7, BD8 e BD9). O ponto de entrada de esgotos do bairro do Jeremias (BD10), apresentou valores de DBO<sub>5</sub> em torno de 400mg/l,

crescentes a partir de outubro/02 e diminuíram em julho/02, devido à diluição com a precipitação pluviométrica desse mês. Nos pontos BD7 a BD10, os valores de DBO<sub>5</sub> são correspondentes aos citados por Metcalf & Eddy (2003) para esgoto bruto de concentração forte. Não foram verificadas diferenças acentuadas nos valores de DBO<sub>5</sub> entre os pontos BD5 (Rio Bodocongó) e BD6 (águas poluídas do córrego que atravessa a UFCG), que foram monitorados durante 21 meses, e com concentração média em torno de 50mg/l.

A concentração da matéria orgânica, nutrientes e sais na água residuária doméstica, depende principalmente do consumo de água. Em países em desenvolvimento o esgoto é forte, com DBO<sub>5</sub> variando de 400 a 700mg/l, devido ao consumo baixo de água, em torno de 40 a 100l/hab.dia. Já em países desenvolvidos como os Estados Unidos, onde o consumo é elevado (350 a 400l/hab.dia) a água residuária é diluída e a DBO<sub>5</sub> varia de 200 a 250mg/l (MENDONÇA; MENDONÇA, 2000).

Valores de DBO<sub>5</sub> próximos aos dos afluentes do açude de Bodocongó, foram verificados por Silva *et al.* (2003), em esgotos brutos da cidade de Campina Grande (160 – 420mg/l); por Araújo, Duarte e Vale (2003), em esgotos do município de Natal – RN (283 – 682mg/l); por Piveli e Pereira (2003), nas águas residuárias do município de Lins-SP (98 - 476mg/l).

Nos afluentes ao açude, as concentrações médias de N-amoniacal, foram mais elevadas nos pontos BD7 a BD10 ( $\bar{x} = 72,6 - 106,5\text{mg/l}$ ) e mais baixas em BD5 ( $\bar{x} = 3,4\text{mg/l}$ ). Nos meses mais chuvosos verificou-se uma tendência de menores concentrações (efeito diluidor das chuvas). Em geral, as concentrações de N-amoniacal foram superiores às citadas na literatura para esgoto bruto considerado como forte, de 45mg/l (METCALF & EDDY, 2003).

Os valores de N-amoniacal, nos esgotos afluentes estão acima daqueles observados por Moraes, Kato e Florêncio (2001), de 18mg/l em esgotos domésticos de Jaboatão dos Guararapes-PE; por Araújo e Duarte (2001), em esgotos sanitários da cidade de São Gonçalo do Amarante – RN (32,2mg/l); por Lima *et al.* (2003), de 40mg/l nos esgotos sanitários de Lagoa Seca-PB; e por Piveli e Pereira (2003), que mediram valores médios de 11 a 51,5mg/l, nos esgotos brutos da cidade de Lins-SP.

Para N-nítrico, os maiores valores foram verificados em BD5 ( $\bar{x} = 1,5\text{mg/l}$ ) e os menores entre BD7 e BD10 ( $\bar{x} = 0,7 - 1,0\text{mg/l}$ ), apresentando certa homogeneidade

sazonal. Nos afluentes ao açude de Bodocongó, as concentrações de N-nítrico foram mais elevadas nos pontos onde foram registradas as menores concentrações de nitrogênio amoniacal devido à nitrificação (WETZEL, 1981; SCHAFER, 1985; ESTEVES, 1998).

Os valores de  $P_{tot}$  e  $PO_4^{3-}$  foram mais elevados nas águas do córrego que atravessa a UFCG (BD6), com médias de 3,1mg/l e de 1,6mg/l. O monitoramento deste ponto também foi contemplado por Meira *et al.* (2001) e Ceballos ao analisarem o impacto dos esgotos domésticos nas águas de drenagem urbana da cidade de Campina Grande, onde verificaram concentrações médias de  $P_{tot}$  próximas às determinadas neste estudo (entre 3,0 e 4,0mg/l e de  $PO_4^{3-}$  entre 2,3 e 4,0mg/l). Este ponto de amostragem é caracterizado pela presença de plantas aquáticas, assim, o aumento das concentrações de fósforo, pode está associado tanto a sua liberação pela morte e decomposição destas plantas, quanto pelo incremento de fósforo através dos afluentes ou por ambas razões. Estas concentrações, quando comparadas com as citadas por Metcalf & Eddy (2003), enquadram estas águas residuárias como de fraca concentração de  $P_{tot}$  (4mg/l) e  $PO_4^{3-}$  3mg/l).

Os valores médios de  $P_{tot}$ , identificados nos esgotos afluentes de Bodocongó, estão abaixo dos determinados por Moraes, Kato e Florêncio (2001) em Jaboatão dos Guararapes – PE (6,0mg/l de  $P_{tot}$ ), e os de Lima *et al.* (2003), de 7,5mg/l (Lagoa Seca – PB).

Os valores médios de CTerm, nos pontos de entrada de esgotos, variaram entre  $5,8 \times 10^4$  UFC/100ml e  $1,4 \times 10^7$  UFC/100ml. As concentrações mais elevadas foram verificadas nos pontos BD7 a BD10, e as mais baixas no Rio Bodocongó (BD5). Os valores mais baixos neste ponto, estão associados ao carreamento de esgoto diluídos com de águas pluviais, além de ser um local que apresenta algumas condições ambientais adversas, especialmente a forte exposição à luz solar, que diminui a sobrevivência das bactérias indicadoras. As concentrações intermediárias foram registradas no ponto BD6 ( $\bar{x} = 9,8 \times 10^4$  UFC/100ml). Os EF, tiveram comportamento semelhante aos CTerm, com concentrações médias entre  $4,5 \times 10^3$  UFC/100ml e  $4,8 \times 10^6$  UFC/100ml. Meira *et al.* (2001), verificaram neste mesmo ponto, concentrações médias entre  $10^4$  e  $10^5$  UFC/100ml.



Segundo Silva (1982), valores de CTerm, na ordem de  $10^7$ UFC/100ml, são típicos dos esgotos brutos domésticos de Campina Grande - PB.

Valores médios semelhantes aos encontrados neste estudo, também foram evidenciados por Castro (1999), em três córregos afluentes ao açude de Bodocongó (valores médios de CTerm entre  $9,0 \times 10^5$  e  $1,4 \times 10^7$ UFC/100ml, e EF entre  $4,4 \times 10^4$  e  $6,29 \times 10^5$ UFC/100ml). Entretanto, os valores de CTerm observados neste açude, estão acima daqueles verificados por Lima *et al.* (2003) em Lagoa Seca - PB, onde as concentrações médias foram de  $8,5 \times 10^6$ UFC/100ml.

O uso da água contaminada do açude pela comunidade ribeirinha do Novo Bodocongó/Vila dos Teimosos ou por outros habitantes, seja para recreação, pesca, lavagem de roupas ou outras atividades representa um problema de saúde pública a ser enfrentado.

O efetivo gerenciamento dos recursos hídricos implica a constante avaliação de quantidade e qualidade da água simultaneamente, a fim de que se conheça adequadamente o estado das águas, seu potencial e os possíveis problemas associados com a contaminação e a poluição. Além disso, o monitoramento também pode identificar regiões com baixa contaminação e dar indicações sobre o que conservar e qual o custo dessa conservação (STRASKRASBA; TUNDISI, 1999). O monitoramento é o primeiro passo importante para a elaboração de um banco de dados confiável e adequado que possa ser útil ao gerenciamento (TUNDISI, 2003).

#### **4.6. Análise da Eficiência de Macrófitas na Redução das Concentrações de Matéria Orgânica, Nutrientes e Coliformes Termotolerantes no Açude de Bodocongó.**

O açude de Bodocongó apresenta cerca de um terço ( $124.000\text{m}^2$ ) de seu espelho d'água colonizado por macrófitas, especialmente *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Typha spp* nos extremos leste e oeste e acúmulos destas nas margens (Figura 4.45). A *Eichhornia crassipe* é uma macrófita com grande habilidade de adaptação e possui alto potencial de propagação e crescimento

vegetativo, de maneira que pode interferir no funcionamento de sistemas aquáticos (OLIVEIRA; BARBOSA; SOARES, 1998).

Houve reduções acentuadas dos parâmetros analisados ao longo de todo o período, após a passagem dos afluentes pelas áreas com macrófitas (Tabelas 4.15 e 4.16). Estas exerceram um efeito filtrador significativo, ficando suas raízes cobertas com um espesso biofilme microbiano.

Em escala real, a ETE "La Estrella", na cidade do México, possui tanques de polimento dos efluentes com *E. crassipes*, que reduzem DBO<sub>5</sub> a valores inferiores a 2mg/l e a turbidez a 1-2uT, sendo usado no reuso irrestrito para irrigação de jardins e pastos (CISNEROS, 2001).

**Tabela 4.15** - Concentrações e remoções (%) de N-amoniacoal, N-nítrico, Ptot, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, DBO<sub>5</sub>, CTerm e EF antes e após passagem pela área de macrófitas (margem oeste), açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).

período	N-amoniacoal (mg/l)			N-nítrico (mg/l)			Ptot (mg/l)			PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)		
	entrada	saída	%	entrada	saída	%	entrada	saída	%	entrada	saída	%
chuva1	5,8	3,8	34,8	1,6	0,9	42,1	0,9	0,7	22,7	0,6	0,5	7,6
chuva2	1,7	5,0	-200,9	0,6	1,2	-96,9	0,6	2,1	-259,6	0,0	1,0	-2819,9
seca 1	2,1	1,7	19,6	2,2	1,8	19,0	1,2	0,9	22,5	0,3	0,6	-73,8
seca 2	4,8	5,4	-12,9	1,6	2,4	-46,4	0,8	1,0	-23,5	0,0	0,9	-3519,5

período	DBO <sub>5</sub> (mg/l)			CTerm (UFC/100ml)			EF (UFC/100ml)		
	entrada	saída	%	entrada	saída	%	entrada	saída	%
chuva1	42	5	89	3,36E+04	1,37E+04	59	5,04E+03	1,92E+03	62
chuva2	33	3	92	1,06E+04	1,07E+04	-1	4,41E+03	1,51E+03	66
seca 1	47	3	94	3,35E+03	4,10E+03	-22	2,68E+03	8,28E+02	69
seca 2	88	4	95	2,43E+05	4,13E+03	98	6,58E+03	1,35E+03	79

**Tabela 4.16.** Concentrações e remoções (%) de N-amoniacoal, N-nítrico, Ptot,  $PO_4^{3-}$ ,  $DBO_5$ , CTerm e EF antes e após passagem pela área de macrófitas (margem leste), açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).

período	N-amoniacoal (mg/l)			N-nítrico (mg/l)			Ptot (mg/l)			$PO_4^{3-}$ (mg/l)		
	entrada	saída	%	entrada	saída	%	entrada	saída	%	entrada	saída	%
chuva1	27,1	3,3	87,7	1,0	0,8	24,2	1,8	0,9	48,6	1,0	0,6	40,5
chuva2	45,9	6,8	85,2	0,9	1,0	-14,8	2,6	1,3	50,5	1,5	1,0	31,1
seca 1	40,4	1,6	96,1	1,2	1,3	-10,0	5,3	0,7	86,3	2,1	0,5	76,2
seca 2	18,3	3,9	78,4	1,3	1,3	-2,7	1,9	1,1	41,7	0,8	0,7	8,1

período	$DBO_5$ (mg/l)			CTerm (UFC/100ml)			EF (UFC/100ml)		
	entrada	saída	%	entrada	saída	%	entrada	saída	%
chuva1	44	2	94	2,00E+04	4,80E+03	76	1,16E+04	1,44E+03	88
chuva2	29	2	92	1,29E+05	3,39E+04	74	5,44E+03	3,54E+03	35
seca 1	37	3	91	1,94E+04	1,97E+04	-2	1,18E+04	1,88E+03	84
seca 2	95	5	94	2,54E+05	3,13E+04	88	2,18E+04	3,35E+03	85

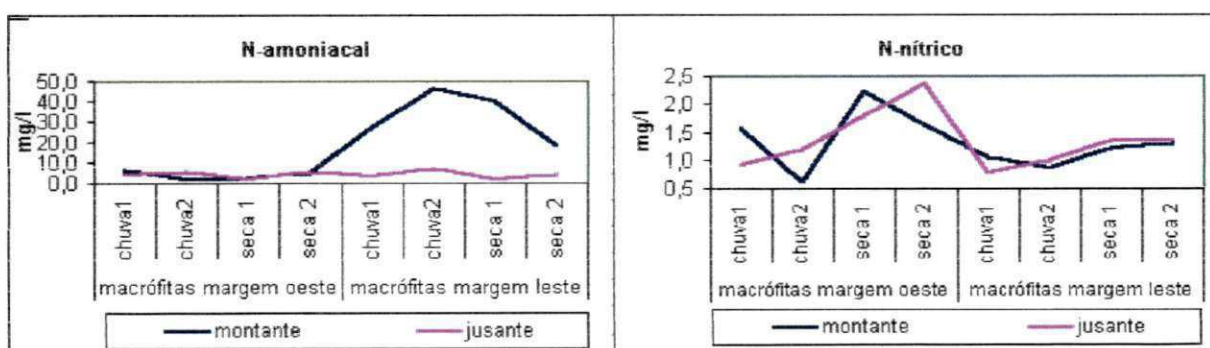
Verificou-se menor redução das formas de nitrogênio e de fósforo em 2002, devido à reurbanização da orla do açude que teve como consequência abundante mortandade dessas plantas, seu acúmulo nas margens e no sedimento e sua posterior biodegradação, com liberação de nutrientes para a coluna d'água. Houve também incremento nas entradas de fósforo e nitrogênio devido à novas descargas de esgoto nessa época. Esse impacto se refletiu em ambas as áreas sob estudo e de forma mais acentuada na área oeste, que apresentou plantas de aguapé com folhas mais pequenas, senescentes e de raízes mais curtas, por estar mais próxima às descargas mais fortes, e com menor concentração de oxigênio verificando-se nesse local menor capacidade de retenção de poluentes, e maior fluxo hidráulico, menor capacidade de filtração, de sedimentação e de manutenção das taxas de absorção de nutrientes pelas raízes. A degradação do biofilme e dos microrganismos que ali habitam, junto com o pouco desenvolvimento do aguapé foram os principais fatores. Dessa forma, com condições extremas de sobrecarga orgânica e de fluxos hidráulicos, ocorrem perdas da eficiência do sistema de "terras úmidas naturais" na retenção de alguns componentes eutrofizantes e de microrganismos.

Não houve variações na capacidade de retenção/transformação de nutrientes em relação às épocas climáticas (secas ou chuvosas). No geral, nas regiões tropicais o nascimento, crescimento e morte das macrófitas ocorrem em um processo contínuo durante todo o ano, uma vez que as condições climáticas, especialmente a temperatura, não é limitante (ESTEVES; CAMARGO, 1986; ESTEVES, 1998).

Houve maior remoção de N-amoniaco na margem leste (> 78%) para todas as épocas, onde se mantiveram bastante constantes o fluxo hidráulico e as cargas poluidoras. A maior matéria orgânica na margem oeste, com entrada de novos esgotos, foi à causa do decréscimo da remoção dessa variável (20 – 35%).

O percentual de remoção de N-nítrico foi de 24% no primeiro período de chuvas (entre abril/01 e julho/01) na margem leste e mais elevado (42%) na oeste no mesmo período (Tabela 4.15; Figura 4.46).

A maior absorção de amônio pelas macrófitas ocorre por ser esta a forma de nitrogênio, energeticamente mais viável para o metabolismo celular, não havendo necessidade de sua transformação para ser incorporado à biomassa, como ocorre com o nitrato, que precisa ser reduzido pela enzima nitrato-redutase até amônio. Entretanto, a presença do íon amônio em altos níveis pode inibir a formação da enzima nitrato-redutase e conseqüentemente sua própria assimilação (ESTEVES, 1998).



**Figura 4.46** - Concentrações de N-amoniaco e N-nítrico antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).

Barbieri e Coelho (2001), ao estudarem a absorção de nutrientes por *Eichhornia crassipes*, no Rio Anil-MA, observaram que a planta absorve com

sucesso nitrogênio amoniacal (cerca de 10  $\mu\text{g/L}$  em 28 dias), fósforo total (cerca de 120  $\mu\text{g/L}$  no mesmo tempo) e ortofosfato (cerca de 15  $\mu\text{g/L}$ ).

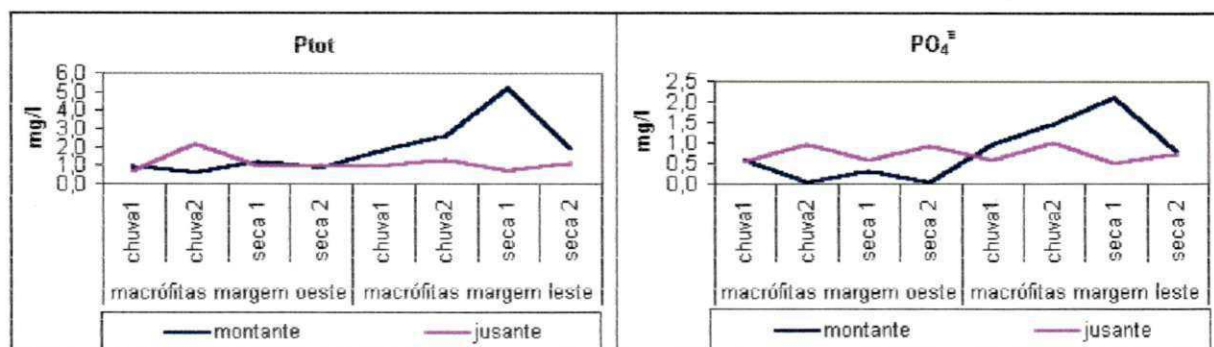
No presente estudo, os percentuais de redução de N-nitrico não foram muito elevados, semelhantes aos encontrados por Lopes-Ferreira (2000), numa área alagada do rio Atibaia-SP (23 a 50%) e por Arantes, Conte e Leopoldo (2001) em lagoas de estabilização com *E. crassipes*, que reduziram cerca de 15% de nitrato. Estes pesquisadores atribuíram parte das perdas de N-nitrico nas áreas alagadas ao processo de desnitrificação.

Provavelmente, as menores remoções das formas de nitrogênio na área alagada do açude de Bodocongó, no ano de 2002, podem estar associadas à reurbanização da orla do açude, já citada, pois este evento, gerou a mortandade das macrófitas aquáticas, e estas ao se acumularem no sedimento, após decomposição, incrementaram a concentração dos nutrientes na água. Estes resultados foram observados por Leite e Watanabe (2001), sobre a decomposição de macrófitas em dois açudes do semi-árido paraibano, onde a *E. crassipes* desempenhou importante papel na liberação de nutrientes para a coluna d'água, particularmente de N - amoniacal e nitrito durante a decomposição de sua biomassa.

Na margem leste do açude de Bodocongó houve remoção de P<sub>tot</sub> nos quatro períodos com percentuais de 42 a 86%. Na margem oeste somente houve remoção no primeiro período de chuvas (23%) e no primeiro de estiagem (23%) (Tabela 4.14; Figura 4.47). A remoção de fósforo a igual que a de nitrogênio, deve-se principalmente à sua assimilação pelas macrófitas, pelo perifiton e plâncton e pelo biofilme, sendo convertido em material celular. Parte também é precipitada sob diferentes formas químicas, dependendo do pH. A maior remoção ocorreu no período de estiagem, época com temperaturas ( $\bar{x} = 25,1 - 25,5^{\circ}\text{C}$ ) e fotoperíodo ( $\bar{x} = 8 - 9\text{h}$ ) mais altos, que favoreceram o desenvolvimento das plantas.

O ortofosfato solúvel ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) foi pouco reduzido na margem oeste (8%, apenas numa época) e superior na margem leste (nas quatro épocas estudadas - de 8 a 76%) (Tabela 4.14; Figura 4.47). A menor eficiência para  $\text{PO}_4^{3-}$  deve-se a seu balanço entre as quantidades assimiladas, as liberadas na biodegradação e por lise celular e da decomposição da matéria orgânica dos esgotos. Esse comportamento se verifica especialmente na margem oeste do açude.

A retirada do excesso de macrófitas é importante para manter o efeito de filtro e as eficiências de remoção de componentes poluentes e para evitar que sua decomposição contribua com a elevação das formas de nitrogênio e fósforo e com o assoreamento.



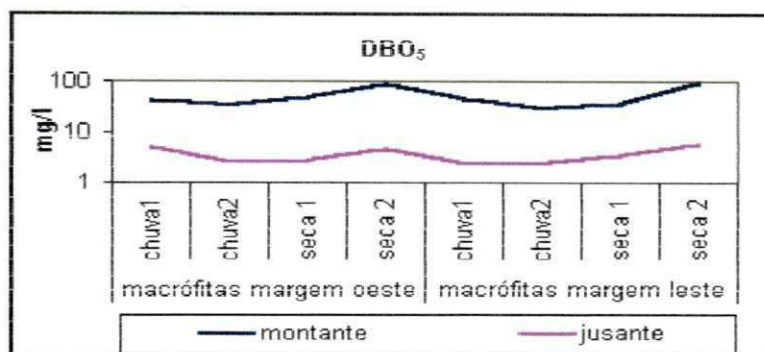
**Figura 4.47** - Concentrações de Ptot e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).

Estudos desenvolvidos por Petrucio e Esteves (2000) sobre a influência do fotoperíodo na absorção de nutrientes por macrófitas, mostraram que o aumento do fotoperíodo eleva os percentuais médios de redução. A maior redução de Ptot (79,1%) e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (84,4%) com *E. crassipes* foi obtida com incubação de 12 horas de fotoperíodo quando comparada à exposição de 10h (Ptot : 69,9%; e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: 74,5%).

Estudos de Sousa *et al.* (2000), em “wetlands” para pós-tratamento de efluente de reator UASB, verificaram remoção de Ptot de 100% sendo portanto uma alternativa viável, no pós- tratamento de esgotos sanitários.

Pesquisas com macrófitas no tratamento de efluentes de piscicultura, mostraram eficiência, com *E. crassipes* e *P. stratiotes* houve remoção de Ptot (82,0% e 83,3%, respectivamente). Segundo Henry-Silva e Camargo (2001) o efluente tratado pode ser reutilizado na própria piscicultura ou mesmo ser lançado nos ecossistemas aquáticos sem promover rápida eutrofização.

O percentual de remoção de DBO<sub>5</sub> no presente estudo foi elevado para todas as épocas climáticas, variando de 89 a 95% (Tabela 4.14; Figura 4.48).

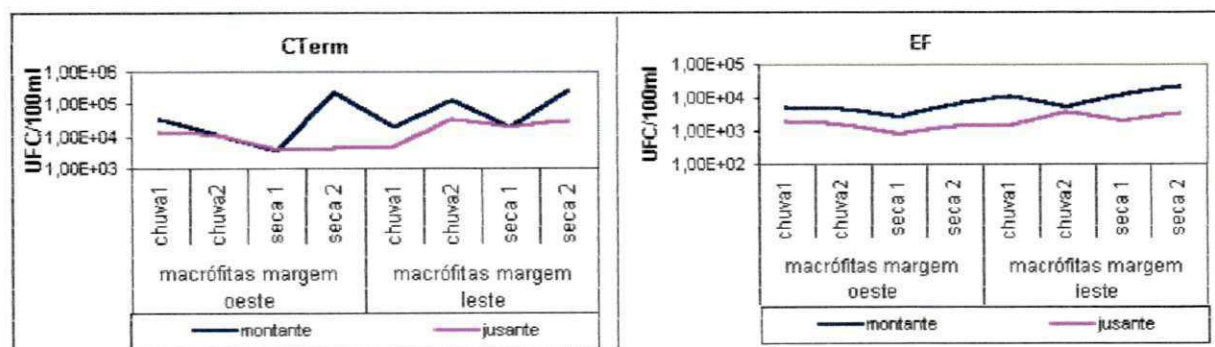


**Figura 4.48** - Concentrações de DBO<sub>5</sub> antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).

Estudos em “wetlands” naturais feitos por Manfrinato (1989), no Rio Piracicaba, detectaram que estes sistemas de tratamento, permitem a descontaminação com relação a DBO<sub>5</sub>, CTerm, turbidez, cor e substâncias químicas inorgânicas. Os resultados obtidos indicaram que para a maioria dos parâmetros estudados os sistemas de tratamento foram eficientes durante todo o ano, removendo 49% de turbidez, 84% de DBO<sub>5</sub>, 76% de N-amoniaco e 66% de fósforo.

Meira *et al.* (2001), utilizando “wetlands” artificiais para o polimento de águas superficiais poluídas, apresentaram remoção de DBO<sub>5</sub> maior que 77%.

No açude de Bodocongó, as concentrações de CTerm afluentes foram reduzidas em 59% (primeiro período chuvoso) e 98% (segunda época de estiagem) após passagem pelas macrófitas do extremo oeste. Na margem leste, a remoção foi mais elevada (74 a 88%). EF foram reduzidos nas duas margens com macrófitas e em todas as épocas climáticas (35 a 88%) (Tabela 4.14; Figura 4.49).



**Figura 4.49** - Concentrações de CTerm e EF antes (montante) e após (jusante) passagem pela área de macrófitas, açude de Bodocongó – PB, nos períodos de chuvas (abril a agosto/01 – chuva 1; março a agosto/02 – chuva 2) e de seca (setembro/01 a fevereiro/02 – seca 1; setembro a dezembro/02 – seca 2).

Resultados semelhantes foram encontrados por Lopes-Ferreira (2000), após a passagem por uma área de macrófitas do rio Atibaia – SP, com redução de cerca de 90% de coliformes termotolerantes. Estudos desenvolvidos por Sousa *et al.* (1998) utilizando wetlands vegetados com *E. crassipes* e *Typha sp* no tratamento de esgotos, verificaram uma redução de CTerm de cerca de 92 %, próxima a desta pesquisa.

Ceballos *et al.* (2000a e 2000b) avaliaram o desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade da água de um córrego urbano poluído verificaram que os leitos cultivados com *Typha spp* apresentaram remoção elevada de coliformes termotolerantes (82,0% a 99,9%), ou seja, também dentro da afaixa observada no presente trabalho.

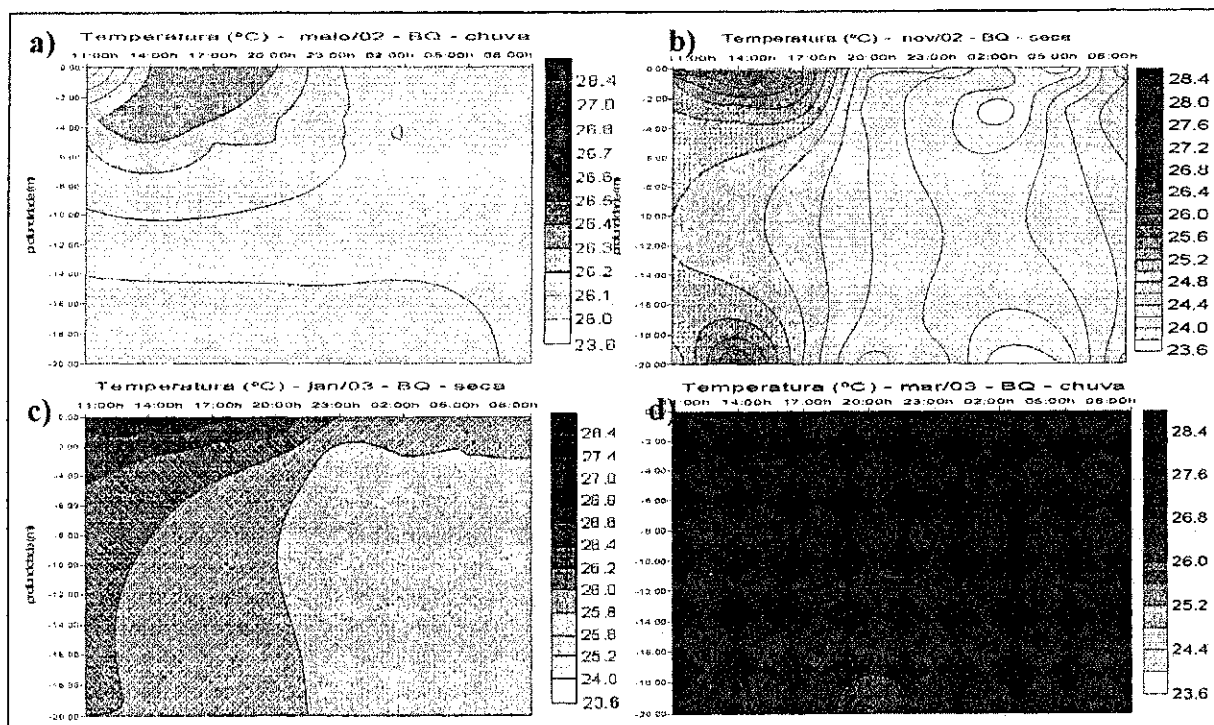
Oliveira *et al.* (2004) avaliando o uso de terras úmidas na remoção de formas de nitrogênio, de bactérias e na biodegradação da matéria orgânica, atribuíram a elevada remoção de bactérias (99,6 a 99,9%) ao fato do biofilme apresentar uma rica biota que tem efeito de competição com os coliformes e estreptococos, e, ainda, a um provável efeito tóxico/bactericida de substâncias excretadas pelas raízes, aliado a ação litica e a morte natural de bactérias de origem fecal nos ambientes agressivos. Os mesmos conceitos são aplicados por diferentes autores aos processos de remoção bacteriana em diferentes tipos de terras úmidas.

#### **4.7. Estudo Vertical e Nictemeral de Variáveis Limnológicas e Sanitárias nos Açudes Epitácio Pessoa (Boqueirão) e Bodocongó.**

##### **4.7.1. Açude Epitácio Pessoa**

Os perfis de temperatura no açude de Boqueirão, mostraram, através das figuras de isolinhas (Figura 4.50), um sistema com microestratificações em todas as nictemeraias. Durante as coletas de maio/02, a temperatura variou entre um mínimo de 25,9°C e máximo de 26,4°C. A coluna d'água mostrou-se termicamente instável e apresentou na maioria dos horários da manhã, inversão térmica, e desestratificação da coluna d'água após as 23:00h.





**Figura 4.50** - Variação vertical e nictemeral de temperatura, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

As termoclinas invertidas formam-se basicamente por influência das chuvas, que diminuem os gradientes de densidade (BEADLE, 1974), devido à velocidade dos ventos que resfria as camadas superiores da coluna d'água. Quando a água mais fria se sobrepõe à água mais quente, facilmente se destrói a estratificação com uma reduzida quantidade de energia eólica (WETZEL, 1981; MINOTI, 1999).

No presente estudo, não foram verificadas chuvas durante as coletas de maio/02. No entanto, estas ocorreram nos oito dias anteriores (18,9mm), que pode ter favorecido o processo de termoclina invertida. A amplitude de variação entre a superfície e o fundo do açude foi significativa em maio ( $F=6,600$ ,  $p=0,002$ ), variou entre  $0^{\circ}\text{C}$  (11:00 e 8:00h) e  $0,5^{\circ}\text{C}$  (17:00h) e foi maior do que a amplitude média entre os horários ( $0,2^{\circ}\text{C}$ ). Segundo Payne (1986), são suficientes amplitudes térmicas de  $0,5^{\circ}\text{C}$  para originar estratificações relativamente estáveis nas águas de regiões tropicais. Por apresentar, na maioria dos horários, valores inferiores a  $0,5^{\circ}\text{C}$ , esses resultados reforçam as considerações acima sobre que as estratificações não foram duradouras e só ocorreram até as 23:00h.

Ramírez (1996), estudando a variação vertical e nictemeral no Lago das Garças - SP, que há várias décadas vem sofrendo um processo progressivo de

eutrofização, verificou no verão, a ocorrência de chuvas resultando numa termoclina invertida, que foi evidenciada as 6:00h, próxima a 1m de profundidade e foi afundando até seu completo desaparecimento as 22:00h onde ocorreu a mistura da coluna d'água. Talling (1957), em corpos aquáticos africanos, observou apenas no terceiro dia de coleta, caracterizado como muito mais fresco que os dias anteriores, o aparecimento de estratificação inversa e atribuiu esse processo a perda do calor da superfície, criando assim uma instabilidade da coluna d'água.

Em novembro/02, a temperatura do açude Epitácio Pessoa variou entre 23,6 e 26,2°C e apresentou uma amplitude máxima de variação entre a zona eufótica e afótica de 1,4°C apenas às 11:00h. Na maior parte dos horários (seis das oito horas amostradas) esta amplitude foi  $\leq$  a 4,0°C. As diferenças entre o dia e a noite ( $F=18,366$ ;  $p=0,000$ ) foram maiores do que entre as profundidades, mostrando uma amplitude média de cerca de 2,0°C durante o dia. A termoclina verificada as 11:00h (1,8m de profundidade) foi afundando até desaparecer completamente entre 20:00 e 23:00h (mistura). As 02:00h voltou a aparecer (1,8m) e as 05:00h houve uma inversão térmica, voltando a isotermia as 08:00h da manhã seguinte.

No ciclo nictemeral de janeiro/03, a temperatura da água esteve entre um mínimo de 26,1°C e um máximo de 27°C. Verificou-se diferenças significativas entre as diferentes profundidades ( $F=3,860$ ;  $p=0,020$ ), com amplitude máxima de 0,7°C (11:00 a 14:00h). A partir das 11:00h foi observado um gradiente térmico, onde a termoclina que se apresentou a 1,8m, afundou progressivamente até 2,7m as 20:00h. A termoclina desviou-se pelo aumento da radiação solar, que originou um incremento de temperatura da água, estabelecendo uma camada uniforme de temperatura (até 2,7m) que culminou com o afundamento das camadas mais frias para gerar uma inversão térmica as 23:00h e, posteriormente, por transferência de calor, ocorreu uma mistura parcial da coluna d'água entre 02:00 e 05:00h da madrugada, voltando a aparecer uma termoclina, embora invertida, as 08:00h da manhã seguinte. O aquecimento da água não está limitado à camada de influência direta da radiação; o aumento da temperatura provoca uma maior agitação no movimento molecular e, pelo contato direto entre as moléculas da água, esse estado de agitação se transfere, lentamente, com perda de energia, para as profundidades não influenciadas pela radiação (SCHAFER, 1985).

Durante a nictemeral de março/03, a temperatura variou entre 25,9°C e 28,4°C. Dentre as nictemeraias realizadas no açude Epitácio Pessoa, foi a que

apresentou as maiores amplitudes de variação entre a superfície e o fundo (0,6 a 1,5°C). Estas diferenças foram significativas ( $F=7,162$ ,  $p=0,001$ ) e mais acentuadas do que as ocorridas entre os horários do dia e da noite. Durante as primeiras horas de luminosidade, o ganho de energia na camada superficial teve como conseqüência à formação de uma termoclina a 2,4m de profundidade (11:00 a 17:00h). Com o decorrer do dia e do ganho de energia, a termoclina deslocou-se para as camadas inferiores, sendo a ação do vento do final da tarde eficaz para homogeneizar termicamente a coluna d'água as 23:00h, permanecendo praticamente isotérmica até as 08:00h da manhã seguinte.

Os resultados acima, mostram que em todas as nictemerais houve períodos de estratificação, geralmente durante o dia, seguidos de circulação durante a madrugada, devido o esfriamento da água, devido a diminuição da temperatura do ar e pelo aumento da velocidade do vento detectados *in loco*. Este esfriamento noturno é decorrente da perda de calor da superfície da água para a atmosfera por radiação e convecção. Estas características são típicas de corpos aquáticos polimíticos quentes que apresentam repetidos períodos de circulação e curtos intervalos de aquecimento e estratificação fraca, seguida de esfriamento rápido (ESTEVES, 1998). Nestas circunstancias, a circulação provocada pelas correntes de convecção é suficiente, juntamente com o vento, para romper a estratificação (WETZEL, 1981; MARGALEF, 1983; MINOTI, 1999).

Este comportamento foi observado por Barbosa (2002) no açude Taperoá II - PB, com estratificações entre as 14:00 e 18:00h, com formação de termoclina a 3m no período seco e 1,5m no chuvoso, e circulações noturnas entre 18:00 e 02:00h. O processo de desestratificação foi atribuído à queda da temperatura do ar e o aumento da velocidade dos ventos à noite que quebraram a barreira térmica e de densidade provocando mistura completa da coluna d'água.

Muitos pesquisadores têm mostrado a existência de um padrão de mistura durante a noite em ecossistemas aquáticos tropicais (TALLING, 1957; GANF; VINER, 1973; GANF, 1974; EGBORGE, 1979; MELACK; FISHER, 1983).

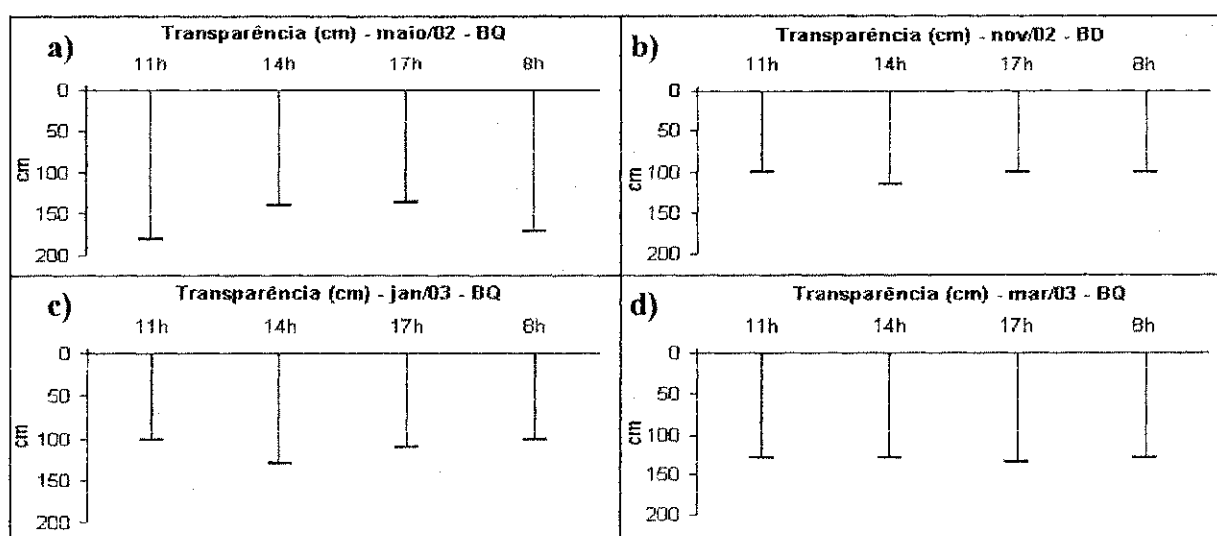
Pinto-Silva (1980), verificou que o Lago do Recreio - MT apresentou-se estratificado entre as 08:00 e 18:00h e a partir das 20:00h o lago entrou em condição de isoterma.

Esteves *et al.* (1988) observaram comportamento térmico semelhante na Lagoa Imboacica - RJ, onde a lâmina d'água apresentou-se estratificada nas horas

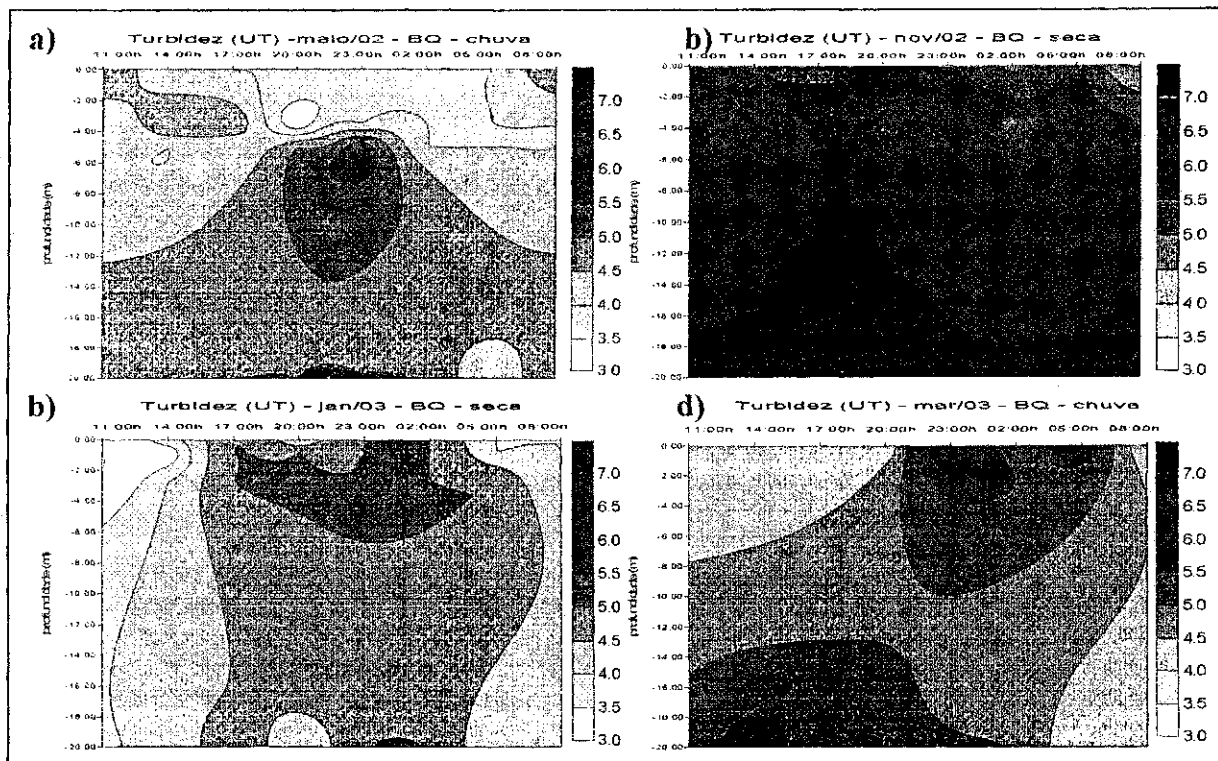
mais quentes dos dias de coletas e apresentou desestratificação durante todo período noturno.

As Figuras 4.51 e 4.52 ilustram respectivamente a variação da transparência da água, durante as horas de luz medida com o disco de Secchi e de turbidez nas nictemerais do açude de Boqueirão. Os valores médios mínimos para a transparência ( $\bar{x}=104\text{cm}$ ) e máximos de turbidez ( $5,6\text{uT}$ ) foram evidenciados nas coletas de novembro/02.

Os valores médios de turbidez, durante as nictemerais, foram baixos ( $4,3$  a  $5,6\text{uT}$ ) e crescentes com a profundidade. Em novembro/02, a turbidez mostrou diferenças significativas entre as profundidades e apresentou valores crescentes da superfície para o fundo do açude ( $F=8,105$ ,  $p=0,000$ ), que podem ter influência do fitoplâncton, já que nestas coletas foram observadas as maiores concentrações de clorofila *a* ( $2,1$  a  $3,8\mu\text{g/l}$ ). Houve variação significativa da turbidez, entre o período diurno e noturno, para a nictemeral de janeiro/03 ( $F=12,626$ ,  $p=0,000$ ), com valores mais elevados a noite, associados a resuspensão de material do fundo do açude devido a circulação na coluna d'água. A menor penetração de luz revelada nas nictemerais de novembro/02 pode está associada a turbidez biogênica. Aumentos na biomassa de algas contribuem consideravelmente para o aumento da turbidez na coluna d'água (BRANCO, 1986; WETZEL, 1993).



**Figura 4.51** - Variação vertical e nictemeral da transparência, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB



**Figura 4.52** - Variação vertical e nictemeral da turbidez, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

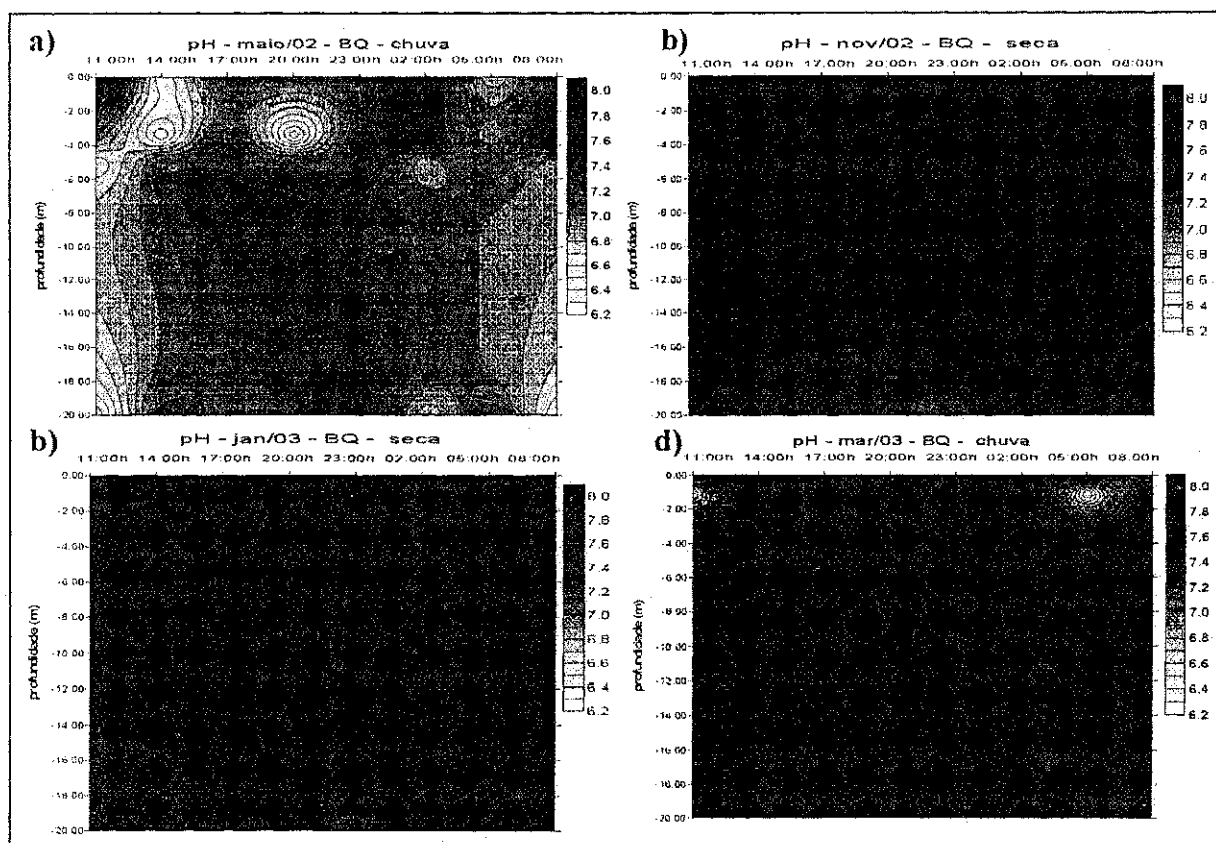
Segundo Toledo e Hay (1988), ambientes aquáticos eutróficos como o Paranoá (DF), com bom suprimento de nutrientes, a luz pode limitar a produção primária fitoplanctônica. Estes autores verificaram que a transparência do lago estava inversamente correlacionada com a concentração de clorofila *a* no epilimnio, indicando que o fitoplâncton era o principal componente na atenuação vertical da luz.

Na presente investigação, observou-se que a transparência do açude Epitácio Pessoa estava inversamente correlacionada com a biomassa fitoplanctônica medida como clorofila *a* ( $r=-0,472$ ,  $\alpha=0,05$  – novembro/02;  $r=-0,453$ ,  $\alpha=0,05$  – janeiro/03) e com a turbidez ( $r=-0,492$ ,  $\alpha=0,05$  – novembro/02). Tal fenômeno foi observado por Castelo Branco (1991) no Lago Paranoá - DF e por Ramirez e Díaz (1995) na Lagoa do Parque Norte (Colômbia).

Tavares (2000), estudando a represa São Salvador (Sapé - PB), com elevado grau de trofia, atribuiu baixos valores de transparência (30cm) ao fitoplâncton em suspensão à presença de ácido húmico proveniente da biodegradação das macrófitas e vegetação submersa.

Barbosa (2002) sugeriu que os menores valores de transparência no período seco, no açude Taperoá II – PB, estão associados à maior disponibilidade de nutrientes, resultando no aumento da condutividade elétrica e turbidez biogênica.

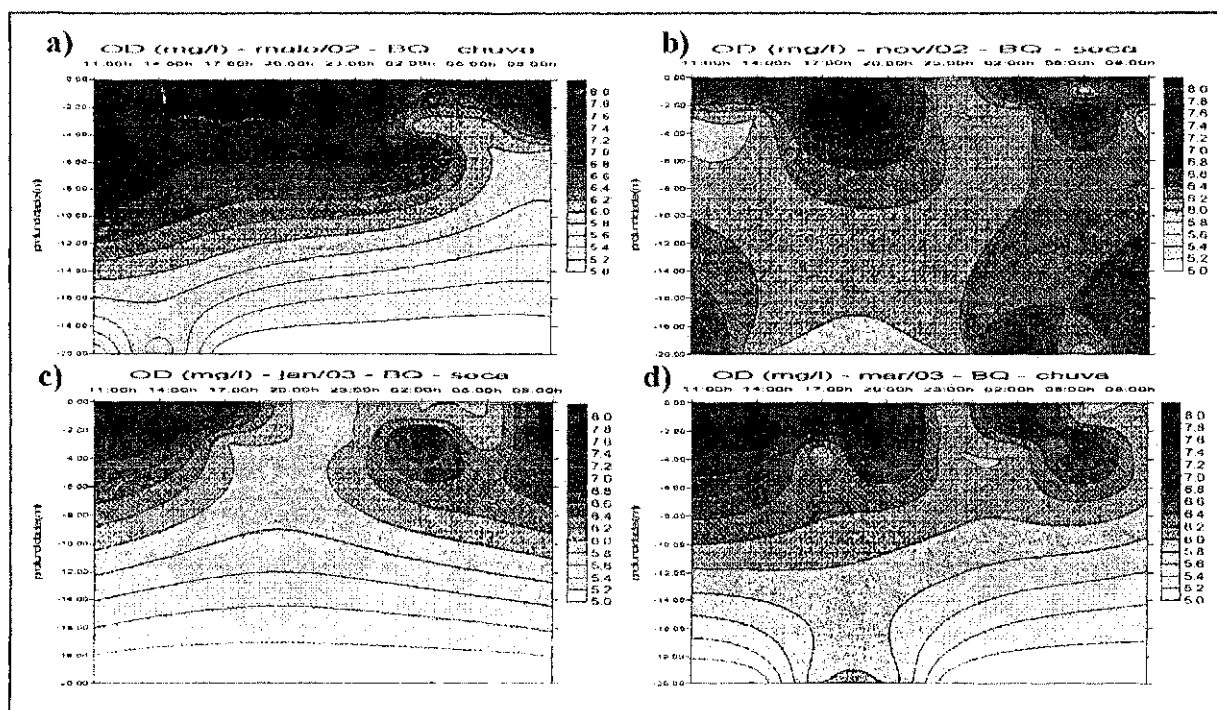
O pH não apresentou grandes mudanças ao longo da coluna d'água e dos ciclos nictemerais do açude Epitácio Pessoa, variando entre neutro ( $\bar{x} = 7,1$  – maio/02 e 7,4 – março/03) e levemente básico ( $\bar{x} = 7,8$  – novembro/02 e janeiro/03), com valores mínimos a 20m de profundidade ( $\bar{x} = 7,4$ ) e máximos nas camadas superficiais ( $\bar{x} = 7,6$ ) (Figura 4.53). Os estudos nictemerais de maio/02 e março/03 não mostraram um padrão de variação horário e vertical definido. Nas coletas de estiagem (novembro/02 e janeiro/03), evidenciaram-se valores mais elevados ( $\bar{x} = 7,8$ ) e estratificações definidas, especialmente entre 11:00 e 20:00h, com declínio acentuado com a profundidade. No hipolímnio a formação do  $\text{CO}_2$  e a redução do pH são intensificadas pelo aumento da biodegradação heterotrófica da matéria orgânica (WETZEL, 1981; SCHAFFER, 1985; ESTEVES, 1998).



**Figura 4.53** - Variação vertical e nictemeral do pH, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

Gavilan-Díaz (1990), explicou que as pequenas variações de pH são decorrentes da alta alcalinidade e da capacidade de tamponamento das águas da represa de Barra Bonita - SP, que permitiram com o deslocamento do equilíbrio do  $\text{CO}_2$ , manter um pH relativamente estável nos compartimentos do sistema. No presente estudo, a tendência de elevação do pH no período de estiagem e nas camadas superficiais, pode ser justificada através do processo fotossintético, que aumenta a demanda de  $\text{CO}_2$ , afetando deste modo o sistema carbônico (TALLING, 1957; COLE, 1983; MARGALEF, 1983; SCHAFFER, 1985; ESTEVES, 1998).

Dentre as variáveis analisadas, o oxigênio dissolvido foi aquela que mais se associou com os perfis de temperatura da água. Os quatro perfis apresentaram variação diária nas diferentes profundidades, e revelaram padrão clinogrado, especialmente entre 11:00 e 20:00h (Figura 4.54). Egborge (1979) mostrou que estratificações diurnas de temperatura coincidiram com estratificações de oxigênio dissolvido no Lago Asejire (Nigéria).



**Figura 4.54** - Variação vertical e nictemeral de OD, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

As perdas de oxigênio no hipolímnio (perfil clinogrado) ocorrem principalmente como resultado da oxidação biológica da matéria orgânica, especialmente na interface sedimento-água, onde a decomposição bacteriana é mais intensa (WETZEL, 1981; ESTEVES *et al.*, 1988; ESTEVES, 1998).

A coluna d'água do açude Epitácio Pessoa, mesmo apresentando perfil clinogrado, mostrou-se bem oxigenada em todos os horários até a profundidade máxima de coleta (20m) e não ocorreu anoxia em qualquer das profundidades, com percentuais de saturação entre 60 e 108%.

Resultados semelhantes foram observados por Gavilan-Díaz (1990) na represa Barra Bonita - SP, atribuindo o transporte de oxigênio à convecção sob efeito da velocidade do vento (difusão turbulenta). Para Bozzeli *et al.* (1992) a não ocorrência de anoxia no fundo da represa de São José do Rio Preto - SP foi atribuída aos gradientes térmicos pouco estáveis na coluna d'água.

No presente estudo, os valores noturnos relativamente altos de OD, foram provavelmente ocasionados pela ação do vento, que promoveu oxigenação nas camadas superiores. Este mesmo comportamento foi verificado por Ramírez (1995) no reservatório de Punchiná (Colômbia).

Como era de esperar, as maiores concentrações de OD no presente estudo, ocorreram no período iluminado, com percentual de saturação na zona eufótica entre 105,1% (maio/02 e janeiro/03) e 89,5% (novembro/02) e na zona afótica entre 89,4% (novembro/02) e 65% (janeiro/03). Houve diferenças significativas entre as profundidades nas nictemerais de maio/02 ( $F=27,971$ ,  $p=0,000$ ), janeiro/03 ( $F=17,000$ ,  $p=0,000$ ) e março/03 ( $F=13,839$ ,  $p=0,000$ ), com menores percentagens de saturação nas maiores profundidades, especialmente no período noturno. As pequenas variações térmicas na coluna d'água em novembro/02 se refletiram nas concentrações de OD, onde foram evidenciadas as menores amplitudes de variação entre a superfície e o fundo do açude (0,2 a 1,0mg/l) nos horários de luz. Estas baixas amplitudes podem estar associadas à redução da estratificação térmica permitindo a migração do oxigênio para as camadas mais profundas (ALVES, CAVALCANTI; MATOS, 1988; RAMÍREZ, 1996; CALIJURI; DEBERDT; MINOTI, 1999).

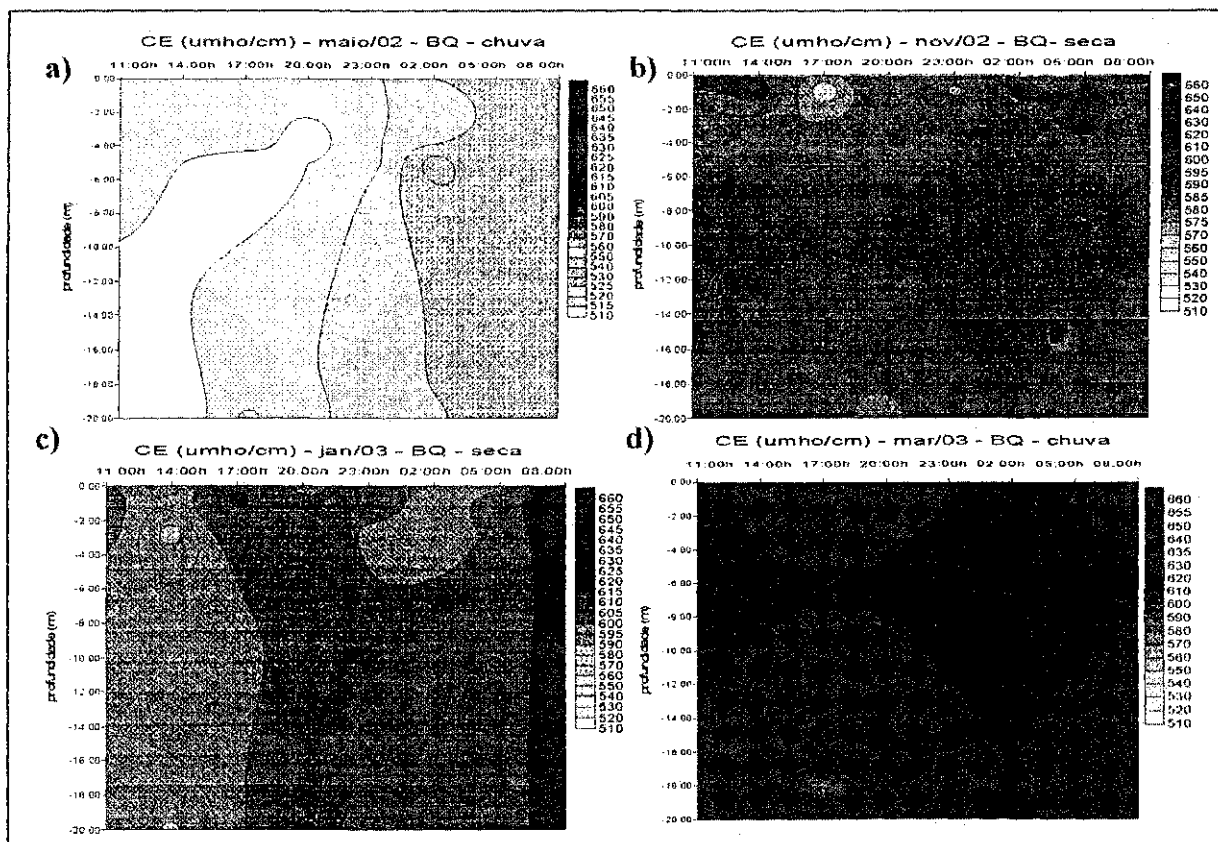


O padrão de variação diária do oxigênio dissolvido, com o aumento do percentual de saturação a partir do início do período iluminado e um mínimo no período noturno, foi observado por Ganf (1974) no Lago George (Uganda), por Melack e Fisher (1983) no Lago Calado (Amazônia Central), por Camargo e Miyai (1988) no Lago Curuçá - PA, por Huszar, Werneck e Esteves (1994) na Lagoa Juparanã - ES e por Barbosa (2002) no açude Taperoá II - PB. Estes autores atribuíram esse aumento durante o dia a atividade fotossintética e a diminuição no período noturno, ao processo respiratório e à oxidação da matéria orgânica.

A maioria dos perfis obtidos por Ramírez (1996) da variação dos teores de oxigênio em profundidade no Lago das Garças - SP, que se encontra em processo progressivo de eutrofização, correspondeu ao tipo clinogrado. Esse comportamento foi atribuído às temperaturas elevadas do fundo que resultam num alto consumo de oxigênio na zona afótica.

O mesmo comportamento foi observado por Alves, Cavalcanti e Matos (1988), estudando o Lago Paranoá - DF num ciclo de 24 horas, verificando variações acentuadas nos valores médios diurnos e noturnos no perfil de oxigênio, com teores mais altos (9,3mg/l) na superfície e mais baixos (1,6mg/l) a 20m, para o dia. Durante a noite, observou-se queda nestas concentrações em todas as profundidades com hipolímnio próximo a anoxia.

No açude Epitácio Pessoa, a CE (Figura 4.55) mostrou valores mais elevados na nictemeral de março/03 ( $\bar{x}$  = 640  $\mu$ mho/cm), relacionados ao carreamento de sais com as chuvas. Não foram verificadas diferenças acentuadas entre as profundidades. As diferenças significativas entre os horários foram observadas nas coletas de maio/02 (F=12,052, p=0,000), janeiro/03 (F=11,354, p=0,000) e março/03 (F=23,389, p=0,000). Em maio/02 e janeiro/03 os valores aumentaram a partir das 17:00h até 8:00h do dia seguinte. O aumento da CE no período noturno, provavelmente esteja associado a resuspensão de íons do fundo durante a circulação noturna da coluna d'água.



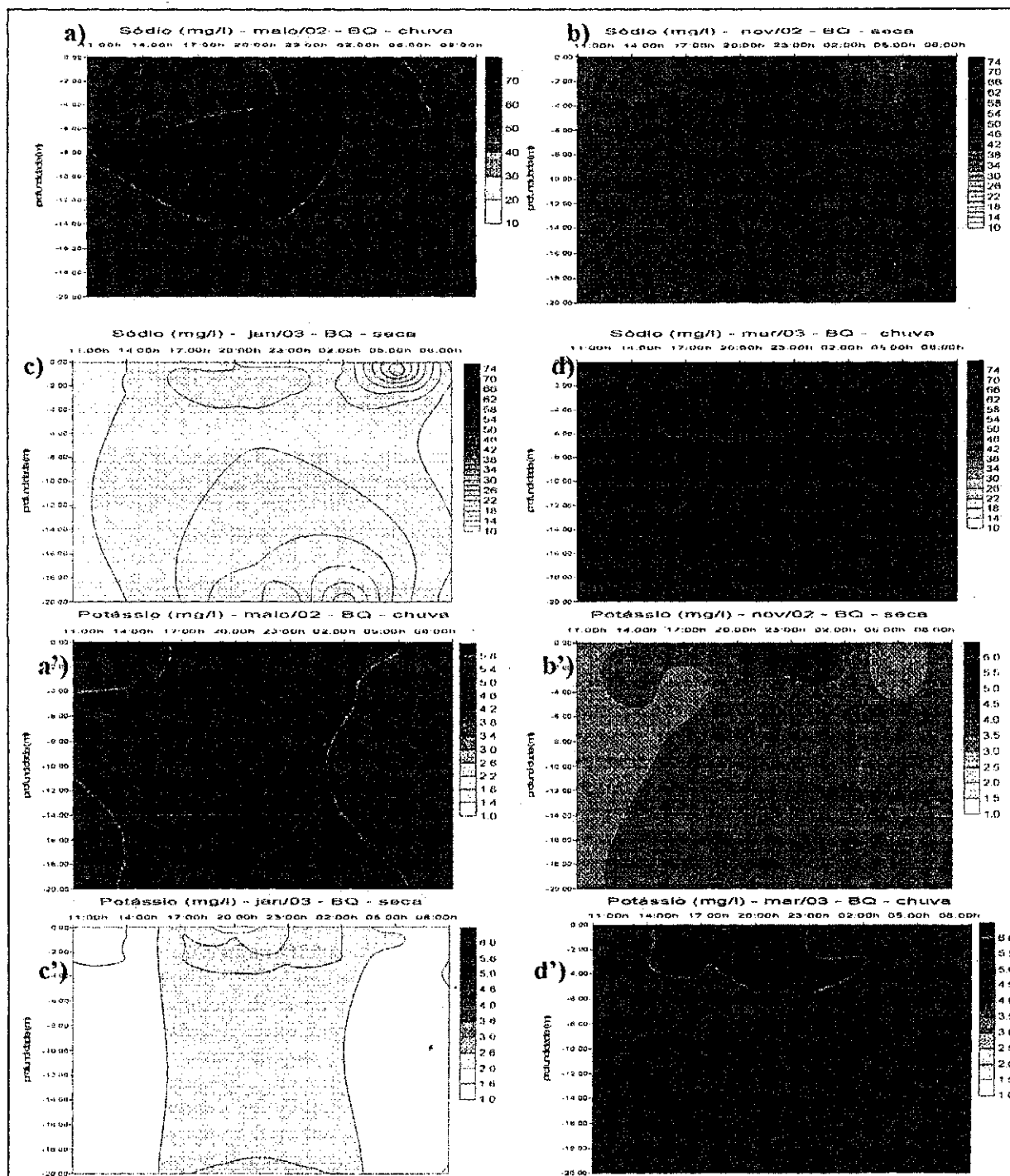
**Figura 4.55** - Variação vertical e nictemeral de CE, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Eptácio Pessoa (Boqueirão) – PB

Pequenas flutuações de CE no ciclo nictemeral também foram verificadas por Huszar, Werneck e Esteves (1994) na Lagoa Juparanã - ES, os quais indicaram que as variáveis que poderiam afetá-la (íons) oscilaram pouco.

Segundo Egborge (1979) mudanças significativas nos valores de CE não seriam esperadas em curtos intervalos de tempo. Os estudos de Ramirez (1995), no reservatório Punchiná (Colômbia), mostraram baixas variações de condutividade elétrica associadas à instabilidade da estratificação térmica, que provoca a homogeneização dos íons na coluna d'água.

As concentrações de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ , foram mais elevadas nas coletas nictemerais de chuvas ( $\text{Na}^+$ : 59 a 74mg/l;  $\text{K}^+$ : 5 a 6mg/l) (Figuras 4.56). Semelhantemente ao perfil da condutividade elétrica, não foram verificadas diferenças expressivas entre as profundidades. Para  $\text{Na}^+$  houve variações significativas entre as horas, em maio/02 ( $F=4,033$ ,  $p=0,005$ ), novembro/02 ( $F=8,963$ ,  $p=0,000$ ) e janeiro/03 ( $F=4,394$ ,  $p=0,003$ ), com valores mais altos no período noturno. Os perfis de  $\text{K}^+$  mostraram

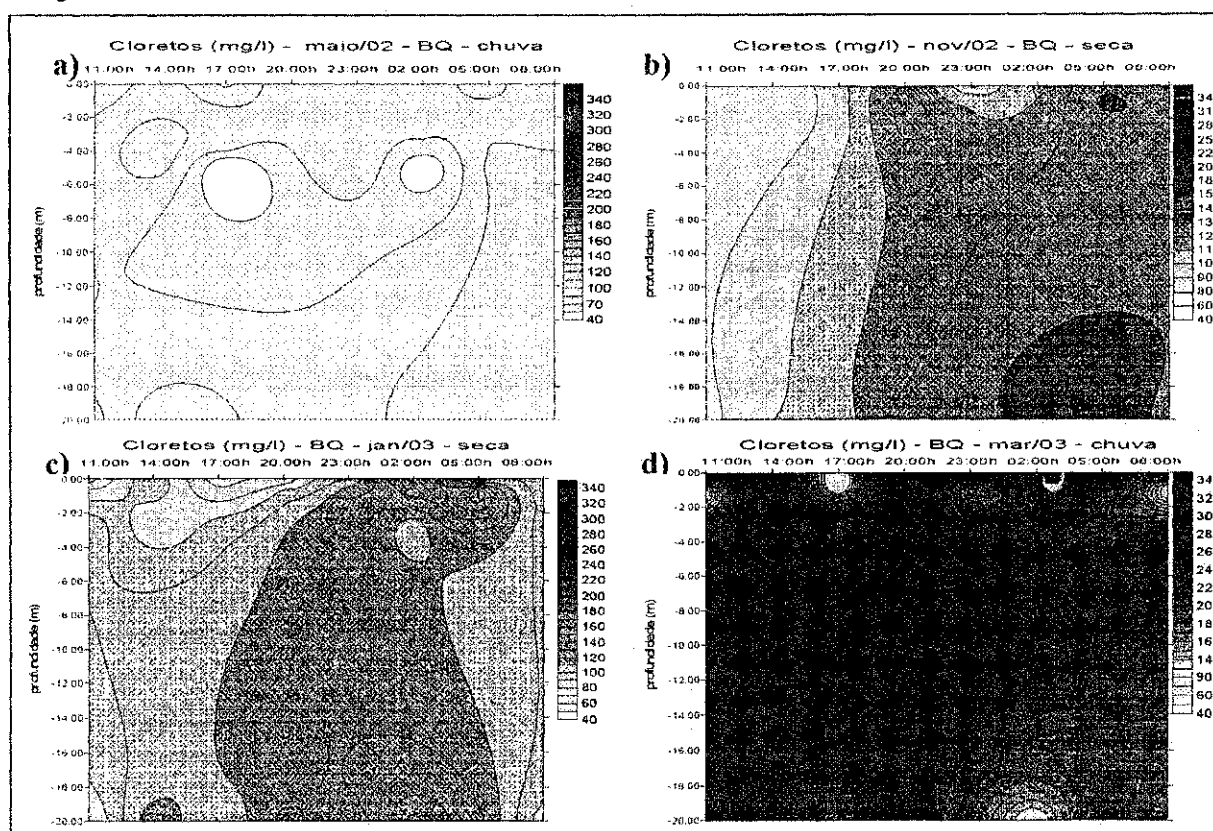
variações significativas entre os horários de coleta em novembro/02 ( $F=6,429$ ,  $p=0,000$ ), janeiro/03 ( $F=14,857$ ,  $p=0,000$ ) e março/03 ( $F=4,429$ ,  $p=0,003$ ). As máximas concentrações de  $\text{HCO}_3^-$  ocorreram nas coletas de estiagem ( $\bar{x}=122\text{mg/l}$  – novembro/02;  $\bar{x}=137\text{mg/l}$  – janeiro/03), e não houve diferenças significativas entre as profundidades e horas de coletas.



**Figura 4.56** - Variação vertical e nictermal de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ , nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB.

O perfil das concentrações de  $\text{Cl}^-$  acompanharam o comportamento da condutividade elétrica no açude de Boqueirão (Figura 4.57) e apresentaram maiores valores na nictemeral de março/03 ( $\bar{x}=229\text{mg/l}$ ). Não houve diferenças significativas entre as concentrações de  $\text{Cl}^-$  nas profundidades. Em novembro/02 ( $F=18,823$ ,  $p=0,000$ ) e janeiro/03 ( $F=3,428$ ,  $p=0,011$ ) houve variações significativas entre os horários de amostragem, com tendência de aumento durante a noite, pela maior mistura e as contribuições do fundo.

De acordo com Esteves (1998), ecossistemas aquáticos estratificados, podem apresentar distribuição heterogênea dos principais íons, com maiores valores no fundo dos corpos d'água. Esse fenômeno foi observado em estudos de Camargo e Miyai (1988) no Lago Curuçá - PA, no período em que houve estratificação térmica ao longo das 24 horas, as concentrações de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  e outros íons apresentaram maiores concentrações nas camadas mais profundas da coluna d'água.



**Figura 4.57** - Variação vertical e nictemeral de  $\text{Cl}^-$ , nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

Não foram verificados padrões verticais e nictemeris definidos para a alcalinidade e dureza total no reservatório Epitácio Pessoa (Figuras 4.58). As concentrações médias de alcalinidade foram mais elevadas em março/03 (98mg/l). Para a dureza, verificou-se uma leve tendência de aumento com a profundidade, com valores médios mínimos em março/03 (101mg/l) e máximos em janeiro/03 (126mg/l). Maiores valores de dureza na parte mais profunda do reservatório estão relacionados à liberação de  $\text{CO}_2$  resultante da decomposição da matéria orgânica. O  $\text{CO}_2$  é fundamental para solubilização do  $\text{CaCO}_3$ , e conseqüente formação de bicarbonato de cálcio, um dos principais compostos responsáveis pela dureza das águas (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994; ESTEVES, 1998).

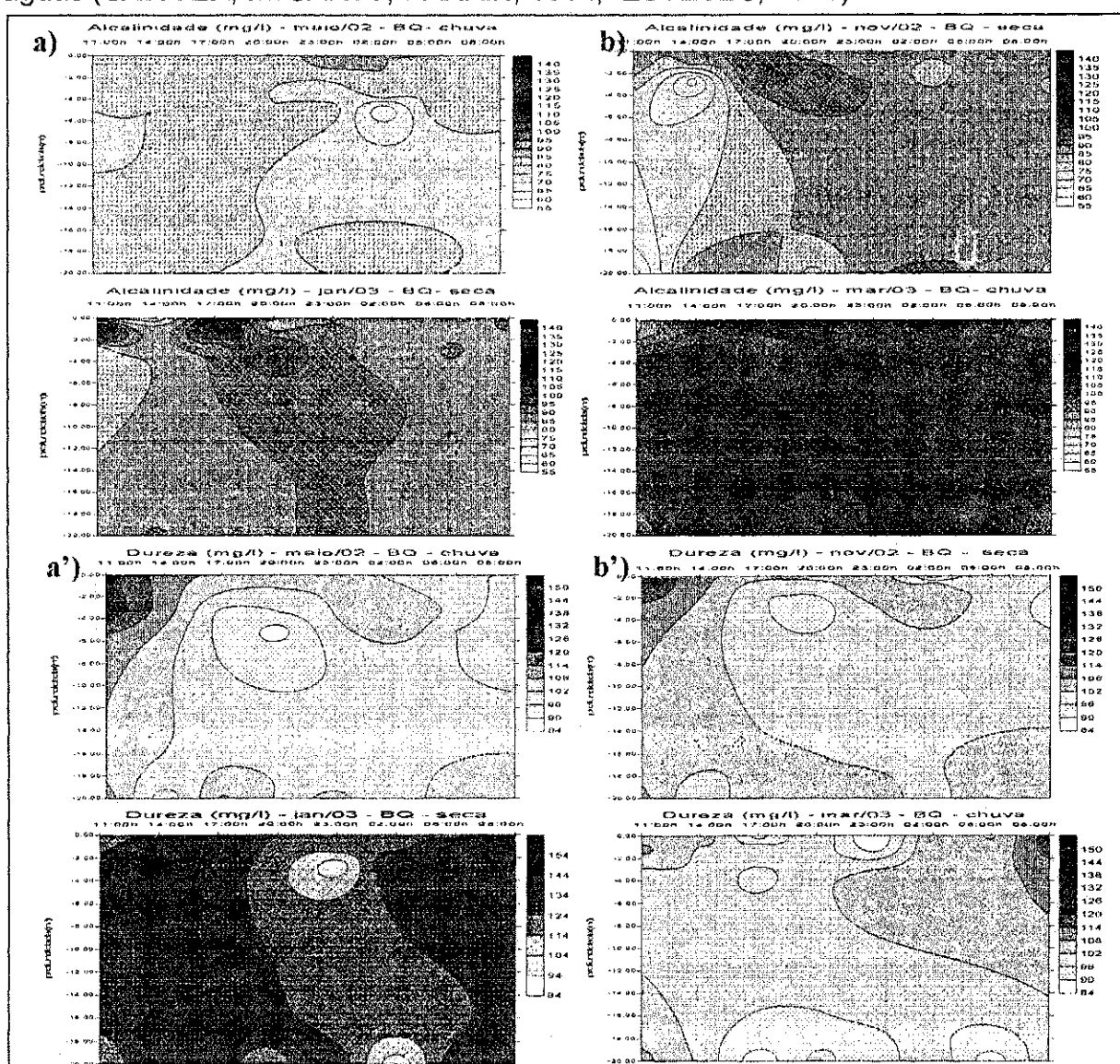


Figura 4.58 - Variação vertical e nictemeral de alcalinidade e dureza total nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

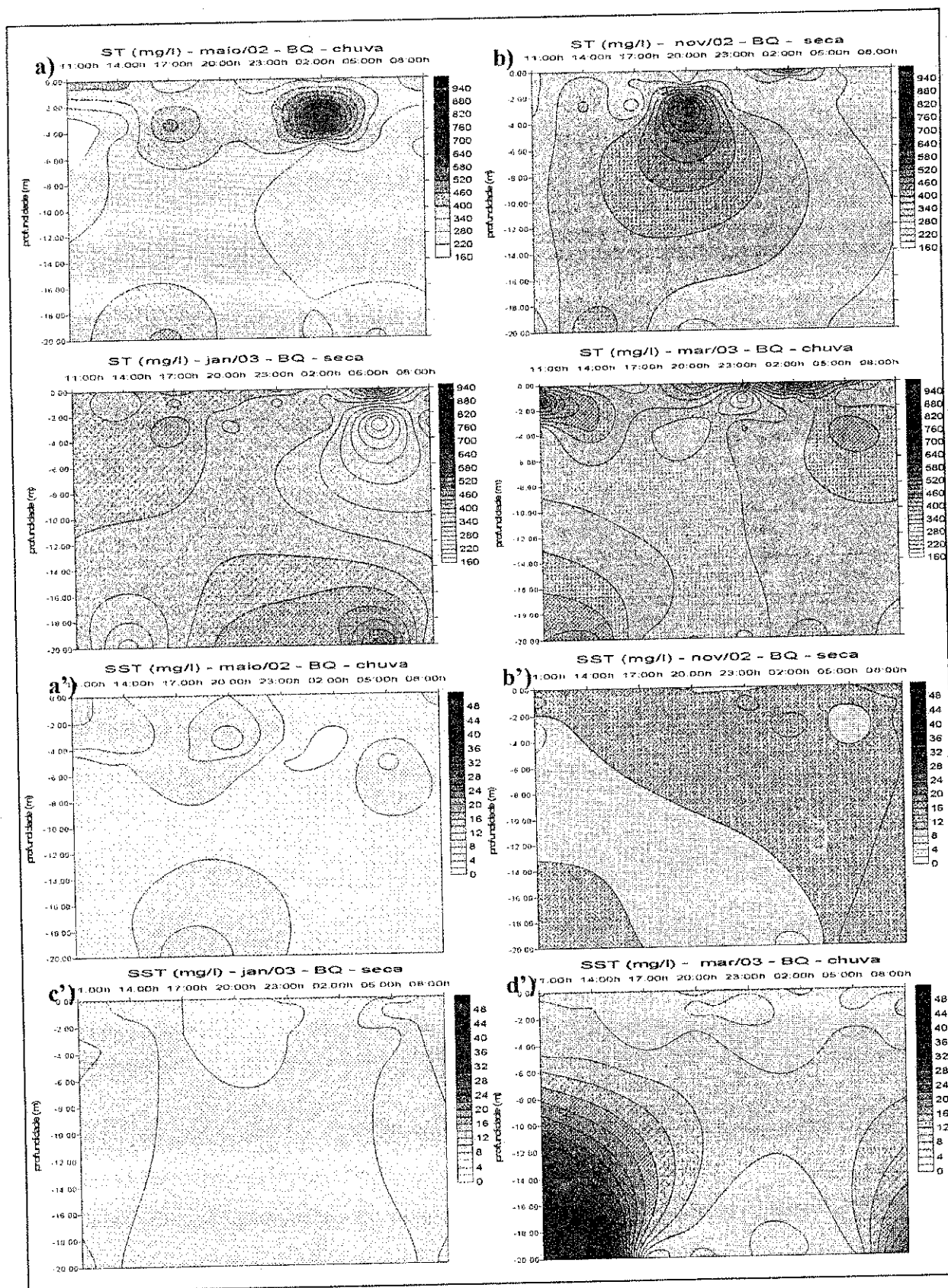
Esteves *et al.* (1988) na Lagoa Imboacica – RJ, observaram pequenas variações verticais e nictemerais da alcalinidade, as quais foram associadas ao comportamento térmico instável, com estratificações de curta duração, o que pode também ser aplicado ao açude Epitácio Pessoa.

Já Alves, Cavalcanti e Mattos (1988) no Lago Paranoá - DF, destacaram a ocorrência de estratificação térmica definida com diferença de 5°C entre a superfície e o fundo, junto com uma estratificação da alcalinidade, com valores mais baixos nas camadas superficiais aumentando com a profundidade; a presença de um padrão consistente para a alcalinidade foi usado como evidência de estratificação estável.

Os ST, apresentaram concentrações médias entre 343mg/l (maio/02) e 407mg/l (março/03). Não houve variações significativas entre os horários e nem nas profundidades de coleta. Os SST mostraram-se sensivelmente mais elevados em novembro/02 (cerca de 10mg/l), possivelmente associados aos maiores valores de turbidez nas nictemerais desse mês. Ocorreram variações horárias significativas em janeiro/03 ( $F=8,484$ ,  $p=0,000$ ), com concentrações mais baixas entre 17:00 e 02:00h. Em março/03, as diferenças foram significativas entre as profundidades ( $F=3,109$ ,  $p=0,042$ ), aumentando em direção ao fundo do reservatório, especialmente entre 11:00 e 14:00h. Destaca-se que essas variações ocorreram em março/03, quando se verificaram as maiores amplitudes de variação ao longo da coluna d'água (Figura 4.59).

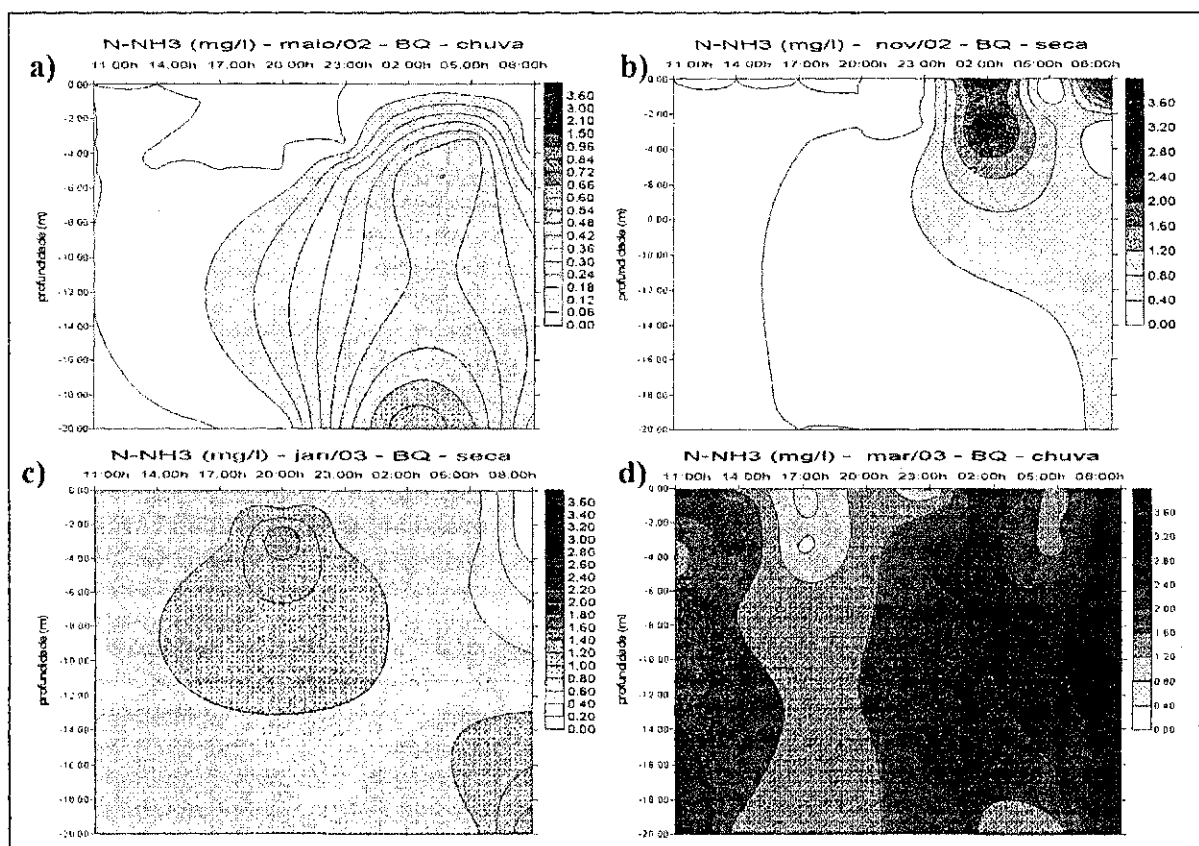
A análise do material em suspensão fornece informações sobre a quantidade de células vivas e mortas, bem como materiais inorgânicos endógenos e exógenos (PINTO-SILVA, 1980). O material em suspensão altera a qualidade óptica da água, influenciando a penetração de luz na coluna d'água (RUGANI, 1980).

Gavilán-Díaz (1990), verificou na Represa Barra Bonita - SP, estratificação de sólidos suspensos em todos os horários, com uma tendência de aumento com a profundidade, variando entre 2,34mg/l (superfície) e 22,0mg/l (18,0m de profundidade).



**Figura 4.59 -** Variação vertical e nictemeral de ST e SST, nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) - PB

As concentrações médias de N-amoniaco variaram entre 0,11mg/l – maio/02 e 1,82mg/l – março/03 (Figura 4.60). Durante a noite foi observado um incremento com variações significativas entre os horários de coleta nos meses maio/02 ( $F=4,170$ ,  $p=0,004$ ), novembro/02 ( $F=4,643$ ,  $p=0,002$ ) e março/03 ( $F=8,187$ ,  $p=0,000$ ). Apesar de haver um leve aumento com a profundidade, em praticamente todas as nictemerais, este não foi estatisticamente significativo. Este comportamento já era esperado pela falta de estratificação térmica duradoura, desestratificando no período noturno. A inexistência de camadas com temperatura e densidade diferentes à noite favoreceu a mobilidade dos nutrientes liberados pelo sedimento, aumentando sua concentração nesses horários.



**Figura 4.60** - Variação vertical e nictemeral de N-amoniaco ( $N-NH_3$ ), nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

Segundo Calijuri, Deberdt e Minoti (1999) a estratificação da coluna d'água impede a distribuição vertical homogênea dos nutrientes. Os estudos de Alves, Cavalcanti e Mattos (1988) no Lago Paranoá - DF, mostraram relação de N-amoniaco com a estratificação durante as horas diurnas, com um gradiente vertical de distribuição bem definido e valores crescentes da superfície ao fundo. Nas



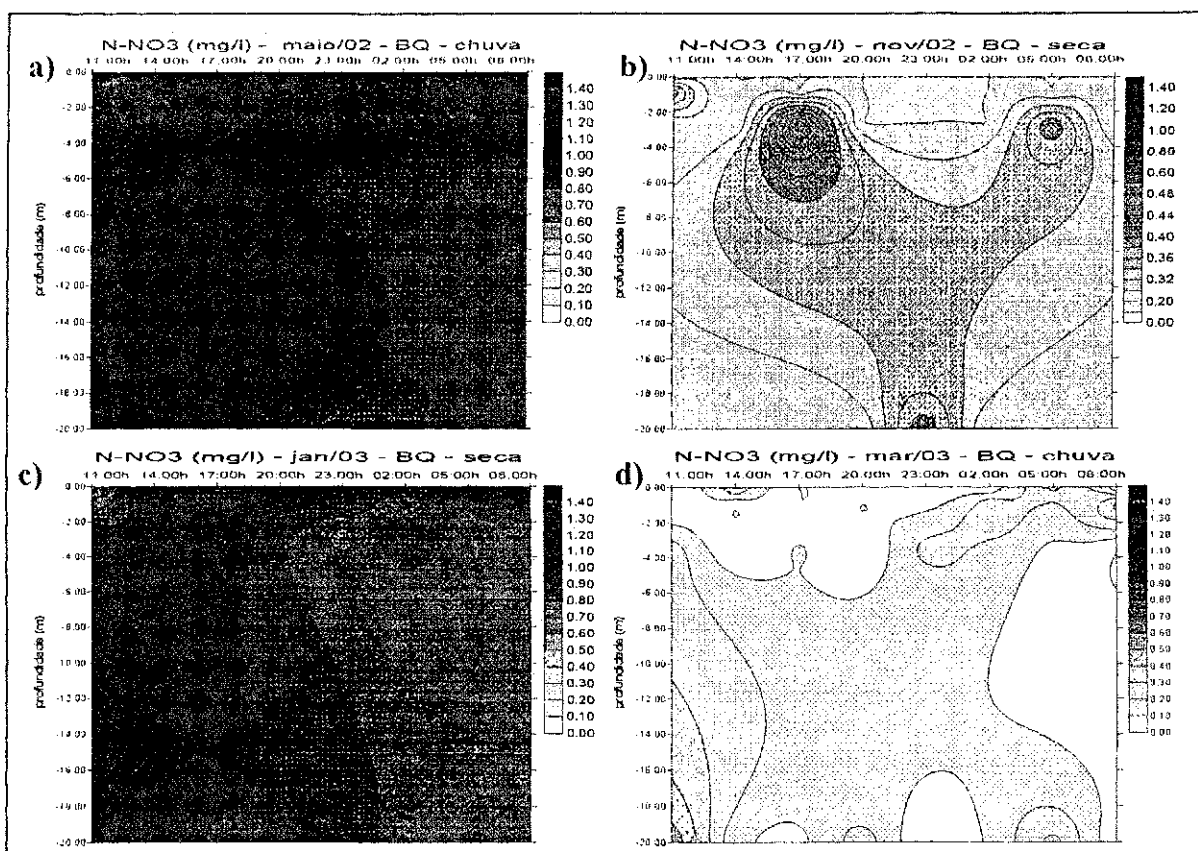
camadas superficiais este fato pode ser explicado pelo aumento no teor de oxigênio, fornecido pela atividade fotossintética, favorecendo sua oxidação. Nos estratos mais profundos anaeróbios, este processo não ocorreria.

Diferenças das concentrações de N-amoniacoal entre superfície e fundo foram marcantes durante o período de estratificação na Lagoa Carioca - MG, com camadas de temperaturas diferentes que restringiram os movimentos verticais, resultando no acúmulo de N-amoniacoal nas camadas inferiores (BARBOSA; TORRES; COUTINHO, 1988).

Estudos de Toledo, Freitas e Ferreira (1988) no Lago Paranoá - DF, evidenciaram que a estabilidade térmica provocou mudanças na densidade da massa d'água, resultando na ausência o fluxo de nutrientes do hipolímnio para o epilímnio, assim como a sedimentação de detritos orgânicos. No reservatório Serra Azul - MG, altas concentrações de N-amoniacoal no hipolímnio foram interpretadas como o consumo de amônia nas camadas superiores e altas taxas de amonificação nas águas mais profundas, pelos menores teores de oxigênio nesta zona (MARTINS, 1998).

Nas nictemerais de maio/02 ( $\bar{x}=0,96\text{mg/l}$ ) e janeiro/03 ( $\bar{x}=0,90\text{mg/l}$ ), ocorreram as concentrações máximas de N-nítrico, crescendo com a profundidade entre 11:00 e 17:00h, período onde verificou-se estratificações térmicas, embora instáveis (Figura 4.61). Em novembro/02, janeiro/03 e março/03 não foram verificados padrões horários e verticais definidos.

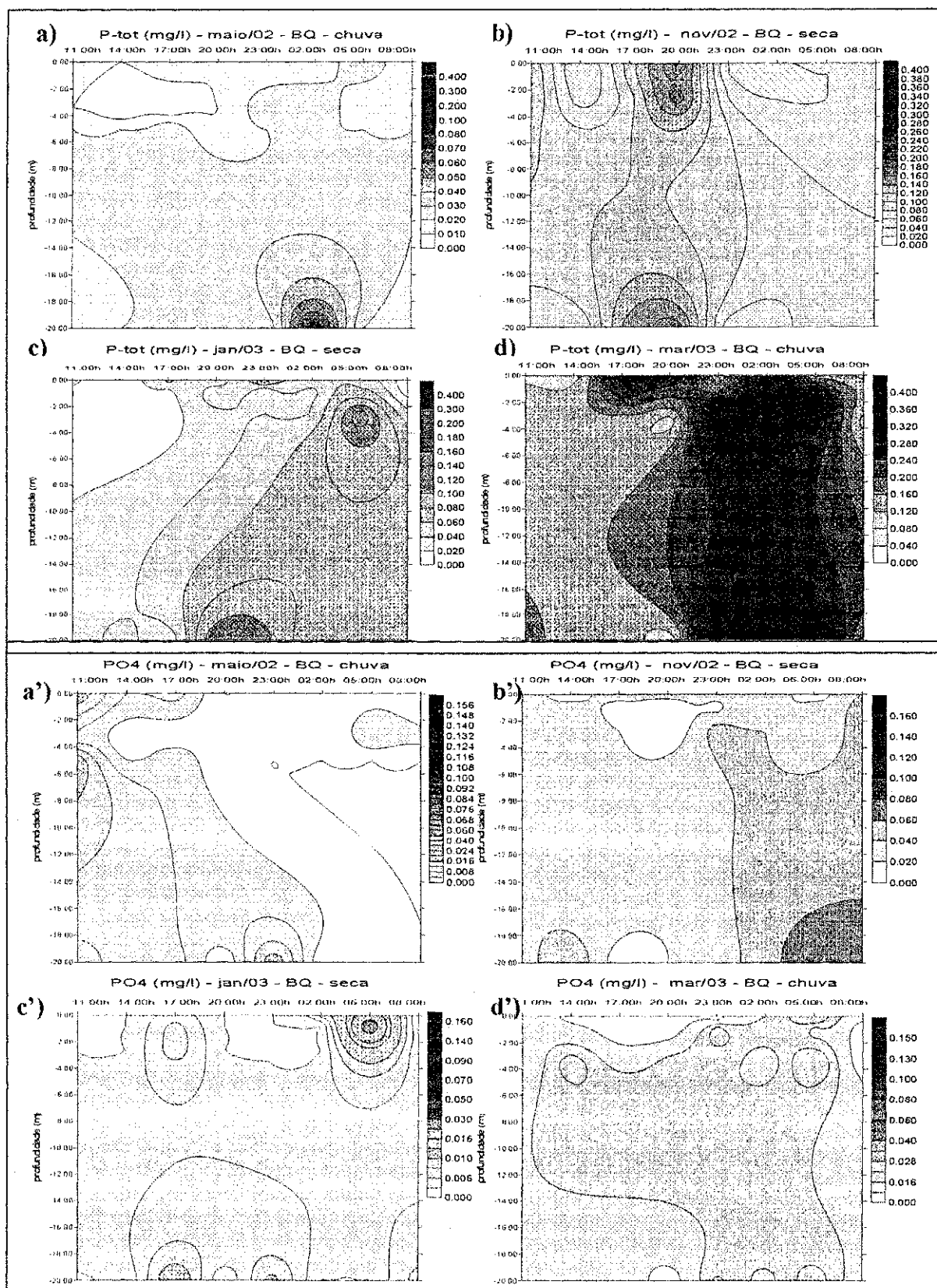
Nos estudos no Lago Paranoá - DF, Toledo, Freitas e Ferreira (1988) observaram valores de N-nítrico mais elevados na superfície, decrescendo com o aumento da profundidade. Este gradiente vertical foi atribuído à intensa oxigenação, permitindo a oxidação de N-amoniacoal para N-nítrico nas camadas superiores, e conseqüente, diminuição do processo de nitrificação nas camadas inferiores.



**Figura 4.61** - Variação vertical e nictemeral de N-nítrico ( $\text{N-NO}_3$ ), nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

As concentrações médias de  $\text{P}_{\text{tot}}$  ( $0,018\text{mg/l}$  – maio/02 a  $0,199\text{mg/l}$  – março/03), mostraram diferenças significativas entre os horários nas campanhas nictemerais de janeiro/03 ( $F=2,331$ ,  $p=0,050$ ) e março/03 ( $F=2,682$ ,  $p=0,033$ ), com concentrações mais elevadas à noite. Não foram observadas variações acentuadas ao longo da coluna d'água, mas verificou-se um certo aumento no fundo do reservatório. Não se observou um padrão vertical de distribuição para  $\text{PO}_4^{3-}$ . As concentrações médias de  $\text{PO}_4^{3-}$  variaram de  $0,005\text{mg/l}$  (maio/02) a  $0,031\text{mg/l}$  (novembro/02), registrando diferenças horárias significativas em janeiro/03 ( $F=4,310$ ,  $p=0,003$ ) e março/03 ( $F=3,013$ ,  $p=0,020$ ), mais elevados durante a noite (Figura 4.62).

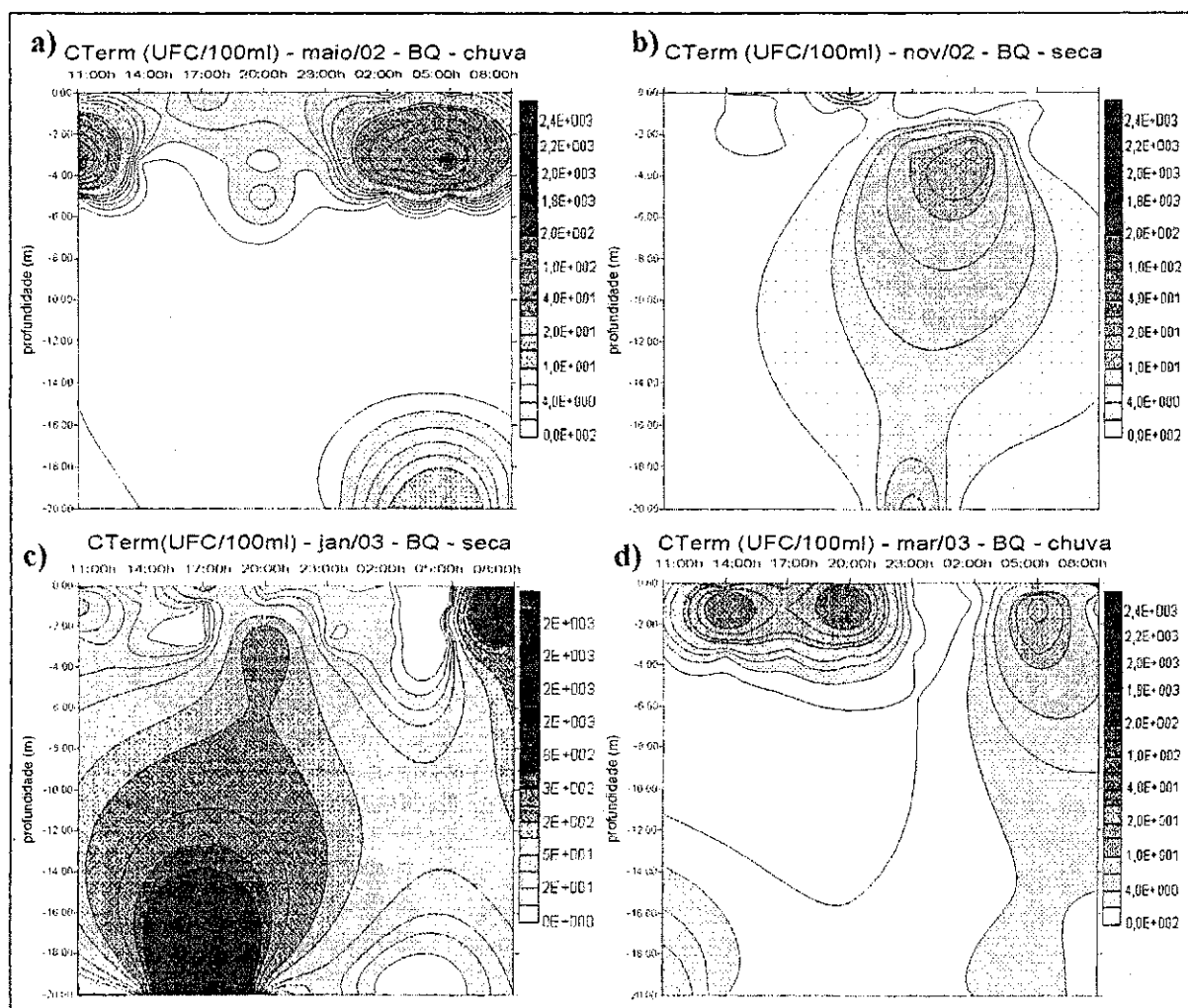
O aumento de  $\text{P}_{\text{tot}}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  no período noturno pode está relacionado à liberação do sedimento durante desestratificação térmica (WETZEL, 1981). O aumento de  $\text{P}_{\text{tot}}$  em direção ao fundo associa-se a diminuição do oxigênio nessa profundidade (ESTEVES, 1998).



**Figura 4.62 - Variação vertical e nictemeral de Ptot e  $PO_4^{3-}$  nos meses de maio/02 (a e a'), novembro/02 (b e b'), janeiro/03 (c e c') e março/03 (d e d') no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB**

Os CTerm ( $\bar{x}=0,0 - 2,5 \times 10^3 \text{UFC}/100\text{ml}$ ), apresentaram durante as nictemerais de maio/02 e março/03 (chuvas) valores mais elevados nas profundidades correspondentes a 50% de intensidade. Em novembro e janeiro/03 e apresentou maiores concentrações nas camadas mais profundas. De um modo geral nas quatro nictemerais houve maiores concentrações no período noturno (Figura 4.63).

A presença de concentrações mais elevadas de CTerm nas camadas mais superficiais, não é normalmente esperada, devido à ação conjunta de fatores bactericidas como maiores valores de pH, OD e intensidade luminosa. Esses resultados podem ser explicados pela diminuição da intensidade luminosa nesses dias de coleta, já que se tratava de período chuvoso e pH próximo ao neutro nesta profundidade.



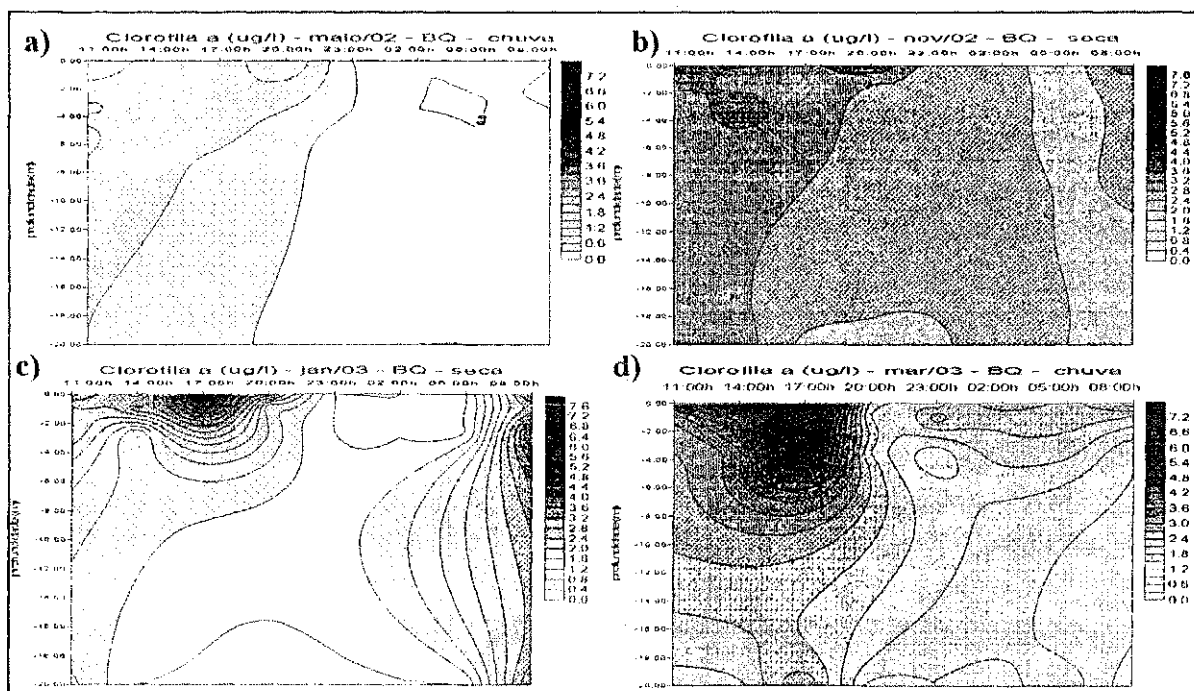
**Figura 4.63** - Variação vertical e nictemeral de CTerm, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

A clorofila *a* (0,4 – maio/02 a 3,0 $\mu\text{g/l}$  – março/03) apresentou as variações horárias significativas em todas as coletas nictemerais ( $F=9,250$ ,  $p=0,000$  – maio;  $F=4,018$ ,  $p=0,005$  – novembro;  $F=5,289$ ,  $p=0,001$  – janeiro;  $F=9,657$ ,  $p=0,000$  – março), com maiores concentrações nos horários de luz, e homogeneização à noite nas coletas de maio/02 e novembro/02 (Figura 4.64). Simonato (1986) encontrou distribuição homogênea do fitoplâncton e atribuiu esse comportamento à ação do vento na Represa do Broa – SP.

A distribuição do fitoplâncton, medida através das concentrações de clorofila *a*, no eixo vertical, seguiu o comportamento térmico verificado no reservatório Epitácio Pessoa, com estratificações no período iluminado do dia e homogeneização à noite.

Tundisi e Matsumura – Tundisi (1981) afirmaram que em geral, as variações térmicas diurnas afetam os ciclos diurnos de clorofila *a* e fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos.

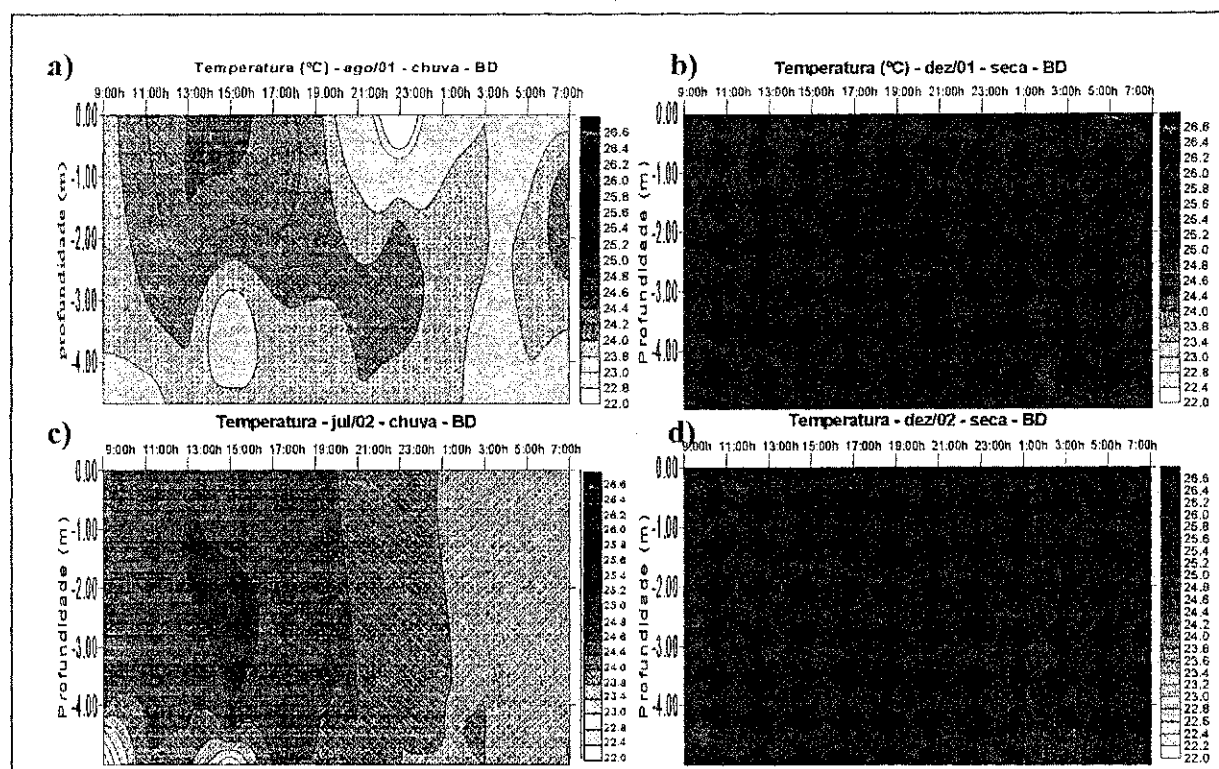
George e Heaney (1978) dividiram em dois grupos os fatores que afetam a distribuição do fitoplâncton: os que atingem o crescimento da população (nutrientes e diferenças de temperatura) e os que redistribuem os organismos (movimento da água).



**Figura 4.64** - Variação vertical e nictemeral de Cl *a*, nos meses de maio/02 (a), novembro/02 (b), janeiro/03 (c) e março/03 (d) no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB

#### 4.7.2. Açude de Bodocongó

A estrutura térmica do açude de Bodocongó, apresentou estratificações ao longo da coluna d'água nos ciclos nictemerai de agosto/01, julho/02 e dezembro/02, particularmente no período iluminado do dia, até as 19:00h (Figura 4.65).



**Figura 4.65** - Variação vertical e nictemeral de temperatura, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01 (b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

Nos dias de coleta de agosto/01 a temperatura variou entre 22,0 e 24,5°C. Verificou-se no período da manhã até o início da tarde (9:00 – 13:00h) um fraco gradiente térmico. As 15:00h os gradientes de temperatura chegaram a gerar diferenças de densidade maiores que  $0,02\text{kg}\cdot\text{m}^{-4}$ , que são suficientes para ser gerar estratificação térmica estacional (REYNOLDS, 1984). Entre 17:00 e 19:00h houve perda de calor devido à diminuição da temperatura do ar (19,6°C), e apesar dos ventos fracos (2,6m/s - 21:00h) houve uma estratificação térmica inversa de 21:00 a 01:00h e 07:00 da manhã seguinte, e mistura entre 03:00 e 05:00h.

A baixa duração dos gradientes de temperatura (estratificação) e o processo de inversão térmica entre a superfície e o fundo, indica que a água apresentou-se em constante movimento (SCHAFER, 1985; MELO; NASCIMENTO; LUCAS, 1988).

A baixa duração dos gradientes de temperatura (estratificação) e o processo de inversão térmica entre a superfície e o fundo, indica que a água apresentou-se em constante movimento (SCHAFFER, 1985; MELO; NASCIMENTO; LUCAS, 1988).

Os valores de velocidade do vento, registrados no presente estudo, foram baixos, mesmo assim por ser o açude de Bodocongó um ambiente de reduzida profundidade, a circulação da coluna d'água não foi difícil. Segundo Pinto-Silva (1980), ventos com velocidade entre 1,0 e 3,0m/s, podem provocar desestratificação da coluna d'água. Estudos nictemerais na Lagoa Juparanã – ES, por Huszar, Werneck e Esteves (1994), observaram estratificações térmicas durante o dia. A desestratificação noturna foi associada à velocidade dos ventos e diminuição da temperatura à noite.

Na nictemeral de dezembro/01 não houve estratificação térmica, variando entre 24,0 e 26,7°C. Verificou-se baixas amplitudes de temperatura (< 0,5°C), exceto as 9:00h, estes valores são insuficientes para ocasionar estratificações térmicas relativamente estáveis (PAYNE, 1986). A elevada velocidade do vento as 15:00h (6,3m/s) e a pouca profundidade do açude (até 5m) pode ter contribuído para proporcionar a mistura praticamente completa da coluna d'água até as 03:00h da madrugada e foi responsável pela perda de calor da superfície para atmosfera a partir deste horário. As 05:00h houve uma estratificação inversa, que facilmente foi destruída pelo vento (WETZEL, 1981; MARGALEF, 1983; SCHAFFER, 1985), voltando a mistura às 7:00h da manhã seguinte.

A transferência de calor das camadas superficiais para as mais profundas depende principalmente da mistura da água, provocada pelo vento que atua como fator de constante desestabilização hidráulica (COLE, 1983). Essa mistura é favorecida pela baixa profundidade do corpo aquático (CALIJURI, 1988; BOZELLI *et al.* 1992; CEBALLOS *et al.* 1999). Resultados semelhantes foram encontrados por Ramirez e Díaz (1995) na Lagoa do Parque Norte (Colômbia).

O comportamento térmico do açude de Bodocongó nos ciclos nictemerais de julho/02 (23,0 a 24,4°C) mostrou as 9:00h uma termoclina instável (3,2m), que devido à velocidade do vento (4,1m/s) e a precipitação pluviométrica (16,4mm) conseguiram quebrar estratificação as 11:00h, voltando a estratificar-se as 15:00h. A partir deste horário até as 07:00h da manhã seguinte, a diminuição da temperatura do ar, que passou de 21,9°C (9:00h) para 20,8°C (21:00h), favoreceu a perda de calor da água para a atmosfera, diminuindo a resistência térmica relativa e

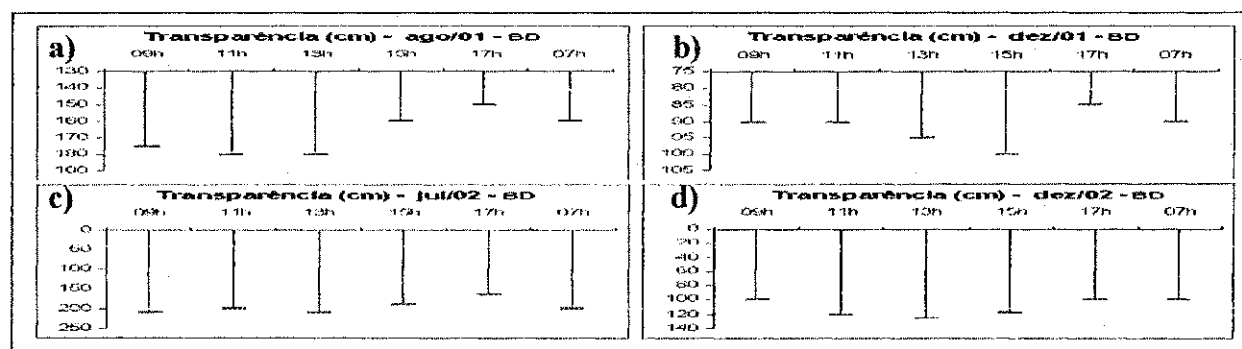
aumentando a densidade da água, permitindo a isoterмия da coluna d'água durante a noite.

As nictemerais de dezembro/02, apresentaram valores de temperatura entre 24,4° e 26,6°C, com variações significativas entre os horários ( $F=3,436$ ,  $p=0,002$ ) e profundidades ( $F=4,751$ ,  $p=0,006$ ) de coleta. Os valores de temperatura do ar aumentaram da nictemeral de julho/02 para dezembro/02 e a insolação média foi maior que 10h, o que favoreceu a formação de uma termoclina as 13:00h (1,8m) que permaneceu até as 19:00h. Entre 21:00 e 23:00h a coluna desestratificou-se, voltando a estratifica-se entre 01:00 e 03:00h da madrugada, voltando a isoterмия entre 05:00 e 07:00 da manhã seguinte.

Semelhantemente ao açude Epitácio Pessoa no açude de Bodocongó também ocorre circulações diárias, facilitada pela pouca profundidade e pela ação dos ventos que facilita a homoterмия, classificando-se como polimítico quente.

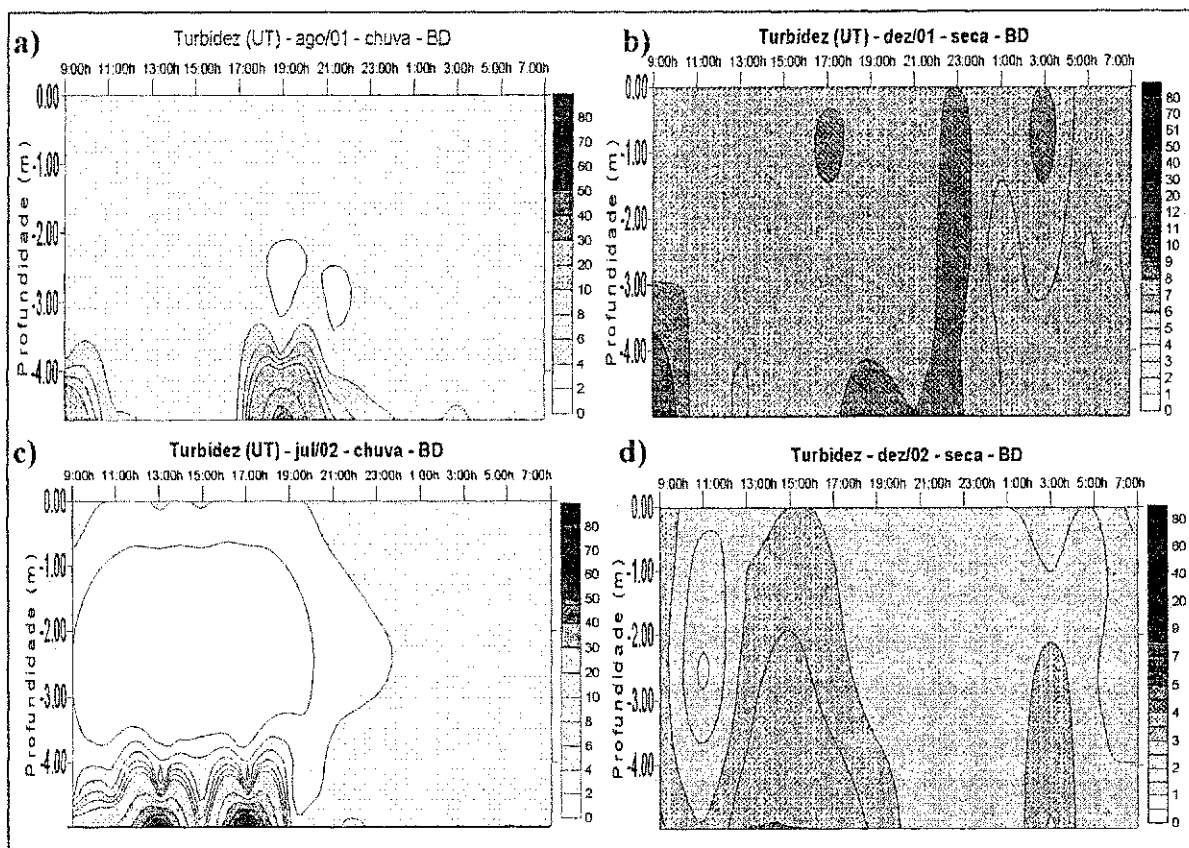
A transparência variou entre 85,0 cm (dezembro/01) e 210cm (julho/02) e apresentou-se mais baixa nas nictemerais de dezembro/01 ( $\bar{x} = 92$ cm) (Figura 4.66). Os maiores valores de turbidez foram detectados no fundo do açude e nas nictemerais de dezembro/01 ( $\bar{x} = 7$ uT). As diferenças significativas entre as profundidades foram evidenciadas em agosto/01 ( $F=3,015$ ,  $p=0,040$ ), julho/02 ( $F=3,259$ ,  $p=0,030$ ) e dezembro/02 ( $F=3,171$ ,  $p=0,033$ ) (Figura 4.67).

Os menores valores de transparência e mais elevados de turbidez, em dezembro/01, corresponderam à mistura produzida pelos ventos mais fortes (6,3m/s), que ressuspenderam material do fundo e diminuíram a qualidade óptica da água. Um fator contribuinte é a entrada constante de esgotos sanitários no açude, aumentando a concentração de sólidos no açude.



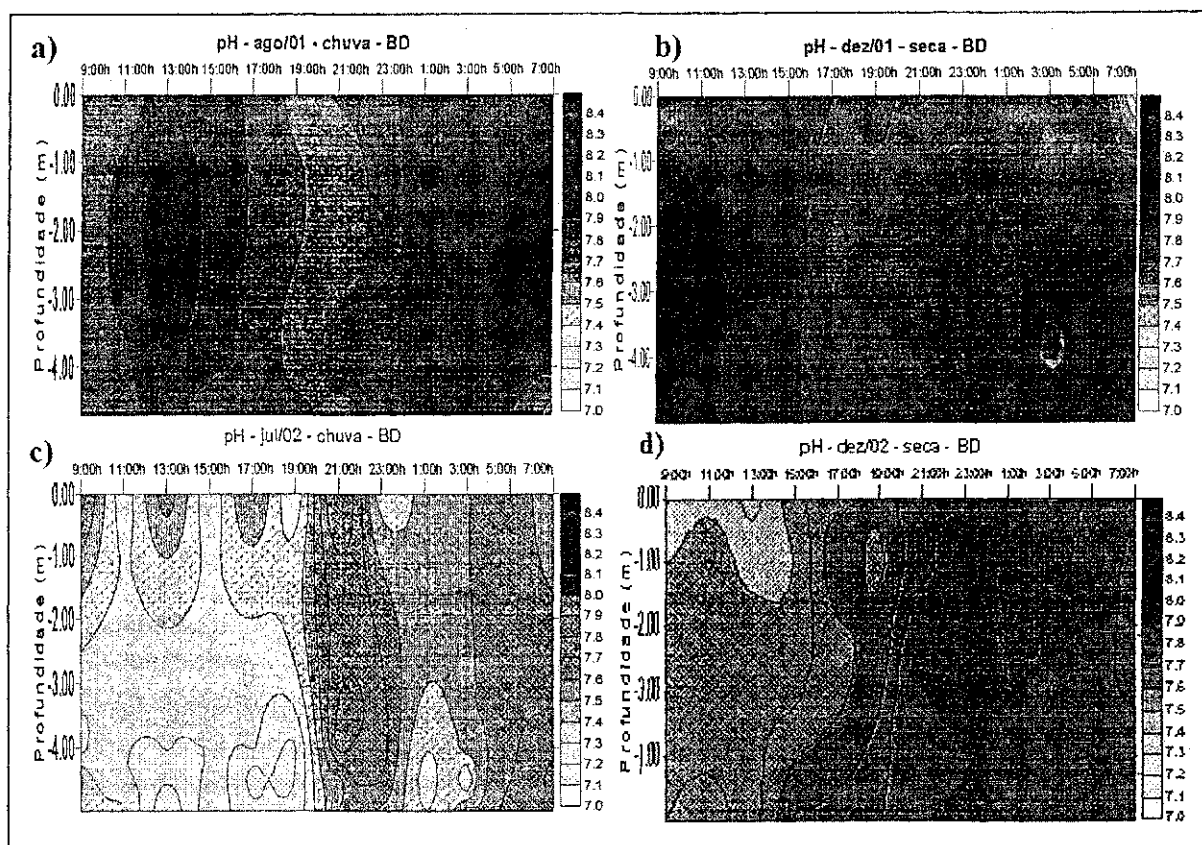
**Figura 4.66** - Variação vertical e nictemeral da transparência, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.





**Figura 4.67** - Variação vertical e nictemeral da turbidez, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

O pH nos quatro ciclos nictemerais não apresentou variações acentuadas e variou entre  $\bar{x}=7,5$  (julho/02) e  $\bar{x}=8,0$  (dezembro/02) (Figura 4.68). Em agosto/01 e dezembro/01 os valores foram mais elevados no período iluminado do dia. As variações de pH nas coletas nictemerais de julho/02 e dezembro/02 apresentaram maiores valores no período noturno. Estes resultados sugerem uma provável relação com os fatores climáticos e com processos biológicos (fotossíntese, respiração e decomposição). Durante a noite geralmente ocorreu mistura da coluna d'água o que pode ter promovido a distribuição dos íons na coluna d'água (ESTEVES *et al.*, 1988).



**Figura 4.68** - Variação vertical e nictemeral do pH, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

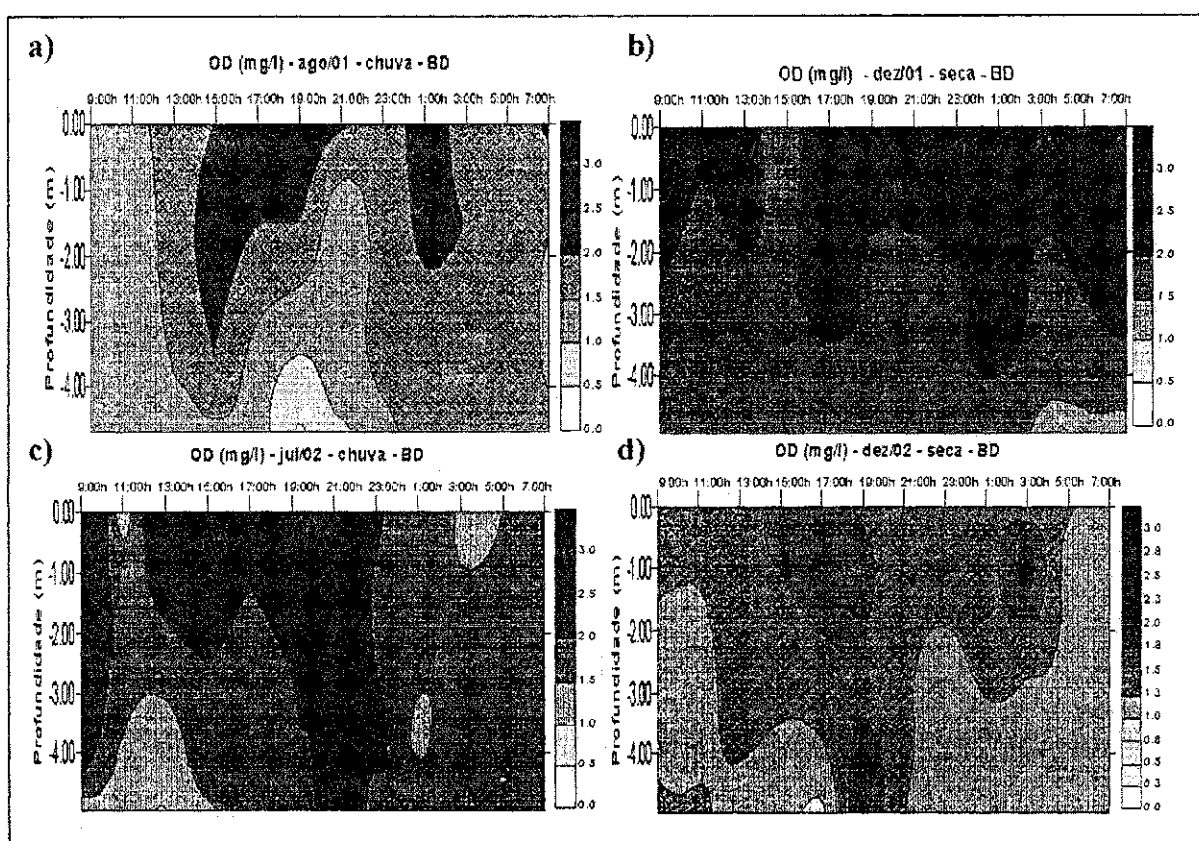
Muitos autores concordam que as mudanças nos diversos padrões térmicos na coluna d'água, têm forte influência na distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido (GANF, 1974; GANF; HORNE, 1975; EGBORGE, 1979). O oxigênio dissolvido é, sem dúvida, quem reflete melhor, as variações dentro do ciclo nictemeral. Isto porque sua concentração é resultado da interação de processos físicos, químicos e biológicos (GAVILAN-DÍAZ, 1990).

No açude de Bodocongó, as concentrações de OD foram baixas em todas as campanhas nictemerais (Figura 4.69), com médias entre 1,3mg/l (dezembro/02) e 2,2mg/l (dezembro/01). O oxigênio dissolvido mostrou variações significativas entre as profundidades das coletas em agosto/01 ( $F=3,067$ ,  $p=0,038$ ) e seguiu o mesmo comportamento da temperatura da água, sendo que a coluna d'água sempre se manteve estratificada mostrando um perfil clinogrado, menores concentrações no fundo do açude, com percentual de saturação entre 2,5 e 66%,

Na nictemeral de dezembro/01 os ventos mais fortes ocorridos no final da tarde (6,3m/s) promoveram a oxigenação das camadas superiores, conseguindo

manter esse padrão no período noturno. Além da força dos ventos, a aeração da coluna d'água, nas coletas de julho/02, esteve associada às chuvas.

As baixas concentrações de OD no fundo do açude e no período noturno, estão associadas a maior demanda de oxigênio nos processos de respiração e degradação da matéria orgânica, que diminuem a reserva de oxigênio podendo causar um déficit se processos mecânicos provocados pela ação do vento não forem suficientes para manter o mínimo de oxigênio no corpo aquático (KLEEREKOPER, 1944; COLE, 1983).



**Figura 4.69** - Variação vertical e nictemeral de OD, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01 (b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

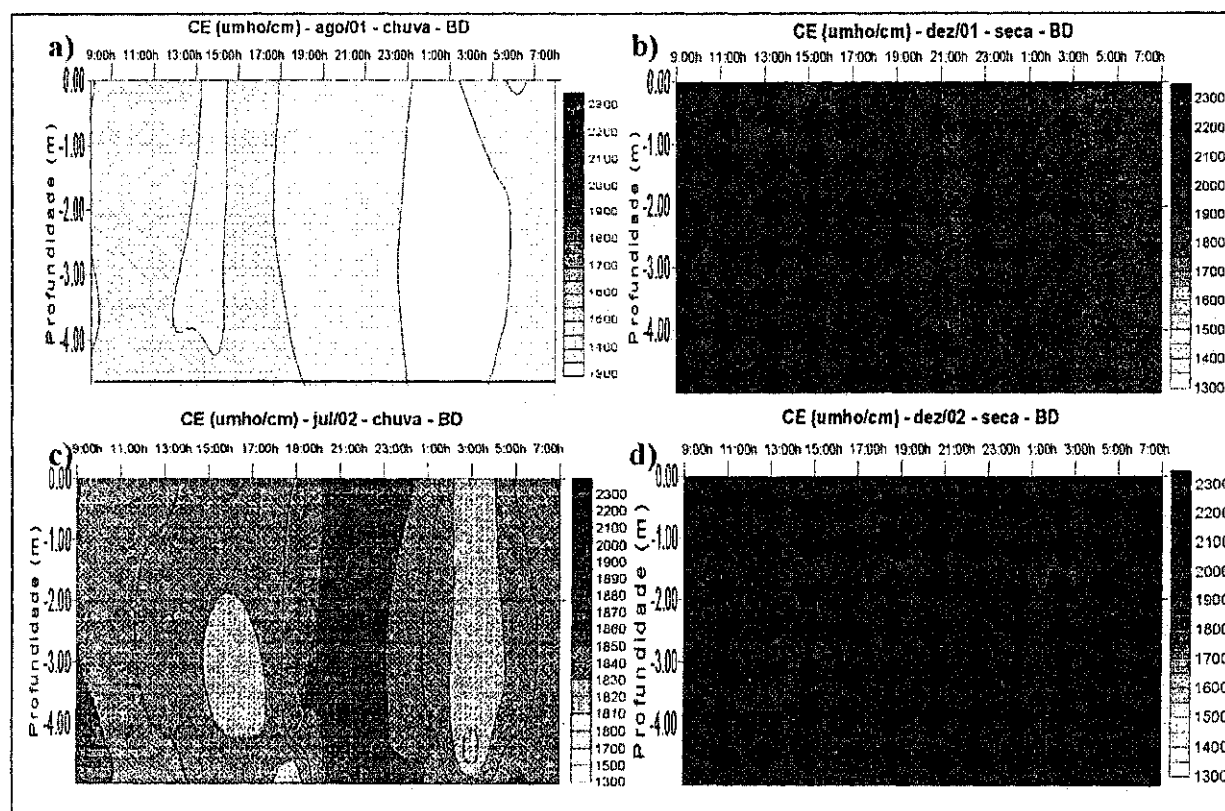
A CE revelou-se mais elevada para as campanhas nictemerais do período de estiagem ( $\bar{x}=1967\text{umho/cm}$  – dezembro/01;  $\bar{x}=2169\text{umho/cm}$  – dezembro/02), associadas a concentração dos sais nesse período (Figura 4.70). Não foram verificadas variações significativas entre as profundidades; houve uma leve tendência de valores mais altos no fundo.

As concentrações de  $\text{Na}^+$  foram mais elevadas em julho/02 ( $\bar{x}=303\text{mg/l}$ ) e mais baixas em agosto/01 ( $\bar{x}=141\text{mg/l}$ ). Comportamento semelhante foi verificado para  $\text{K}^+$ , que apresentou valores médios máximos em julho/02 ( $\bar{x}=22\text{mg/l}$ ) e mínimos em agosto/01 ( $\bar{x}=11\text{mg/l}$ ). Não houve um perfil vertical definido para  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  (Figura 4.71).

As variações nictemerais e verticais para  $\text{HCO}_3^-$ , também não mostraram diferenças temporais e verticais significativas. Observou-se uma tendência de valores crescentes com a profundidade. As concentrações médias variaram entre  $198\text{mg/l}$  (dezembro/01) e  $344\text{mg/l}$  (dezembro/02) (Figura 4.72).

Os dados acima permitem supor que os períodos de estabilidade térmica da água no açude de Bodocongó foram relativamente curtos e pouco duradouros, não permanecendo tempo suficiente para permitir uma estratificação química definida.

Estratificações pouco estáveis são freqüentemente observadas em ecossistemas rasos de regiões tropicais e exercem pouca influência sobre a CE das camadas mais profundas, em decorrência da homogeneização freqüente da coluna d'água, ocorrendo uma distribuição dos íons acumulados naquela camada (HENRY, 1977).



**Figura 4.70** - Variação vertical e nictemeral de CE, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

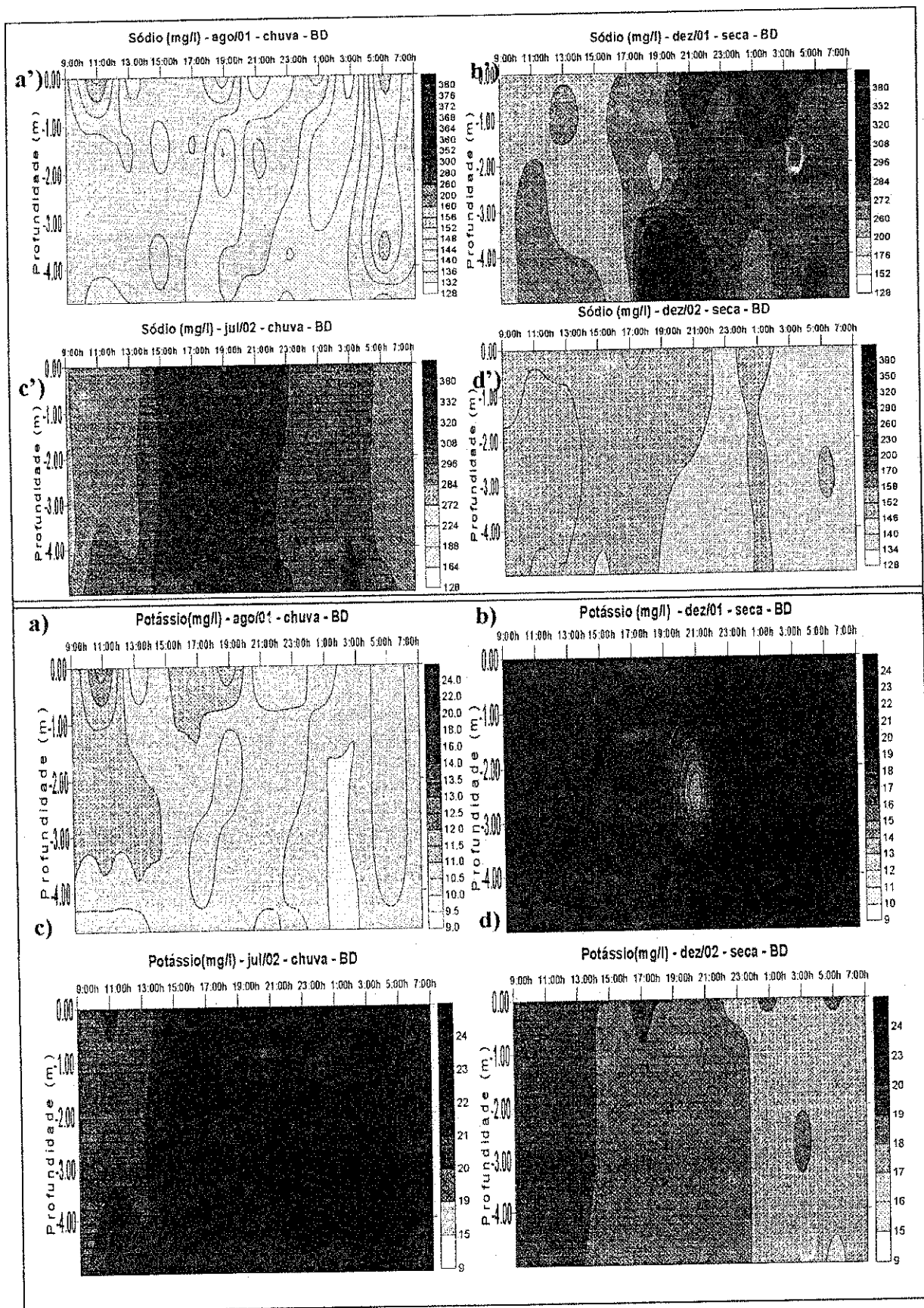
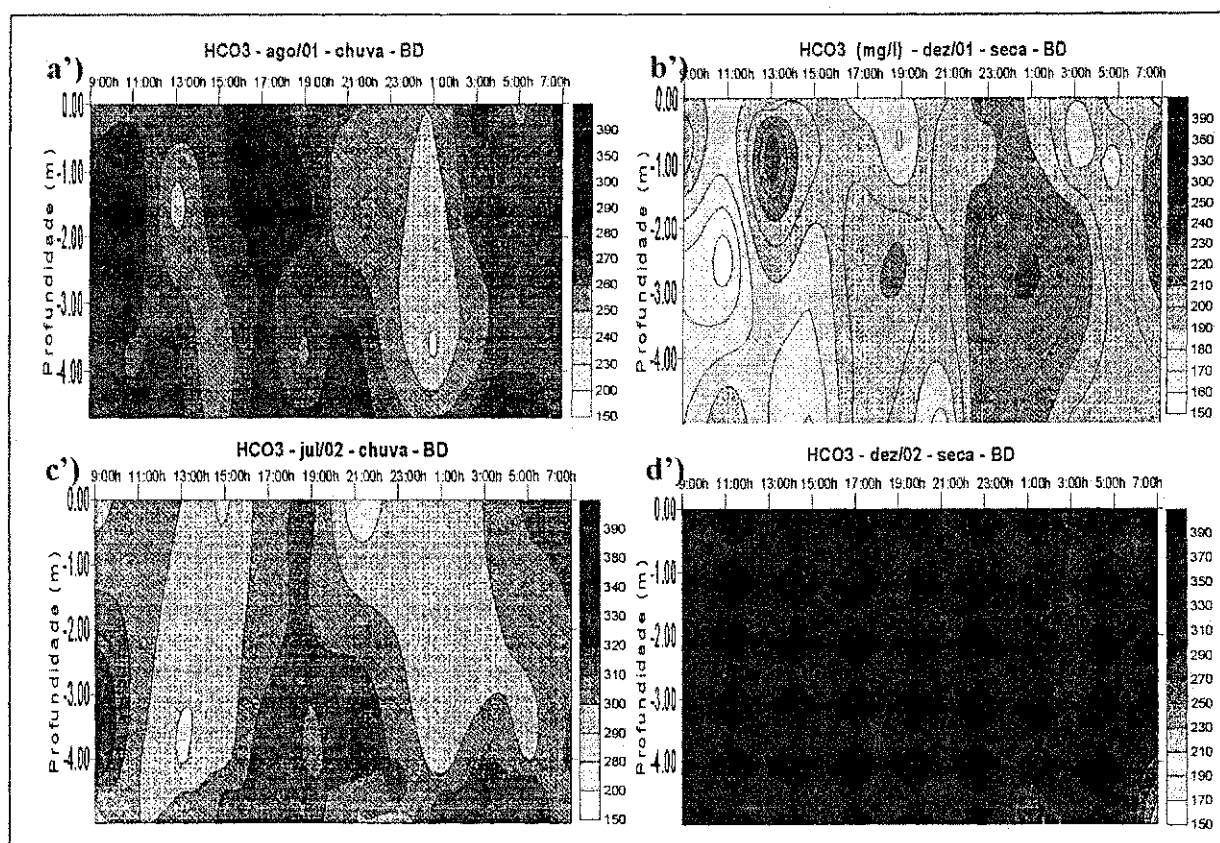


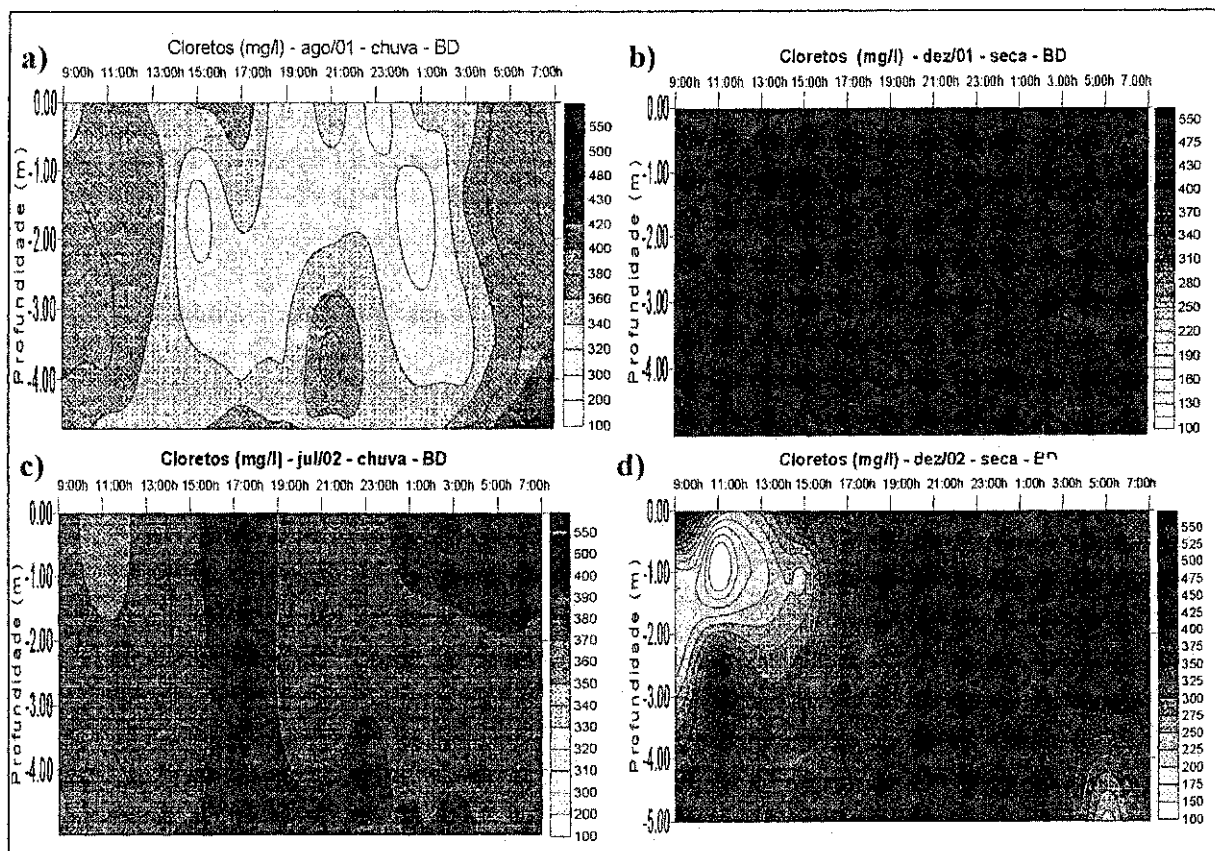
Figura 4.71 - Variação vertical e nictemeral de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ , nos meses de agosto/01 (a e a'), dezembro/01 (b e b'), julho/02 (c e c') e dezembro/02 (d e d') no açude de Bodocongó - PB.



**Figura 4.72** - Variação vertical e nictermeral de  $\text{HCO}_3^-$  nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

As concentrações de  $\text{Cl}^-$ , foram mais elevadas em dezembro/01 ( $\bar{x}=437\text{mg/l}$ ). Não houve padrão vertical e nictermeral definido nas coletas nictermerais, exceto em dezembro/01. Nesta coleta, verificou-se elevação das concentrações com o aumento da profundidade (Figura 4.73).

Para Esteves (1998), os padrões de distribuição vertical dos principais cátions e ânions ocorrem em função principalmente da profundidade da profundidade do corpo aquático. Nos ambientes rasos, com estratificações térmicas temporárias, estes íons distribuem-se homogênea por toda coluna d'água. Quando estratificados, estes ambientes também podem apresentar distribuição heterogênea desses íons, com maiores valores no hipolímnio.



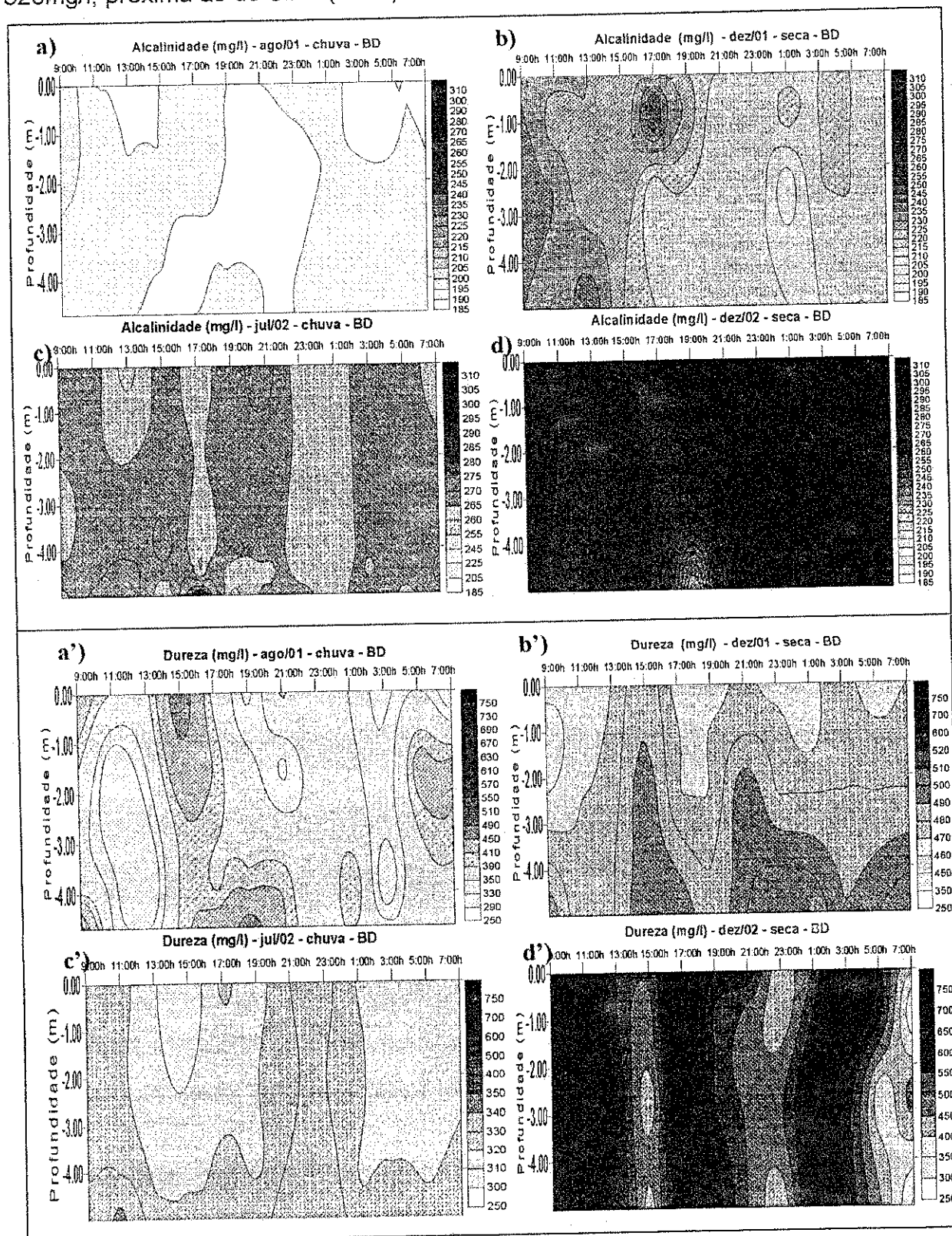
**Figura 4.73** - Variação vertical e nictemeral de  $\text{Cl}^-$ , nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01 (b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

Os valores máximos de alcalinidade e de dureza ocorreram em dezembro/02 (alcalinidade:  $\bar{x}$  = 282 mg/l; dureza:  $\bar{x}$  = 566 mg/l) (Figura 4.74). As variações horárias e verticais da alcalinidade e dureza não foram significativas para qualquer dos ciclos nictemerais, apesar de haver tendências de aumento em direção ao fundo do açude.

O aumento das concentrações de alcalinidade na estiagem pode ser explicado tanto pela acumulação por evaporação (TALLING; TALING, 1965) como pela maior influência de efluentes urbanos mais concentrados na seca (CEBALLOS, 1995).

De acordo com Silva (1982), os esgotos de Campina Grande apresentam alcalinidade média de 332 mg/l. Metcalf & Eddy (2003), consideram águas residuárias com alcalinidade de 200 mg/l com concentrações extremas para regiões temperadas. No presente estudo, quando foram analisadas as características dos

esgotos afluentes do açude de Bodocongó, verificou-se alcalinidade média de 320mg/l, próxima as de Silva (1982).

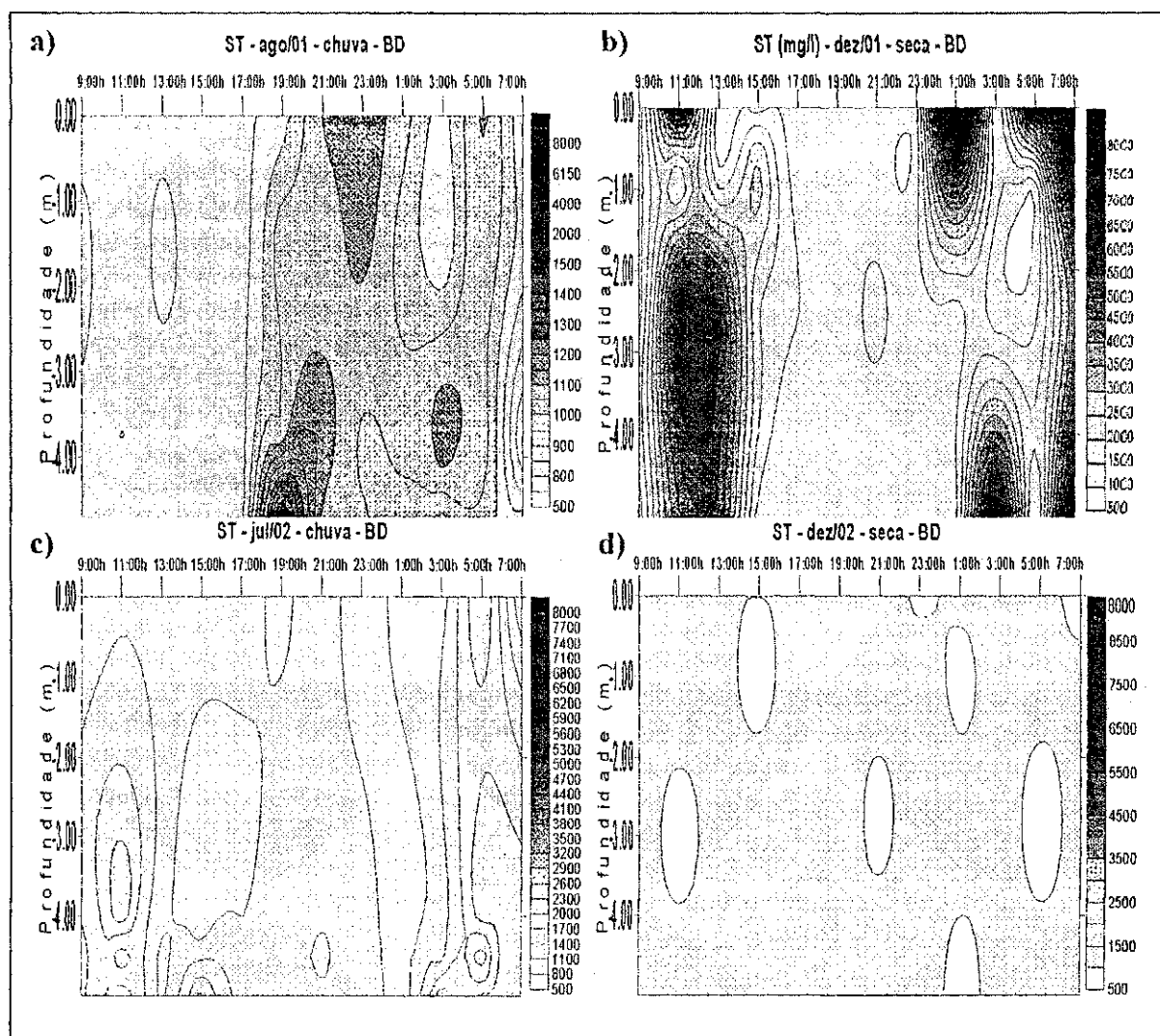


**Figura 4.74** - Variação vertical e nictemeral de alcalinidade e dureza, nos meses de agosto/01 (a e a'), dezembro/01 (b e b'), julho/02 (c e c') e dezembro/02 (d e d') no açude de Bodocongó - PB.



As variações médias de ST foram elevadas e variaram entre 1007mg/l (agosto/01) e 2816mg/l (dezembro/01). As diferenças horárias significativas, ocorreram em agosto/01 ( $F=4,131$ ,  $p=0,001$ ), e em dezembro/01 ( $F=2,440$ ,  $p=0,022$ ), com valores mais elevados à noite, devido o processo de isoterminia e circulação da água. Não foram verificadas diferenças significativas entre as profundidades de amostragem (Figura 4.75). Os maiores valores em dezembro/01 podem ter interferido nos valores elevados de turbidez neste mês.

Não houve uma grande amplitude de variação entre os ciclos nictemerais de SST. Os valores médios de SST estiveram entre 10mg/l(agosto/01) e 14mg/l (dezembro/02), e não houve um perfil vertical e horário definido para SST (Figura 4.76).



**Figura 4.75** - Variação vertical e nictemeral de ST, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

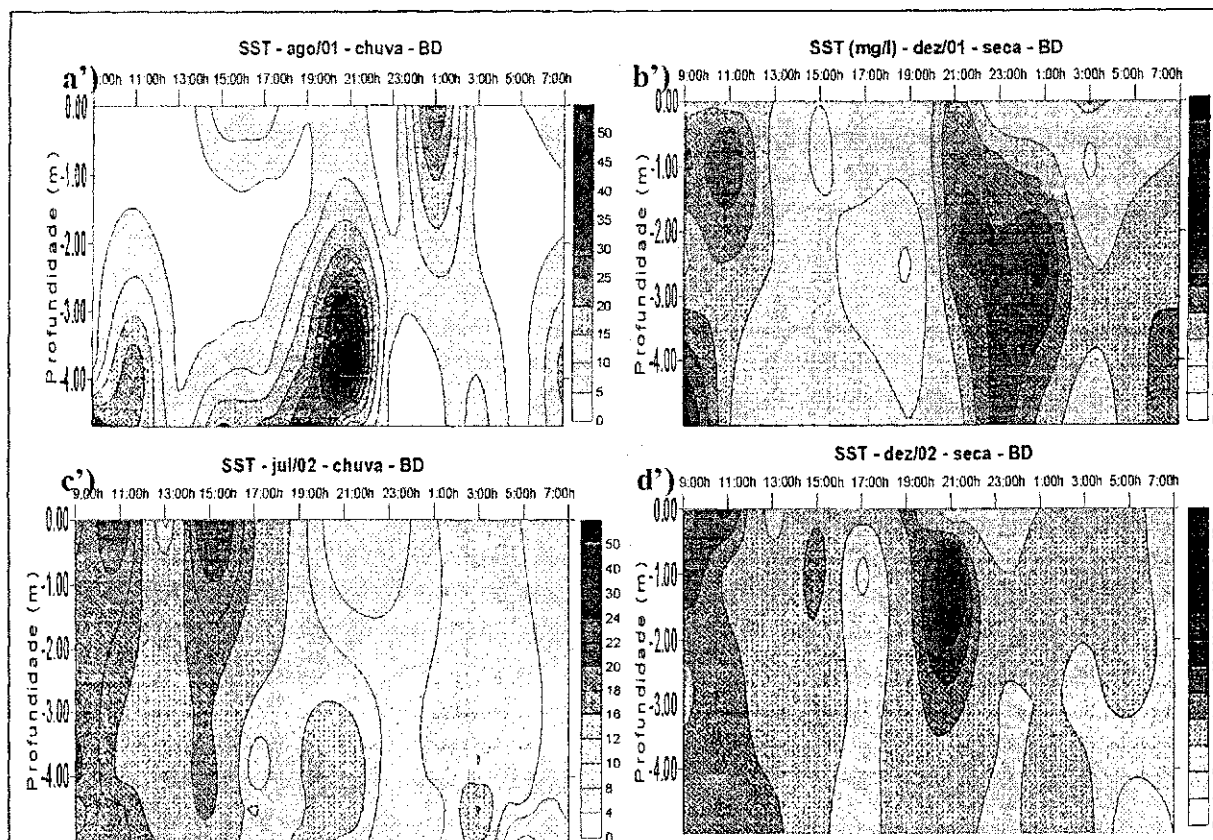
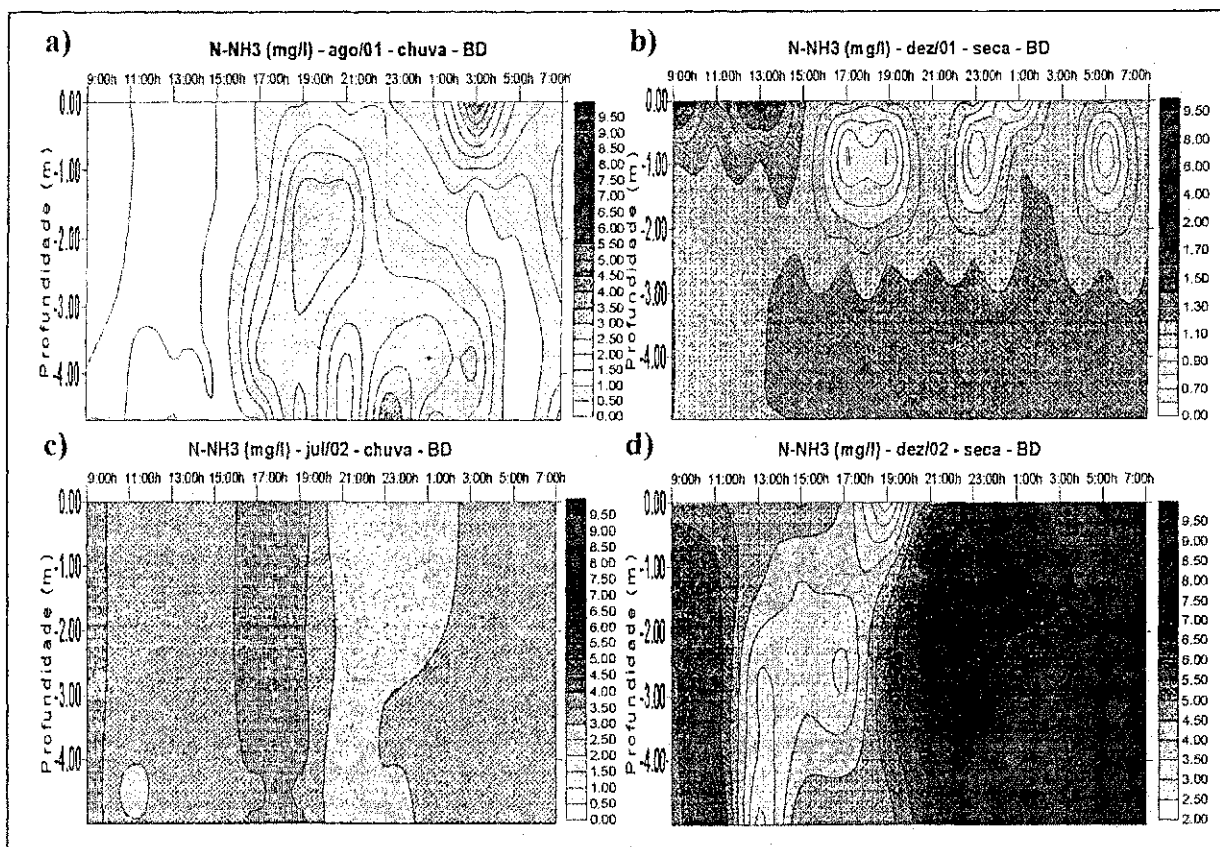


Figura 4.76 - Variação vertical e nictemeral de SST, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

Para o açude de Bodocongó, as coletas nictemerais apresentaram concentrações de N-amoniaco que oscilaram entre ( $\bar{x}=1,02\text{mg/l}$  – agosto/01 e  $\bar{x}=5,73\text{mg/l}$  – dezembro/02), com tendência de maiores valores no fundo do açude (Figura 4.77). Ocorreram diferenças horárias significativas nas coletas de agosto/01 ( $F=3,257$ ,  $p=0,004$ ) e dezembro/02 ( $F=8,307$ ,  $p=0,000$ ), com maiores concentrações durante a noite, associados a desestratificação da coluna mais freqüente nesses horários. Em dezembro/01 ocorreram diferenças significativas entre as profundidades de coleta ( $F=3,229$ ,  $p=0,031$ ), aumentando em direção ao fundo do açude.

Comportamento semelhante foi observado por Ramirez (1996) no Lago das Garças – SP. Esse o incremento da concentração de N-amoniaco para o fundo do açude, foi atribuído ao aumento da respiração, decomposição da matéria orgânica e diminuição do oxigênio dissolvido nessa profundidade que favorecem a amonificação (WETZEL, 1981; SCHAFFER, 1985; ESTEVES, 1998).

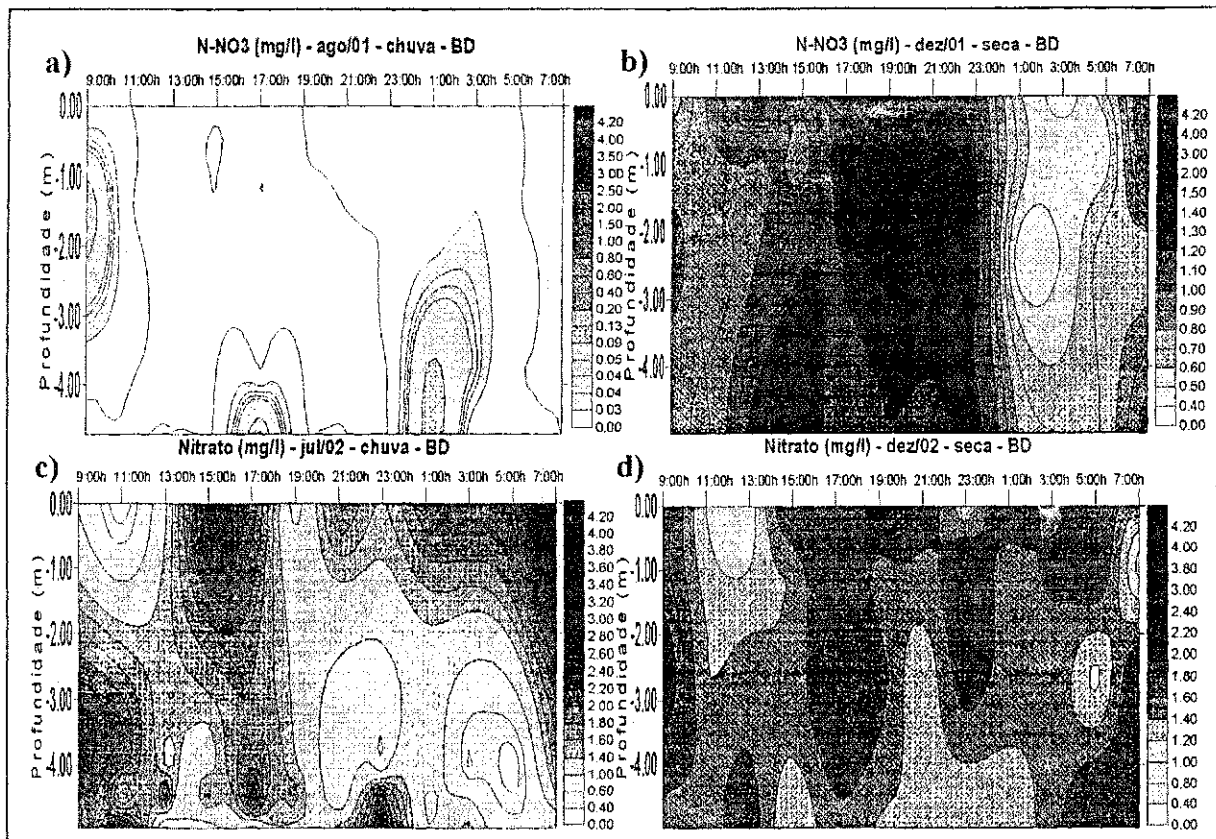


**Figura 4.77** - Variação vertical e nictemeral de N-amoniaco ( $N-NH_3$ ), nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01 (b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

As concentrações médias de N-nítrico, nas nictemerais do açude de Bodocongó, foram baixas e variaram entre 0,01mg/l (agosto/01) e 1,58mg/l (dezembro/02). Não foram observadas variações horárias e verticais definidas (Figura 4.78)

A distribuição de N-nítrico na coluna d'água de ecossistemas tropicais, não evidenciou um padrão definido para este nutriente e parecem estar diretamente relacionadas com o grau de oxigenação da coluna d'água (BARBOSA 1981; ESTEVES, 1998).

O açude de Bodocongó, por apresentar baixas concentrações de OD e estratificações térmicas instáveis com períodos de freqüentes misturas e pequena profundidade pode ter resultado nos perfis verticais e horários indefinidos.



**Figura 4.78** - Variação vertical e nictemeral de N-nítrico ( $\text{N-NO}_3$ ), nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

Os valores médios de  $\text{P}_{\text{tot}}$  e de  $\text{PO}_4^{3-}$ , estiveram mais elevadas nas nictemerais de agosto/01 ( $\text{P}_{\text{tot}}$ : 1,80mg/l;  $\text{PO}_4^{3-}$ : 1,59mg/l). Nos quatro ciclos nictemerais/verticais, não foram verificadas variações verticais significativas (Figura 4.79). Durante à noite foi predominante a mistura, resultando no revolvimento de fósforo do fundo do açude para toda a coluna, elevando, muitas vezes, suas concentrações.

A distribuição vertical do  $\text{P}_{\text{tot}}$  e do  $\text{PO}_4^{3-}$ , ao longo da coluna d'água associada a desestratificação térmica, facilita a liberação do íon fosfato do sedimento para massa aquática, ocorrendo mais facilmente em condições de baixa concentração de oxigênio, como é o caso do açude de Bodocongó (WETZEL, 1981; SCHAFER, 1985; ESTEVES, 1998).

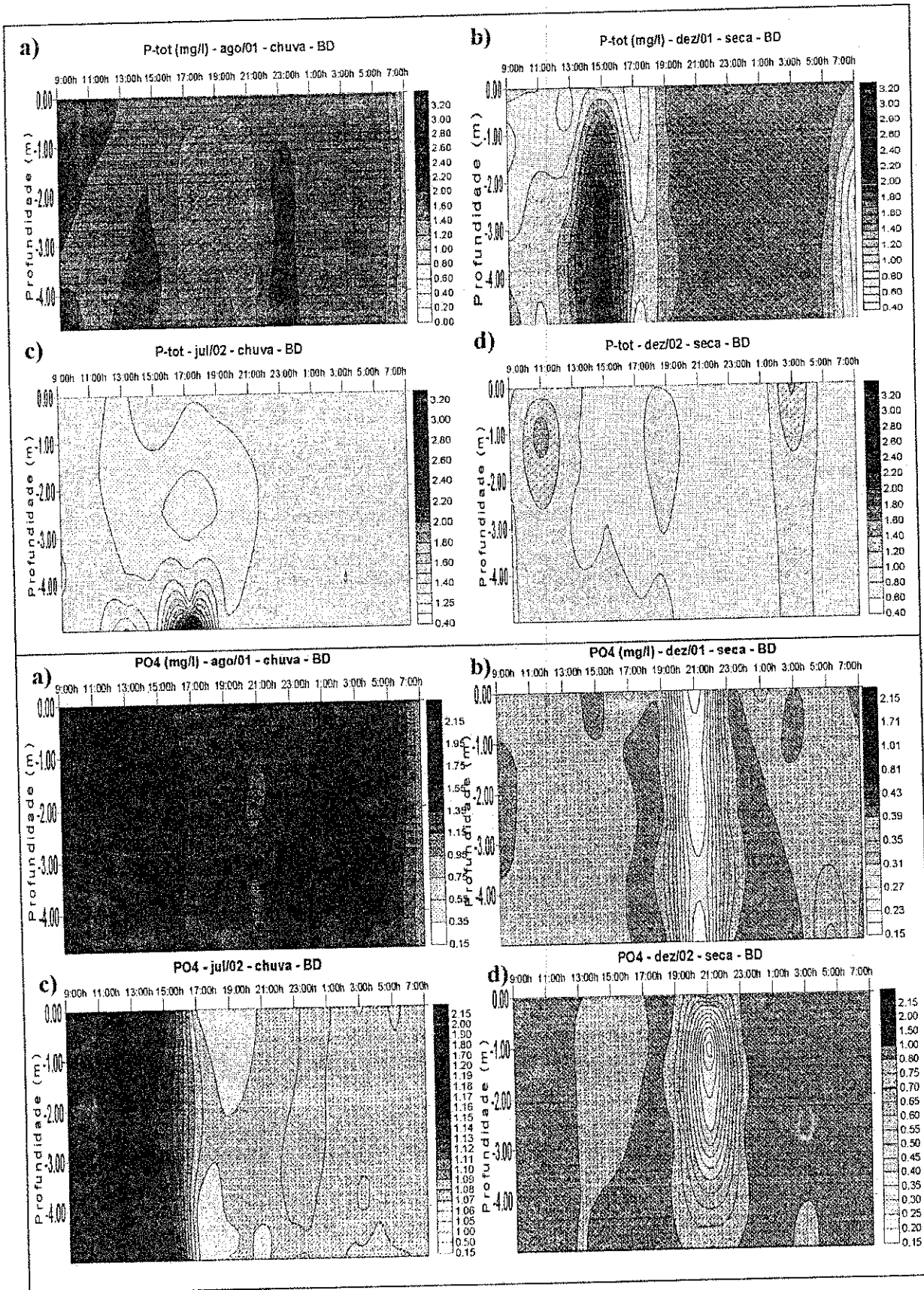
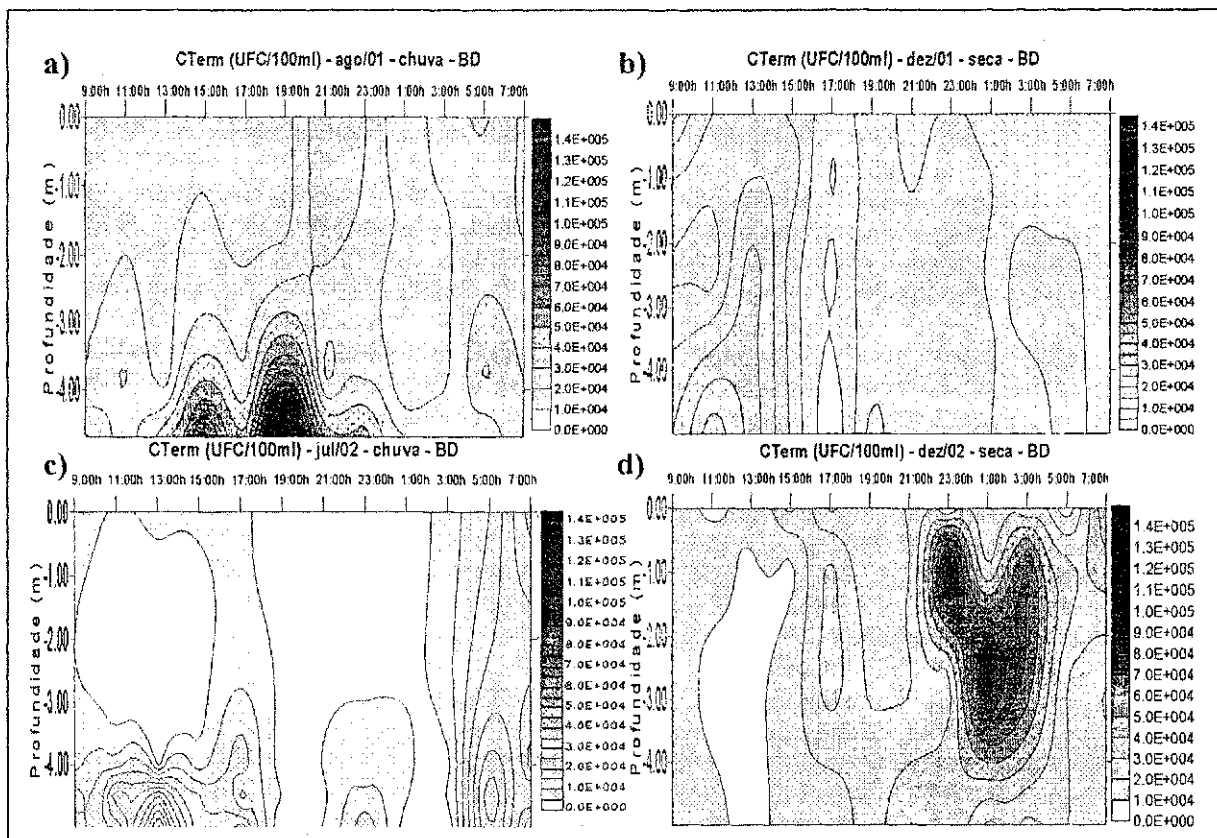


Figura 4.79- Variação vertical e nictemeral de  $P_{tot}$  e  $PO_4^{3-}$  nos meses de agosto/01 (a e a'), dezembro/01 (b e b'), julho/02 (c e c') e dezembro/02 (d e d') no açude de Bodocong - PB.

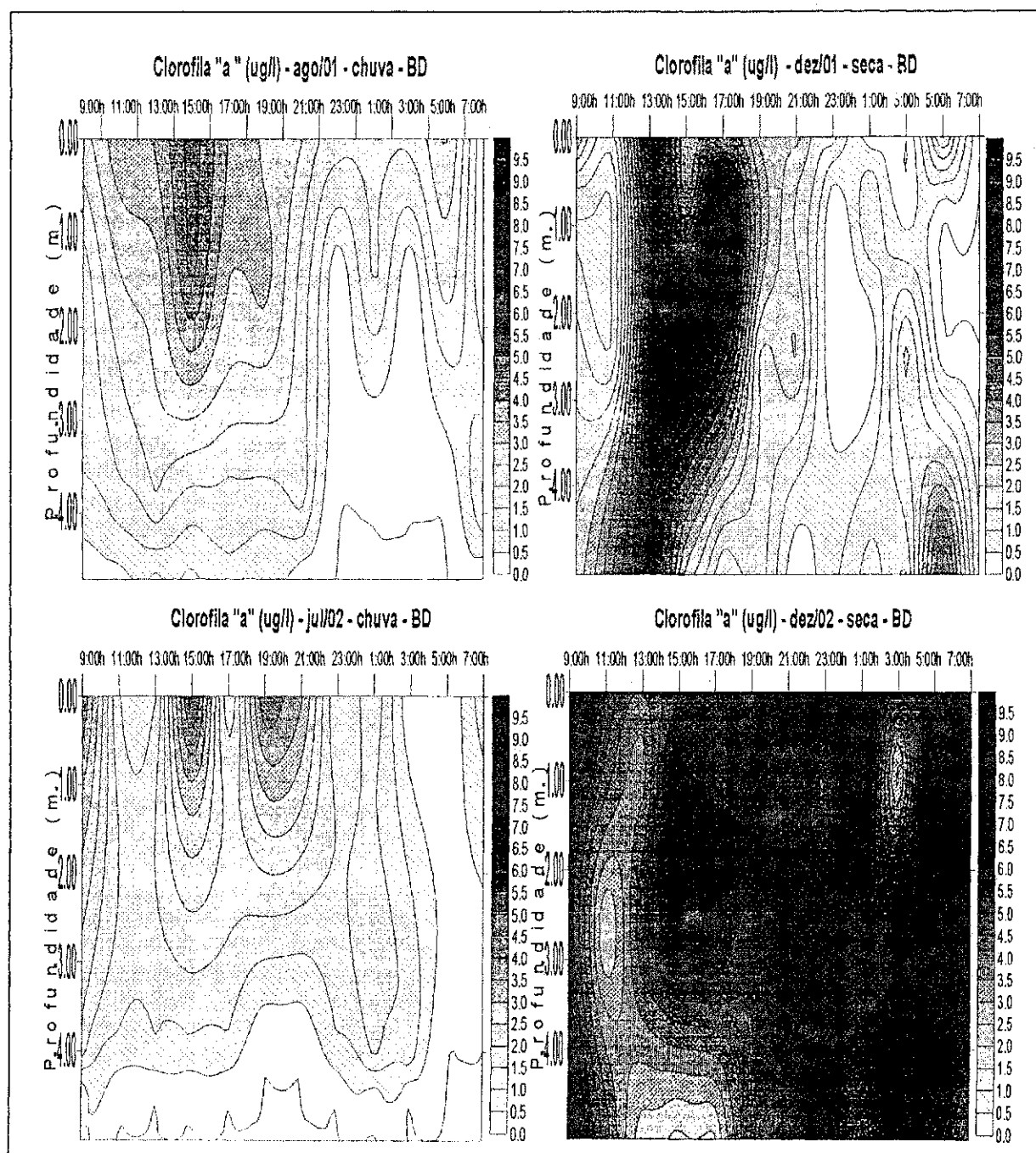
Os valores de CTerm (Figura 4.80), apresentaram-se mais elevados no ciclo nictemeral de agosto/01 ( $\bar{x}=3,2 \times 10^4$  UFC/100ml) e menores em julho/02 ( $\bar{x}=7,4 \times 10^3$  UFC/100ml). Houve tendência de maiores concentrações nas camadas mais profundas, com diferenças significativas nas coletas de agosto/01 ( $F=5,983$ ,  $p=0,002$ ), o que reflete uma distribuição esperada, visto que na superfície os fatores bactericidas agem reduzindo a concentração de bactérias.



**Figura 4.80-** Variação vertical e nictemeral de CTerm, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

As concentrações de CI a para as coletas nictemerais do açude de Bodocongó (Figura 4.81), apresentaram-se mais elevadas na estiagem ( $\bar{x}=2,4 \mu\text{g/l}$  – dezembro/01;  $\bar{x}=5,9 \mu\text{g/l}$  – dezembro/02), nas camadas superficiais da coluna d'água e no período iluminado do dia. Ocorreram diferenças significativas entre as profundidades em agosto/01 ( $F=12,095$ ,  $p=0,000$ ) e julho/02 ( $F=10,557$ ,  $p=0,000$ ) e entre os horários de coleta de dezembro/01 ( $F=4,364$ ,  $p=0,000$ ) e dezembro/02 ( $F=3,037$ ,  $p=0,006$ ).

Esse comportamento pode ser explicado por Plinski e Magnin (1975), que afirmaram que o deslocamento vertical das algas é propiciado pelas condições físicas e químicas do meio, em particular a temperatura e o oxigênio dissolvido, sendo o afundamento geralmente passivo, pela gravidade, e a ascensão por algum mecanismo particular.



**Figura 4.81** - Variação vertical e nictemeral de Cl a, nos meses de agosto/01 (a), dezembro/01(b), julho/02 (c) e dezembro/02 (d) no açude de Bodocongó - PB.

#### 4.7.3. Análise de Componentes Principais (ACP) nas coletas nictemerais/verticais dos açudes Epitácio Pessoa (Boqueirão) e de Bodocongó.

A análise de componentes principais (ACP), para os dois açudes, produziu no período de estudo, dois eixos ortogonais que expressaram parte da variabilidade contida nas variáveis originais. Para os dois açudes a ACP agrupou os pontos associados tendo como fonte de maior variabilidade as mudanças entre o dia e a noite em detrimento das variações entre a superfície e o fundo.

Barbosa (2002), observou resultados semelhantes no açude Taperoá II – PB, que tem profundidade máxima de 5m. A baixa heterogeneidade vertical já atribuída anteriormente às circulações freqüentes nestes açudes, sugere que em ambientes rasos como é o caso de Bodocongó, pode-se otimizar as amostragens num programa de monitoramento de longa duração, diminuindo-se o número de profundidades para três no açude de Bodocongó (100%, 1% e 0% de luz).

#### **Açude Epitácio Pessoa**

##### Período de Chuvas

Durante o período de chuvas, a extração de dois fatores acumulou 47,8% da variância do sistema (Quadro 4.9 e 4.10 e Figura 4.82).

O primeiro plano fatorial explicou a maior variabilidade do sistema (37,9%), apresentando correlações positivas entre temperatura,  $DBO_5$ , CE, cloretos, alcalinidade, N-amoniaco,  $P_{tot}$ ,  $PO_4^{3-}$  e  $Cl_a$ , associados a concentrações elevadas dessas variáveis na nictemeral de março/03 (componente de eutrofização). As correlações entre  $HCO_3^-$  e N-nítrico ( $N-NO_3$ ), no eixo negativo, são correspondentes aos maiores valores em maio/02. Estes resultados refletem a entrada de águas de escoamento superficial que carregam os íons e nutrientes presentes na bacia de drenagem e conseqüentes aumentos de CE e da biomassa fitoplanctônica, especialmente durante a nictemeral de março/03. N-nítrico se situou no eixo negativo da primeira componente possivelmente por influências das atividades antrópicas dentro do açude, como a carcinicultura.



O fator 2 explicou 9,9% da variância do sistema, sendo denominada de “componente de turbidez”, associada ao carreamento de material depositado na bacia de drenagem com as chuvas, representada por sólidos suspensos totais que foram influenciados pela turbidez e  $DBO_5$ .

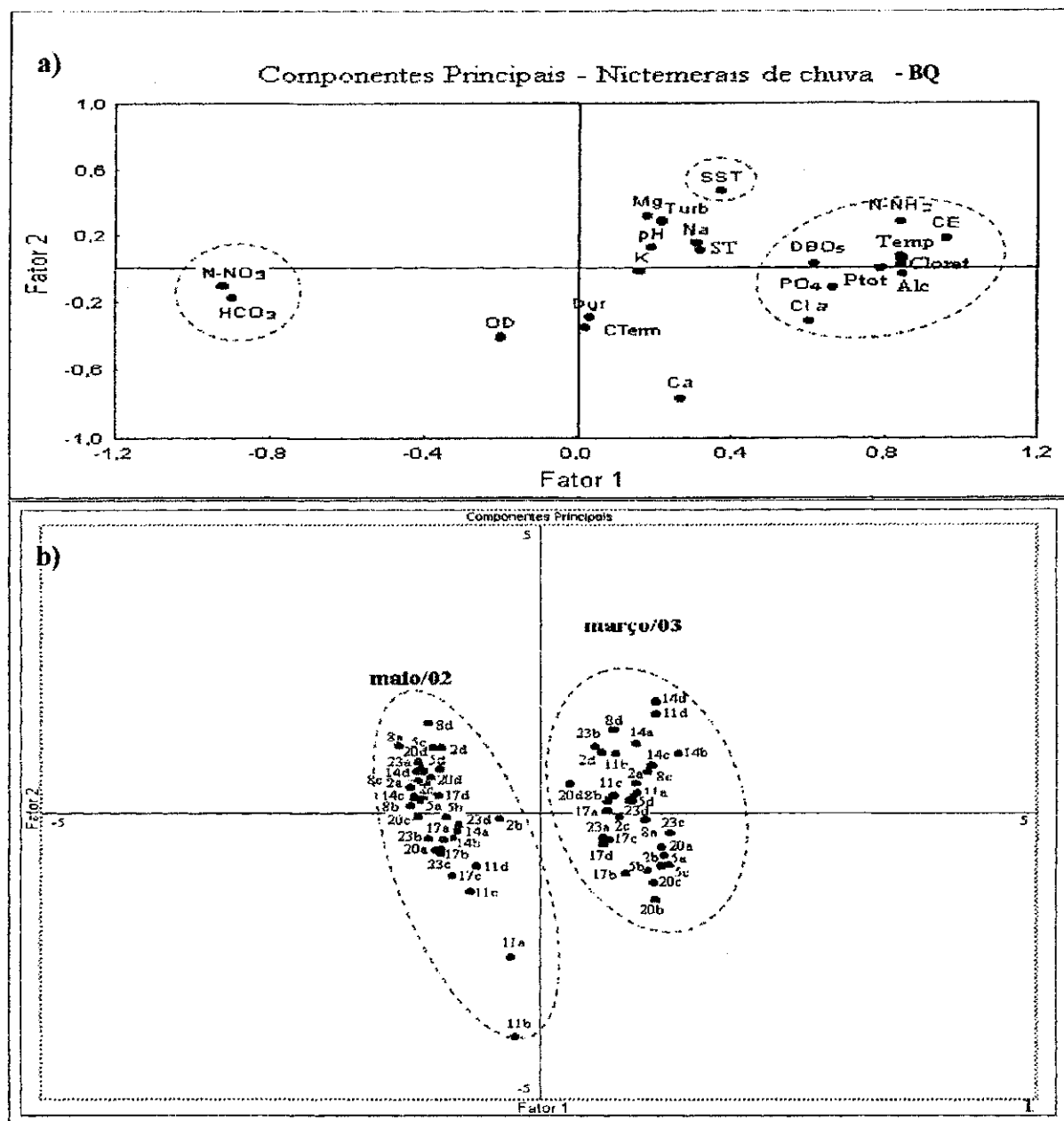
Com relação ao agrupamento dos pontos, verifica-se uma tendência de separação entre os pontos do período iluminado dos pontos do período noturno, indicando que as coletas nictemeraias podem ocorrer a intervalos maiores, desde que sejam contemplados os horários de luz e os noturnos, podendo com isto realizar uma campanha nictemeral maior, diminuindo os possíveis fatores interferentes.

**Quadro 4.9** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemeraias do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de chuva (maio/02 e março/03).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues	% total Variância	% de Acumulação
1	8,34737	37,94259	37,94259
2	2,175346	9,887938	47,83053

**Quadro 4.10** – Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemeraias do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de chuva (maio/02 e março/03).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temp	0,839797	0,068615	Cl <sup>-</sup>	0,850083	0,060714
pH	0,193546	0,125115	$DBO_5$	0,629307	0,027718
CE	0,960397	0,18483	OD	-0,19804	-0,41342
Turb	0,220454	0,305447	N-NH <sub>3</sub>	0,843279	0,281713
Alc	0,843273	0,016872	N-NO <sub>3</sub>	-0,92068	-0,10504
Dur	0,033984	-0,29145	Ptot	0,791369	-0,00112
Ca <sup>++</sup>	0,26917	-0,77031	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,665968	-0,1154
Mg <sup>++</sup>	0,159753	0,327408	ST	0,323837	0,104259
Na <sup>+</sup>	0,311654	0,154044	SST	0,39529	0,531308
K <sup>+</sup>	0,163314	-0,01851	Cterm	0,024712	-0,35339
HCO <sub>3</sub>	-0,89308	-0,17444	Cl_a	0,605663	-0,31761



**Figura 4.82** – Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de chuva (maio/02 e março/03). O número representa o horário e as letras as profundidades (a=100% luz; b=50% luz; c = 1% luz; d= 0% luz).

### Período de Estiagem

Para a época de estiagem (Quadro 4.11 e 4.12 e Figura 4.83), os dois fatores explicaram 46,5% dos dados.

O primeiro fator (36,3%) mostrou correlações positivas entre temperatura, CE, dureza, Ca<sup>++</sup>, representada pela “componente salinização” associadas a

evaporação elevada na estiagem. O agrupamento, no eixo negativo, de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ , estão associadas às concentrações superiores em novembro/02. Esse comportamento expressa a influência de sais e nutrientes no açude na estiagem, associados à diminuição do volume e as perdas de água por evaporação.

O segundo fator, explicou 10,2% da variabilidade dos dados e apresentou correlações positivas entre  $\text{Cl}_a$  e OD, mais elevados em novembro/02, associadas ao processo fotossintético, que também está associada aos nutrientes presentes neste período (componente de eutrofização/biomassa algal).

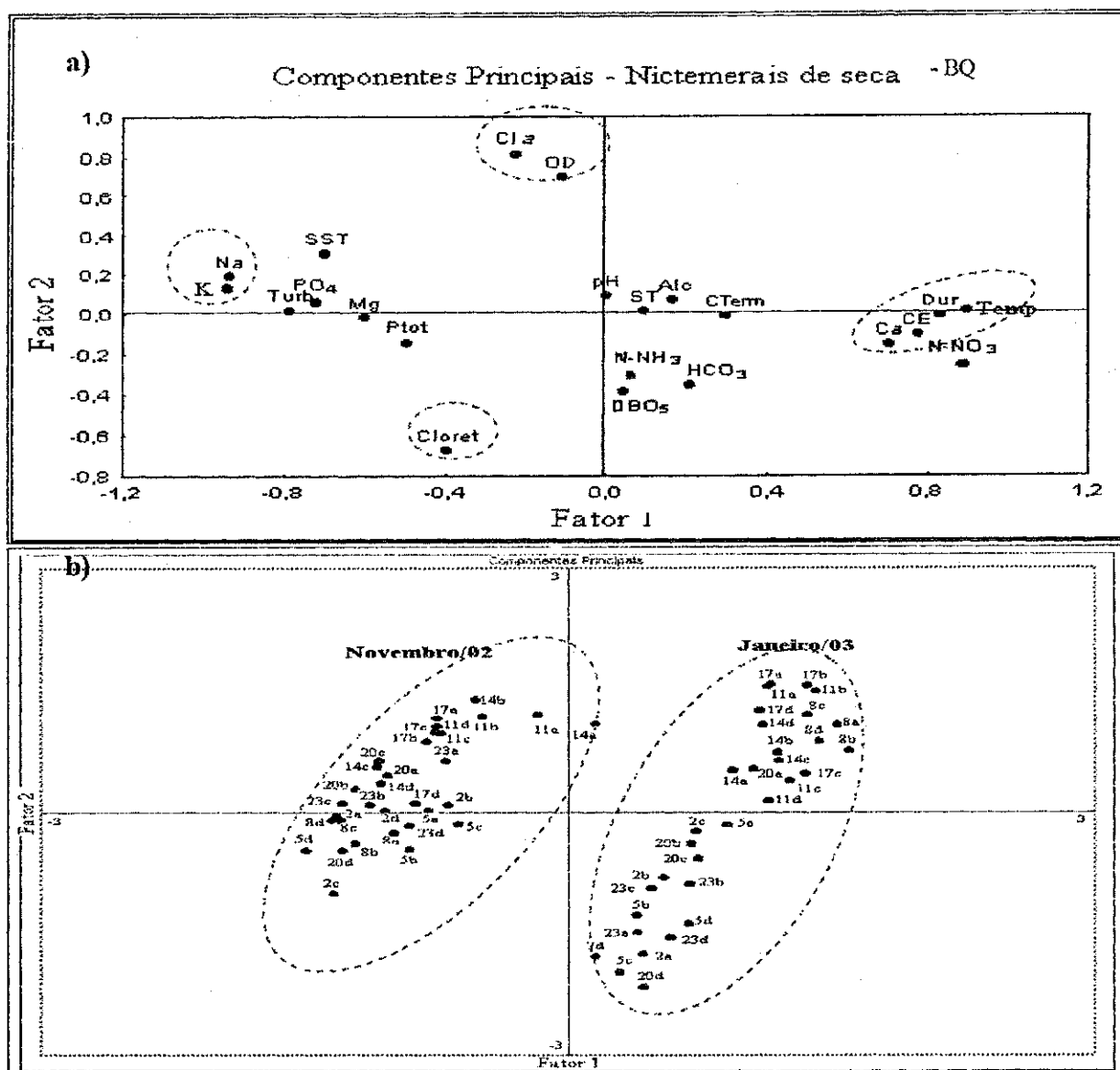
Nestes dois ciclos é visível a separação no plano fatorial entre os pontos de coleta do dia (1º e 2º quadrantes) dos horários noturnos (3º e 4º quadrantes). Esse padrão de distribuição seguiu a disposição das variáveis nos eixos positivos e negativos de cada fator.

**Quadro 4.11** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de seca (novembro/02 e janeiro/03).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues	% total Variância	% de Acumulação
1	7,978573	36,26624	36,26624
2	2,249652	10,22569	46,49193

**Quadro 4.12** – Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de seca (novembro/02 e janeiro/03).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temp	0,897625	0,014324	$\text{Cl}^-$	-0,397	-0,67965
pH	0,001234	0,092788	$\text{DBO}_5$	0,046989	-0,38794
CE	0,776767	-0,10517	OD	-0,11049	0,694638
Turb	-0,78602	0,015606	$\text{N-NH}_3$	0,062475	-0,30907
Alc	0,167123	0,070972	$\text{N-NO}_3$	0,89061	-0,25758
Dur	0,83331	-0,01378	Ptot	-0,49494	-0,14519
$\text{Ca}^{++}$	0,704539	-0,15734	$\text{PO}_4^{--}$	-0,71938	0,057982
$\text{Mg}^{++}$	-0,59798	-0,01798	ST	0,093267	0,010695
$\text{Na}^+$	-0,9355	0,192421	SST	-0,69703	0,306803
$\text{K}^+$	-0,93947	0,129002	CTerm	0,300714	-0,00774
$\text{HCO}_3$	0,209781	-0,35797	$\text{Cl}_a$	-0,22386	0,811366



**Figura 4.83** - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão) – PB, nos meses de seca (novembro/02 e janeiro/03). O número representa o horário e as letras as profundidades (a=100% luz; b=50% luz; c = 1% luz; d= 0% luz).

### Açude de Bodocongó

#### Período de Chuvas

No açude de Bodocongó, a ACP extraiu dois fatores, no período chuvoso, que explicaram 52,4% da variabilidade dos dados (Quadro 4.13 e 4.14 e Figura 4.84).

O fator 1 (42,2%) mostrou correlações positivas entre Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, alcalinidade, N-NH<sub>3</sub> e N-NO<sub>3</sub>, por apresentarem as maiores concentrações nas coletas de julho/02. Os maiores valores de pH, dureza, Ptot, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e CTerm, na

nictemeral de agosto/01, agruparam estes parâmetros no eixo negativo. Este comportamento indica a entrada de íons, nutrientes e bactérias com as chuvas e particularmente com os esgotos afluentes, sendo esta componente denominada de "eutrofização/estado sanitário".

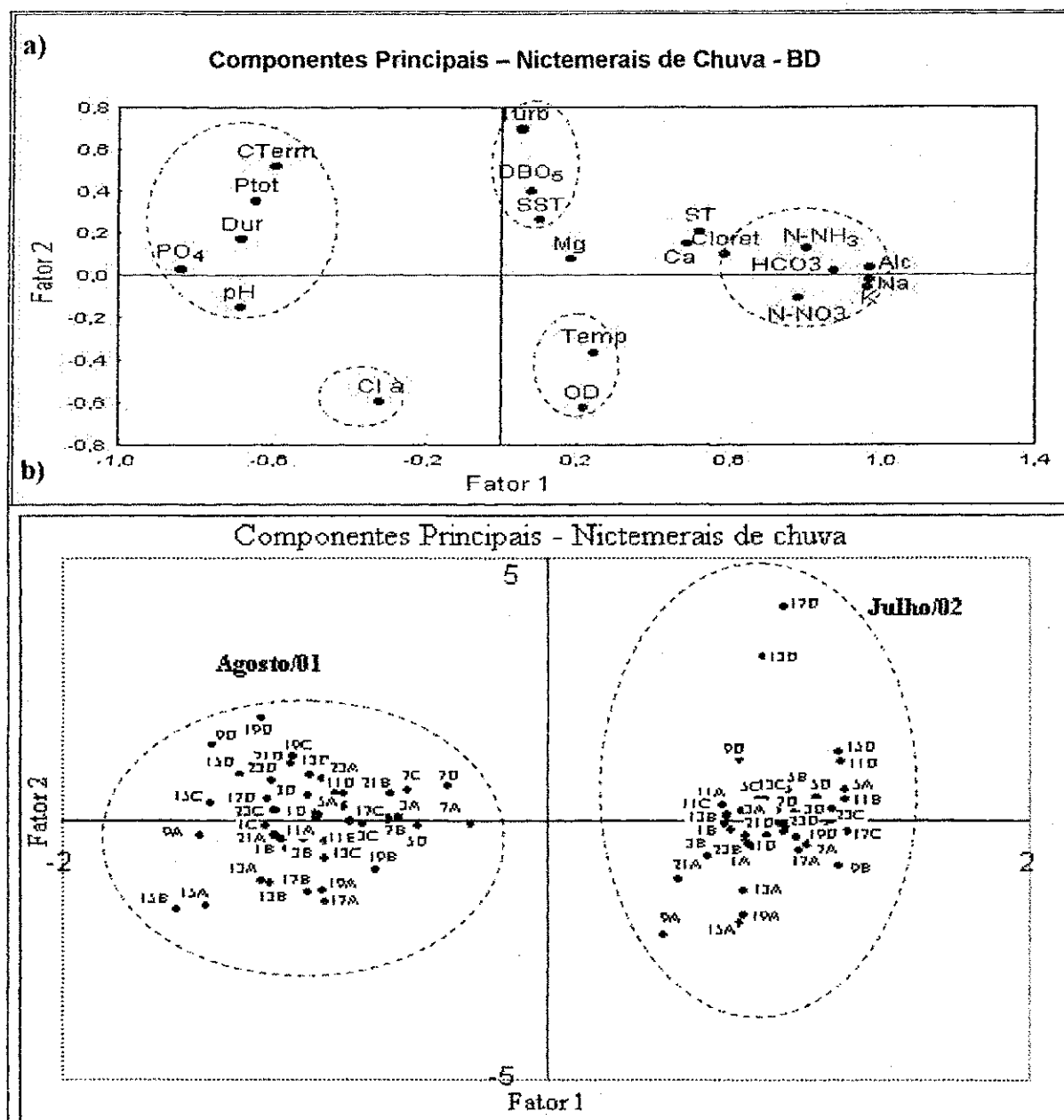
O fator 2 (10,2%), agrupou no eixo positivo a turbidez, DBO<sub>5</sub> e SST, por apresentar valores mais elevados nos horários das 13:00 e 17:00h no fundo do açude, nas coletas de julho/02. Nesse mesmo fator, no eixo negativo, verifica-se a correlação positiva entre Cl<sub>a</sub> e OD e temperatura que se posicionaram no eixo negativo, possivelmente porque o sombreamento provocado pela turbidez pode inibir a fotossíntese. A esta componente foi atribuído o nome de "sólidos associados a turbidez".

**Quadro 4.13** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de chuva (agosto/01 e julho/02).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues	% total Variância	% de Acumulação
1	9,282945	42,1952	42,1952
2	2,246634	10,21197	52,40718

**Quadro 4.14** – Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de chuva (agosto/01 e julho/02).

	Fator 1	Fator 2	Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temp	0,243438	-0,36904	Cl <sup>-</sup>	0,585899	0,092772
pH	-0,68056	-0,15771	DBO <sub>5</sub>	0,078227	0,397206
CE	0,967596	-0,03232	OD	0,218075	-0,63007
Turb	0,056175	0,69094	N-NH <sub>3</sub>	0,798328	0,094086
Alc	0,960198	0,012297	N-NO <sub>3</sub>	0,779636	-0,11266
Dur	-0,67683	0,163181	Ptot	-0,63931	0,348677
Ca <sup>++</sup>	0,487015	0,141579	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-0,83563	0,021598
Mg <sup>++</sup>	0,183639	0,071899	ST	0,51956	0,204504
Na <sup>+</sup>	0,988864	-0,02942	SST	0,102555	0,257379
K <sup>+</sup>	0,963339	-0,0247	CTerm	-0,58834	0,515858
HCO <sub>3</sub>	0,873107	0,016271	Cl <sub>a</sub>	-0,31308	-0,60198



**Figura 4.84** - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de chuva (agosto/01 e julho/02). O número representa o horário e as letras as profundidades (a=100% luz; b=50% luz; c = 1% luz; d= 0% luz).

#### Período de Estiagem

Durante a estiagem, as duas componentes acumularam 55,8% da variância do sistema (Quadro 4.15 e 4.16 e Figura 4.85).

**Quadro 4.15** – Eigenvalues (fatores) extraídos através da Análise de Componentes Principais - ACP dos dados das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de seca (dezembro/01 e dezembro/02).

Eigenvalues (Fatores)	Valor dos Eigenvalues	% total Variância	% de Acumulação
1	10,31091	46,86778	46,86778
2	1,975864	8,9812	55,84898

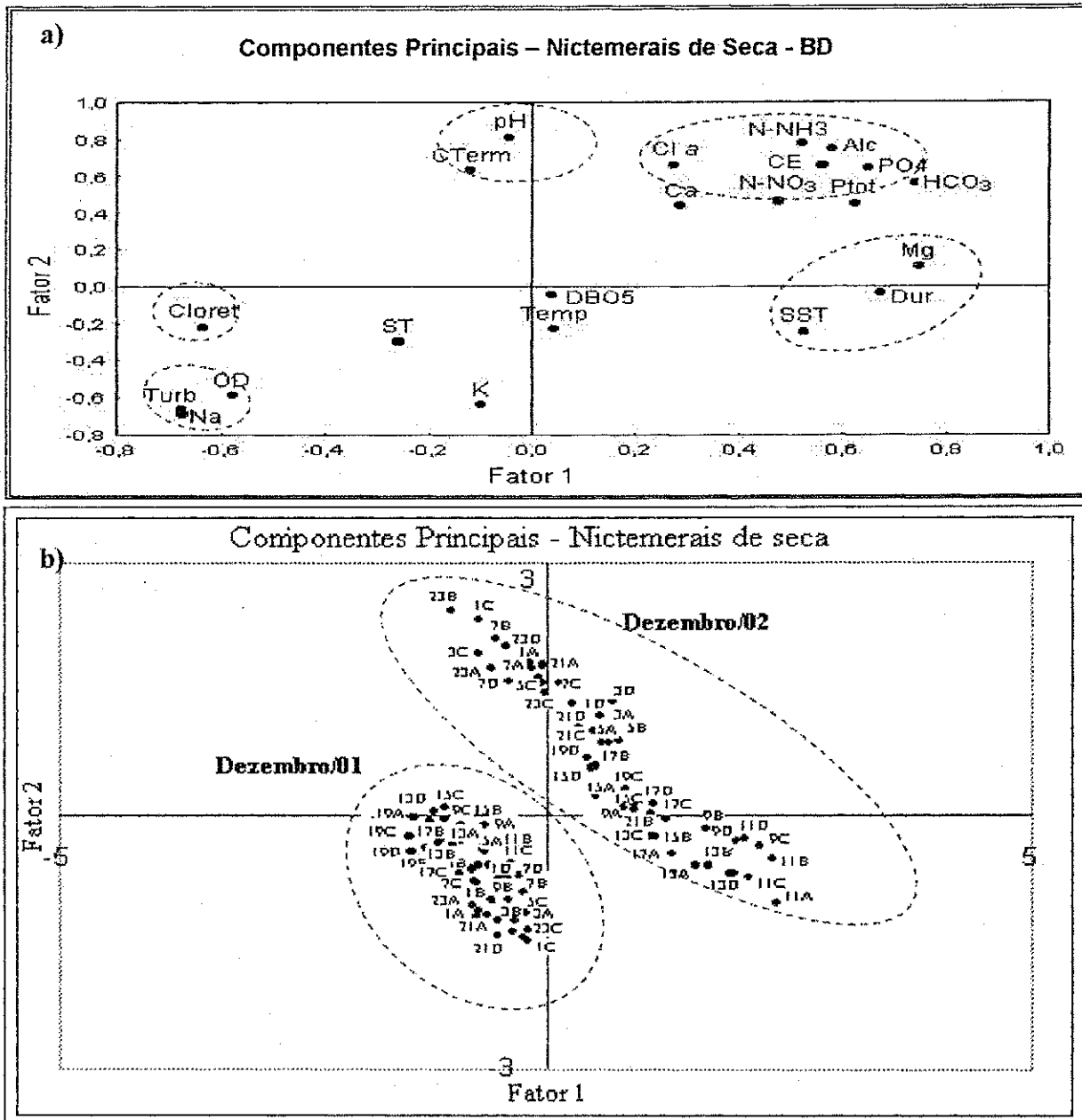
**Quadro 4.16** – Coeficientes de correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas e microbiológicas analisadas nos dois primeiros eixos da ordenação na ACP para a distribuição das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de seca (dezembro/01 e dezembro/02).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temp	0,044333	-0,23139	Cl <sup>-</sup>	-0,63291	-0,2191
pH	-0,04275	0,811487	DBO <sub>5</sub>	0,039483	-0,0435
CE	0,561117	0,656162	OD	-0,5773	-0,58962
Turb	-0,67429	-0,66411	N-NH <sub>3</sub>	0,521948	0,779285
Alc	0,580258	0,745286	N-NO <sub>3</sub>	0,477658	0,459871
Dur	0,675217	-0,03532	Ptot	0,624172	0,448201
Ca <sup>++</sup>	0,286525	0,437428	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,649471	0,641091
Mg <sup>++</sup>	0,747447	0,106057	ST	-0,25585	-0,29551
Na <sup>+</sup>	-0,67243	-0,69092	SST	0,525239	-0,24099
K <sup>+</sup>	-0,09744	-0,63808	CTerm	-0,1166	0,630341
HCO <sub>3</sub>	0,741488	0,558689	Cl <sub>a</sub>	0,275076	0,658408

O fator 1 (46,9%) agrupou, no eixo positivo, as variáveis Mg<sup>++</sup>, dureza e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (componente de salinização), com maiores concentrações em dezembro/02 e no eixo negativo os cloretos, que estiveram mais elevados na nictemeral de dezembro/01, devido à concentração dessas variáveis com o processo evaporativo (Quadro 4.15, 4.16 e Figura 4.85).

Valores elevados de pH, CE, alcalinidade N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>3</sub>, clorofila *a*, alcalinidade, CE e CTerm em dezembro/02, contribuíram para o agrupamento desses parâmetros no eixo positivo do segundo fator (9%). No eixo negativo desse mesmo plano fatorial, a reunião de turbidez, Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup>, esteve associada a maiores níveis nas amostragens de dezembro/01, possivelmente associada à reurbanização

da orla do açude que iniciou nesse período. Esta componente pode ser denominada de eutrofização/estado sanitário.



**Figura 4.85** - Ordenação (ACP) das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas e Microbiológicas (a), dos horários e profundidade (b) das nictemerais do eixo vertical do açude de Bodocongó – PB, nos meses de seca (dezembro/01 e dezembro/02). O número representa o horário e as letras as profundidades (a=100% luz; b=50% luz; c = 1% luz; d = 0% luz).



## 5. CONCLUSÕES

Os resultados do presente estudo permitiram concluir que:

- ✓ Nos dois açudes, a qualidade da água apresentou grande variabilidade no tempo e no espaço, sob influência de fatores climáticos, morfológicos e antropogênicos. No açude Epitácio Pessoa, as chuvas ocorridas durante o período de estudo contribuíram pouco para o aumento do volume de água armazenada, mas produziram forte impacto nas suas características qualitativas. No açude de Bodocongó, as chuvas influenciaram nas vazões dos esgotos afluentes, sendo estas as principais causas das variações de qualidade da água.
  
- ✓ No açude Epitácio Pessoa, variações extremas de qualidade foram observadas nos pontos das margens, sendo mais acentuadas durante as chuvas em consequência do escoamento da bacia de drenagem. As variáveis de qualidade mais afetadas foram SST e em consequência a turbidez, a concentração de matéria orgânica ( $DBO_5$ ), as formas de nitrogênio e de fósforo, além de alcalinidade e dureza.
  
- ✓ A análise de agrupamentos agregou os cinco pontos de amostragem no açude Epitácio Pessoa, em três grupos com características similares de qualidade da água que seguiram um ordenamento de acordo com o nível de poluição/contaminação. Um primeiro grupo reuniu três pontos da região limnética que apresentaram menores impactos antropogênicos. Um segundo grupo foi formado pelo ponto localizado próximo ao afluente do rio Paraíba e apresentou qualidade intermediária. No terceiro grupo se colocou o ponto de desembocadura do rio Taperoá, de maior poluição, refletindo as atividades humanas na sua bacia de drenagem.
  
- ✓ No açude de Bodocongó, os esgotos afluentes foram os fatores de força que mais influenciaram na qualidade da água, expressando forte efeito sobre o nível de eutrofização e de degradação sanitária deste açude, também caracterizado por assoreamento extremo. As flutuações das vazões dos

esgotos afluentes alteraram a qualidade da água das margens e da parte central do açude.

✓ Nesse açude, a análise de agrupamento segregou os quatro locais de amostragem em dois grupos: um que agregou três pontos, sendo dois das margens e um do centro e um segundo que esteve formado apenas por um ponto, o de maior impacto antrópico, localizado logo após as descargas contínuas de esgotos na margem leste. O primeiro agrupamento reflete a homogeneidade na qualidade da água do ponto central e de pontos das margens, associada aos efeitos da entrada contínua de esgotos, da forma não dendrítica do açude, a seu pequeno tamanho e à pouca profundidade, que favorecem a mistura.

✓ Com o emprego da ACP, as informações limnológicas e sanitárias ao longo dos meses, podem ser resumidas nos dois sistemas em três componentes principais: a eutrofização, a salinização e os sólidos/turbidez. Durante as chuvas, a eutrofização, seguida do aumento de turbidez representaram fortes componentes associadas ao transporte de nutrientes, matéria orgânica e sólidos que chegam ao reservatório Epitácio Pessoa, principalmente através dos dois rios tributários (Paraíba do Norte e Taperoá) e no açude de Bodocongó através de esgotos domésticos, deteriorando sua qualidade trófico-sanitária e acelerando o assoreamento. Durante a estiagem, destacou-se a salinização como a componente principal para ambos os açudes, sendo este um fenômeno típico dos açudes da região semi-árida, submetidos à alta evaporação, pela contribuição natural com sais e pelo intemperismo das formações rochosas cristalinas de região como ocorre no açude Epitácio Pessoa, embora também receba contribuições antropogênicas. No açude de Bodocongó, a influência da composição geológica dos solos na origem dos sais é quase nula quando comparada à origem antropogênica, decorrente de uma bacia totalmente antropizada.

✓ Os dois açudes, embora com diferentes morfometrias e capacidades de armazenamento, mostraram padrões diários de estratificação e mistura, caracterizando-se como polimíticos quentes, sob forte condicionamento da

ação dos ventos e da profundidade. O açude de Bodocongó, devido à menor área do espelho de água, à menor profundidade e à maior regularidade de seu perímetro, apresentou maior instabilidade térmica. Durante o período iluminado nos dois açudes predominaram estratificações térmicas, que evoluíram para homogeneidade e mistura durante a noite.

✓ O parâmetro mais sensível à estratificação térmica foi o oxigênio dissolvido, que apresentou perfil clinogrado nos dois corpos aquáticos. Não foram verificados padrões definidos de flutuações verticais dos íons e nutrientes, decorrentes das estratificações pouco estáveis. A homogeneidade térmica, com predominância no período noturno, aparentemente tendeu a favorecer os movimentos verticais de mistura, facilitando também a mobilidade dos nutrientes liberados do sedimento, aumentando sua concentração na água. Os horários mais críticos em relação à qualidade da água foram, nos dois açudes, os noturnos, em consequência da mistura da coluna de água e do revolvimento do material do fundo.

✓ Nos dois açudes, a ACP aplicada aos ciclos nictemerais apresentou como fonte de maior variabilidade as variações horárias (dia/noite) em detrimento das espaciais (superfície/fundo) na coluna de água. Esses resultados sugerem que a distribuição vertical dos parâmetros pode estar sendo influenciada pela velocidade dos ventos, morfometria e correntes de funcionamento hidráulico. A baixa heterogeneidade vertical sugere que em ambientes com pouca profundidade como o açude de Bodocongó pode-se otimizar os estudos de campo diminuindo o número de profundidades de amostragem.

✓ Por outro lado, a separação entre a qualidade da água dos pontos nas diferentes profundidades do período iluminado daquela do período noturno, aponta para que as coletas nictemerais possam ocorrer a intervalos maiores, desde que sejam contemplados os horários de luz e os noturnos. Entretanto, estes estudos deveriam se estender por três ou mais dias consecutivos, a fim de detectar possíveis variações. As componentes principais observadas nos ciclos de 24 horas nas campanhas de seca e de chuvas se associaram com os parâmetros de eutrofização, turbidez/sólidos e salinização.

✓ A análise dos níveis de eutrofização, aplicando-se o Índice de Carlson Modificado para os dois corpos aquáticos, mostrou que o açude Epitácio Pessoa se classifica como mesotrófico e o de Bodocongó como hipereutrófico. Verificou-se que no açude de Boqueirão, no segundo período de chuvas, houve tendência de aumento do nível de eutrofia, particularmente nos pontos de margem, enquanto que no açude de Bodocongó a condição de hipereutrofia se manteve na maioria dos meses, independente da época. A análise comparativa entre este estudo e pesquisas de dez anos atrás, mostrou um gradiente crescente de eutrofização em um período de tempo relativamente curto, durante o qual o açude Epitácio Pessoa passou de oligo-mesotrófico para mesotrófico e o de Bodocongó de eutrófico para hipereutrófico, revelando que a deterioração da qualidade da água foi bastante acelerada nestes ambientes, como consequência do antropismo.

✓ As densas massas de macrófitas desenvolvidas nas áreas próximas das entradas dos tributários do açude de Bodocongó se mostraram eficientes na redução das cargas poluidoras, agindo como "wetlands" ou terras úmidas naturais no tratamento das águas poluídas. Seus efeitos foram mais intensos na margem leste, onde uma grande área com vegetação aquática cobre parte do espelho de água. Os inconvenientes apresentados por estas plantas estão associados com seu crescimento excessivo e morte natural, por acelerar o assoreamento e elevar os teores de nutrientes durante sua decomposição. Entretanto, com manejo adequado, podem ser soluções ecológicas viáveis ou paliativas para a melhoria da qualidade da água de corpos aquáticos em processo de eutrofização.

## 6. REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associados a macrófitas aquáticas em açudes do Semi-Árido Paraibano, Nordeste do Brasil**. 2002. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- AGENDA 21 Brasileira. **Bases para Discussão**. Washington Novaes; Otto Ribas; Pedro da Costa Novaes (Coord.). Brasília: MMA/PNUD, 2000, 196p.
- ALMEIDA, E. **História de Campina Grande**. Campina Grande: Livraria Pedrosa, 1964. 424p.
- ALMEIDA, J. A. Política Hidráulica. In: \_\_\_\_\_. **A Paraíba e seus problemas**. 4.ed. Brasília: senado Federal, 1994, p. 377-393.
- ALVES, V. R. E.; CAVALCANTI, C. G. B.; MATTOS, S. P. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos, em um período de 24 horas, no Lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 199-218, 1988.
- AMADO, A. M.; MINELLO, M.; ESTEVES, F. A. Efeitos da abertura de barra sobre duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa costeira, Macaé, RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p.4
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 19<sup>th</sup> ed. Washington D. C.: American Public Health Association, 1995, 1600p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20<sup>th</sup> ed. Washington D. C.: American Public Health Association, 1998, 1569p.

ARANTES, L. A.; CONTE, M. L. ; LEOPOLDO, P. R. Remoção de nutrientes do esgoto doméstico utilizando a planta aquática *Eichhornia sp* – resultados preliminares. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. CD-ROM.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. Avaliação de quatro séries de lagoas de estabilização na Grande Natal na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

BANDEIRA, M. M.; MEDEIROS, A. M. T.; BATISTA, M. E. M. Uma análise da seca na Paraíba – ano 1998. In: SIMPOSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 5., 2000, Natal. **Anais...** Natal: ABRH, 2000. CD-ROM.

BARBIERI, R.; COELHO, A. A. Absorção de nutrientes por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in Vitro, partir de um meio poluído- Rio Anil (MA). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 254.

BARBOSA, F. A. R. **Variações diurnas (24 h) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca Parque Florestal do Rio do Doce –MG.** 1981. 207f. Tese (Doutorado) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BARBOSA, F. A. R.; TÔRRES, G. E.; COUTINHO, M. E. Ciclo anual de temperatura e sua influência nas variações sazonais de alguns parâmetros físico-químicos e da clorofila e feoftina *a* na Lagoa Carioca-Parque Florestal do Rio Doce, MG. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 129-152, 1988.

BARBOSA, F. A. R.; TUNDISI, J. G. Diel variations in a shallow tropical Brazilian lake – the influence of temperature variation on the distribution of dissolved oxygen and nutrients. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart, v. 116, n. 3, p. 333-349, 1989.

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no**

**açude Taperoá II: trópico semi-árido paraibano.** 2002. 208f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade de São Carlos, São Carlos.

BARBOSA, J. E. L.; MENDES, J. S. O índice do estado trófico como ferramenta no monitoramento da qualidade da água da Barragem de Acauã – sistema recém construído sobre o rio Paraíba – PB. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 2004, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 2004. CD-ROM.

BARRICA, J. Hypereutrophy – the ultimate stage of eutrophication. **Water Quality Bull.**, Canada, v. 6, n. 4, p. 95-98, 1981.

BEADLE, L. C. **The Inland Waters of tropical African: an introduction to tropical Limnology.** London: Longman Group Limited, 1974, 365p.

BEYRUTH, Z. Fitoplâncton em lagos do Parque Ecológico do Tietê, São Paulo, 1986-1987. Estudo para reabilitação. **Rev. SABESP**, São Paulo, v. 17, p. 5-10, 1993.

BIANCHINI JR. I. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: estrutura, funcionamento e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO; FAPESP, 1999, p.627-650.

BICUDO, D. C.; TUCCI, A.; RAMÍREZ, R. J. J.; CARMO, C. E.; NOGUEIRA, N. M. C.; BICUDO, C. E. M. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado: (Lago das Garças, São Paulo). In: HENRY, R. (edt.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO/ FAPESP, 1999, p. 409-448.

BINI, L. M. **Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um Mundo aquático complexo.** Exame Geral de Qualificação. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2000, 46p.

BOSCHILIA, S. M.; THOMAZ, S. M. Decomposição de *Egeria najas* no reservatório de Itaipu. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 257.

BOUVY, M.; BARROS-FRANCA, L. M.; CARMOUZE, J. P. Compartimento microbianos no meio pelágico de sete açudes do Estado de Pernambuco. **Acta Limnol. Brasil.**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 93-101, 1998.

BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M.; ROLAND, F.; THOMAZ, S. M. Dinâmica nictemeral dos princípios nutrientes inorgânicos e clorofila a em duas lagoas costeiras fluminenses. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 3, p. 319-346, 1990.

BOZELLI, R. L.; THOMAZ, S. M.; ROLAND, F.; ESTEVES, F. A. Variações nictemeraias e sazonais de alguns fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 4, p. 53-66, 1992.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Proteção e usos múltiplos de represas.** São Paulo: CETESB/ Edgard Blucher, 1977, 185p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada a Engenharia Sanitária.** 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986, 640p.

BRASIL. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde.** Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília: Ministério da Saúde, 2004, 15p.

BROOK, T.; MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of microorganisms.** 7. ed. Prentice Hall, 1994, 909p.

BURGIS, M. J. A preliminary study of the ecology of zooplankton in lake George, Uganda. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v. 17, p. 297-302, p. 1969.

CALIJURI, M. C. **Respostas Físioecológicas da Comunidade Fitoplanctônica e Fatores Ecológicos em Ecossistemas com Diferentes Estágios de**



**Eutrofização**. 1988. 292f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A Produtividade Primária pelo Fitoplâncton na Represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/ FAPESP, 1999, p. 109-148.

CALIMAN, A.; COUTINHO, R. S.; ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. A. Influência da decomposição de quatro espécies de macrófitas aquáticas sobre a mineralização da matéria orgânica no sedimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 258.

CAMARGO, A. F. M.; MIYAI, R. K. Caracterização Limnológica do Lago Curuçá: Lago de Várzea do Rio Trombetas (Águas Claras), Pará. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 153-180, 1988.

CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa, 2003, p. 213-232.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CASTELO-BRANCO, C. W. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. 332f. 1991. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.

CASTRO, L. S. C. S. **Qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da Bacia do Açude de Bodocongó**. 1999. 128f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – PRODEMA. Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; LIMA, E. O.; URTIGA, R. F.; ARAÚJO, A. M. Comparative study of microbiological indicators of pollution in fresh waters. **Proceeding Second Bienal Water Quality Syonposium Microbiological Aspects**, Chile, p. 233-236, 1990.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecosistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido**. 1995. 192f. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Paulo.

CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; DINIZ, C. R.; WATANABE, T.; MISHINA, S. V. Variabilidade da qualidade das águas de açudes nordestinos. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

CEBALLOS, B. S. O.; DINIZ, C. R.; KONIG, A. Algas como Bioindicadores do Nível Trófico de Ecosistemas Lênticos do Semi-árido Paraibano. *Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.3, n.3 e 4, p.137-145, jul./set. e out./dez. 1998.

CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; ALMEIDA, T. M.; TAVARES, J. L.; SUASSUNA, E. N.; MARTINS, P. A.; AMORIM, F. M. B. Impactos ambientais e qualidade da água dos compartimentos verticais de um manancial do Trópico Semi-Árido (Paraíba-Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais ...** Rio de Janeiro: ABES, 1999, p.2296-2301. CD-ROM.

CEBALLOS, B. S. O. Microbiologia sanitária. In: MENDONÇA, S. R. (ed.). **Sistemas de Lagunas de Estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. Bogotá: Mc Graw Hill, 2000, p.69-137.

CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T.; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES, A. OLIVEIRA; KONIG, A. Desempenho de um leite cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado à irrigação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. CD-ROM.

CEBALLOS, B. S. O.; SOARES, N. E.; MORAES, M. R.; CATÃO, R. M. R.; KONIG, A. Microbiological aspects of an urban river used for unrestricted irrigation in the semi-arid region of north-east Brazil. **Wat. Sci. Tech.**, v. 47, n. 3, p. 51-57, 2003.

CHAMIXAES, C. B. Ficoflórula do açude de Apipucos (Recife, Pernambuco). **Rev. Bras. Biol.**, n. 50, p.45-60, 1990.

CISNEROS, B. E. J. **La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada**. México: Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A. C.; Instituto de Ingeniería de La UNAM y FEMISCA, 2001, 962p.

COLE, G. A. **Textbook of limnology**. 3. ed. Toronto: The C. V. Mosby Company, 1983, 401p.

COSTA, I. A. S.; ARAÚJO, M. F. F.; CHELLAPPA, N. T. Estudo do fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Açú – RN. **Acta limnol. Brasil.**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 67-80, 1998.

COSTA, I. A. S.; ARAÚJO, M. F. F.; CHELLAPPA, Y. Algas como bioindicadoras do nível trófico da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Açú – RN. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 22.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; CHELLAPPA, N. T. Ocorrência de cianotoxinas em florações de cianobactérias na Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves (Rio Grande do Norte, Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 22.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D. Light penetration in waste stabilization ponds. **Water Res.**, v. 28, n. 5, p. 1031, 1994.

DATSENKO, I. S. Peculiaridades do processo de eutrofização dos açudes da região semi-árida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E

AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. CD-ROM.

DINIZ, C. R. **Aspectos Sanitários de Corpos Lênticos Temporários Utilizados para Consumo Humano**, 1995. 142f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

DINIZ, C. R.; KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O. Corpos Lênticos Temporários do Agreste Paraibano: aspectos sanitários e físico-químicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA, 28, São Paulo, 1995. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Microbiologia, 1995, p.30.

DOBSON, H. Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. **Water Qual. Bull.**, n. 6, p. 79-83, 1981.

DROUET, E.; PATRICK, R.; SMITH, L. B. A Flora de Quatro Açudes da Parahyba. **Ann. Acad. Bras. Sci.**, Rio de Janeiro, v. 10, p. 89 - 102, 1938.

DUARTE, M. A. C.; CEBALLOS, B. S. O.; MELO, H. N. S.; KÖNIG A. Comportamento dos Índices do Estado Trófico de Carlson (IET) e Modificado (IET<sub>M</sub>) em três lagoas naturais no Nordeste do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. CD-ROM.

EGBORGE, A. B. M. observations on the diurnal changes in some physicochemical variables of lake Asejire: a new impoudment in Nigeria. **Polskie Archiwum Hydrobiologii**, v. 26, n. 3, p. 301-311, 1979.

ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F. M.; ROLAND, F.; THOMAZ, S. M. Variação diária (24 horas) de temperatura, O<sub>2</sub> dissolvido, pH, e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 99-127, 1988.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602p.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, R. G.; GARELICK, H.; MARA, D. D. **Sanitation and disease – health aspects of excretas and wastewater management**. Washington: D. C.: John Wiley & Sons Ltda, 1983, 501p.

FONSECA, H. S. ; SALVADOR, N. N. B. Influência das atividades antrópicas, tipo de solo e erodibilidade de uma bacia hidrográfica, na qualidade de suas águas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

FONTENELE, N. M. B; SANTAELLA, S. T. distribuição de oxigênio dissolvido, temperatura, pH e clorofila-a, no Reservatório Pacoti (Ceará). In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro, 2000. CD-ROM.

FOSBERG, C. Strategies and measures to protect waters from eutrophication in Scandinavia. **Water Qual. Bull.**, Canada, v. 6, n. 2, p. 65-70, 1981.

FUJIOKA, R.; HASHIMOTO, H. H.; SIWAK, E. B.; YONG, R. H. F. "Effect of sunlight on survival of indicators bacteria in sea water". **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 41, p. 690-696, 1981.

GALAL-GORCHEV, H. WHO Guidelines for Drinking Water Quality. In: CRAUN, G.F. (ed). **Safety of water disinfection: balancing chemical and microbial risks**. Washington: LSI Press, 1993, p.463-473.

GALVÃO, C. O.; GOMES FILHO, M. F. **Previsão de volume armazenado no Açude Boqueirão para o ano de 2003 a partir da previsão de chuvas para o norte do Nordeste**. [Campina Grande]: UFCG, 2003, 5p.

GANF, C. G.; VINER, A. B. Ecological stability in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). **Roc. R. Soc., B.**, v. 184, p. 321-346, 1973.

GANF, G. G. Phytoplankton biomass and distribution in a shallow eutrophic lake (Lake George, Uganda). **Oecologia**, v. 16, p. 9-29, 1974.

GANF, G. G.; HORNE, A. J. Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen fixation in a shallow, equatorial lake (Lake George, Uganda). **Freshw. Biol.**, n. 5, p. 13-39, 1975.

GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. Influência das características hidrológicas na avaliação da qualidade da água do reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. CD-ROM.

GAVILÁN-DÍAZ, R. A. **Flutuações Nictemerais dos Fatores Ecológicos na Represa Barra Bonita – Médio Tietê – SP.** 1990. 156f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GELDREICH E. E.; CRAUN, F. G. Barreras múltiples para la protección y el tratamiento del abastecimiento de agua potable: um método probado de prevención de la propagación de las enfermedades transmitidas por el agua. In: ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD. **La Calidad del Agua Potable en América Latina: ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química.** Washington: [s.n.], 1996, p. 1-6.

GEORGE, D. G.; HEANEY, S. I. Factors influencing the spatial distribution of phytoplankton in a small productive lake. **Ecology**, v. 66, p. 133-155, 1978.

GIANI, A.; FIGUEIREDO, C. C. Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton num reservatório de eutrófico. In: HENRY, R (ed.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO/ FAPESP, 1999, p. 531-550.

GOMES, R. B.; CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; CARNEIRO, G. B. Qualidade sanitária e grau de eutrofização de uma lagoa urbana do município de Fortaleza – CE (Lagoa de Messejana). In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: ABES, 2000. CD-ROM.

GOMES FILHO, M. F.; GALVÃO, C. O.; LUCENA, D. B.; BECKER, C. T.; PONTES, A. L. Contribuição das chuvas de janeiro de 2004 para o armazenamento de água na Paraíba. CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 13., 2004, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2004. CD-ROM.

HARDY, E. R.; ROBERTSON, V.; KOSTE, W. About the relationship between the zooplankton and fluctuating water level of Lago Camaleão, a central Amazonian várzea lake. *Amazoniana*, v. 9, n. 1, p. 43-52, 1984.

HENRY, R. **Ciclo sazonal e variações diurnas de fatores ecológicos e plâncton da represa do Rio Parto (Botucatu – SP)**. 1977. 214f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. A represa de Jurumirim (São Paulo): primeira síntese sobre conhecimento limnológico. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/ FAPESP, 1999, p. 651-686.

HENRY, R.; SANTOS, A. A. N.; CAMARGO, Y. R. Transporte de sólidos suspensos, N e P Total pelos rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua exportação da represa Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/ FAPESP, 1999, p. 687-710.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* no tratamento de efluentes de piscicultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 263.

HUSZAR, V. L. M.; WERNECK, A. M.; ESTEVES, F. A. Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na Lagoa

Juparaná, Linhares, Espírito Santo, Brasil, fevereiro de 1987. **Rev. Bras. Biol.**, v. 54, n. 1, p. 111-134, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censos demográficos - 1980/1991/2000 / Contagem da população 1996. Disponível em:** <[http://www.pmcq.pb.gov.br/frame\\_perfil.htm](http://www.pmcq.pb.gov.br/frame_perfil.htm)>. Acesso em 10 de abril de 2003.

JARDIM, F. A.; FONSECA, Y. M. F.; VIANA, L. N. L. Cianobactérias tóxicas: a implantação de um banco de culturas no Laboratório Metropolitano da COPASA – MG. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: ABES, 2000. CD-ROM.

JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. Análise de algas – cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento de água para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

JONES, J. G. **A Guide de Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Freshwaters.** London: Freshwater Biological Association, 1979, n. 39, 112p.

KAPUCINSKY, R. B.; MITCHELL, R. Solar radiation induces sublethal injury in *Escherichia coli* in seawater. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 41, p. 670-674, 1981.

KLADEC, R. H.; HEY, D. L. Constructed wetlands for river water quality improvement. **Water Science Technology**, v. 29, n. 4, p. 159-168, 1994.

KLEEREKOPER, H. Estudo limnológico na Represa de Santo Amaro em São Paulo. **B. Fac. Fil. Ci. Let. USP, Botânica**, v. 7, p. 9-151, 1939.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia.** Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura/Serviço de Informações Agrícolas, 1944, 39p. (Série Didática)

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; CASTRO, S. P. As descargas clandestinas de esgotos e seu efeito na degradação da águas do Açude Velho, Campina Grande,



PB. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ENGENHARIA CIVIL, 1990, Recife. **Anais...** Recife: [s.n.], 1990, p. 653-662.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; SILVA, P. N.; WATANABE, T. Ocorrência de Algas Potencialmente Toxigênicas em Mananciais do Cariri Paraibano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1999. CD-ROM.

KRATZER, C. R.; BREZONICK, P. L. A. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Flórida lakes. **Water Res. Bull.**, v. 17, n. 4, p. 713-714, 1981.

LABORATÓRIO de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto – LMRS. **Batimetria Apoiada Por Gps: Açude Bodocongó.** Relatório Técnico. [Campina Grande]: UFPB, [2002], 13p.

LABORATÓRIO de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto – LMRS. **Batimetria Apoiada Por Gps: Açude Boqueirão.** Relatório Técnico. [Campina Grande]: UFPB, [2004], 15p.

LANNES, L. S.; ARAGON, G. T. Hidroquímica de uma área alagada na região urbana de Campos de Goytacazes – RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 37.

LARAQUE, A. **Comportements hydrochimiques des açudes du Nordeste Brésilien semi-aride. Evolution et previsions pour um usage em irrigation.** 1991. 353f. These (Doctorat) - Universite de Montpellier II – Sciences et Techniques du Langdoc, Montpellier, France.

LEITE, R. L.; WATANABE, T. Seasonal variation of the physical and chemical condition of the Gramame and Mamuaba Reservoirs, Alhandra, Paraíba. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 350-354, 1997.

LEITE, R. L.; WATANABE, T. Decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms e *Najas marina* L.) em laboratório de dois açudes do semi-árido da Paraíba. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João

Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 190.

LEÓN, S. G.; CAVALLINI, J. M. **Curso de tratamento y uso de águas residuales.** Lima: OPS/ CEPIS, 1996, 151p.

LEPRUN, P. **Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste.** Recife: SUDENE, 1983, 141p. (Relatório Final de Convênio).

LIMA, E. P. C. Tratamento de esgoto doméstico e sua eficiência na redução microbiológica para reuso direto planejado da água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

LINS, R. P.; KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O. Diversidade fitoplanctônica na coluna de água do açude Epitácio Pessoa (Boqueirão – PB). In: ENCONTRO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA AMBIENTAL, 8., 2002, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: ANBio, 2002., p. 16.

LOPES-FERREIRA, C. M. **Estudo de uma área alagada do rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana - SP).** 2000. 145f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos.

LUCIANO, S. C. **Macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (Kunth) e *Brachiaria arrecta* (Stent).** 1996. 155f. Dissertação (Mestrado) - EESC - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

MAIER, M. H.; TAKINO, M.; DOS SANTOS, D.C. Circulação e estratificação diurnas na represa de Riacho Grande (Billings) SP – Brasil. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 3., 1983, São Carlos. **Anais...** São Carlos, 1983, p.67-78.

MAIER, M. H.; TOLENTINO, M. Aspectos climáticos e limnológicos da bacia do rio Jacaré Pepira, São Paulo, Brasil. **Acta Limnolog. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 261-300, 1988.

MANFRINATO, E. S. **Avaliação do Método Edafo-Fitodepuração para tratamento preliminar de águas**. 1989. 98f. Dissertação (Mestrado) - ESALQ - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

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

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo sub-superficial. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 409-435.

MARTINS, M. L. N. Estratificação química no reservatório Serra Azul – MG. In: SIMPOSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8., 1998, João Pessoa. **Anais....** João Pessoa: ABES, 1998, p. 169-180.

MAURO, F. **Vazão e qualidade da água em manancial degradado do Cinturão Verde de Ilha Solteira – SP**. 2003. 127f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, São Paulo.

MEDEIROS, A. M. T.; BANDEIRA, M. M.; MEDEIROS, V. R. G. Análise das pluviometrias ocorridas na microrregião homogênea dos Cariris Velhos e que contribuíram para recuperação hídrica do volume armazenável do açude Epitácio Pessoa. In: SIMPOSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 5., 2000, Natal. **Anais...** Natal: ABRH, 2000. CD-ROM.

MEIRA; C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; KONIG A. Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. CD-ROM.

MELACK, J. M.; KILHAM, P. Photosynthetic rates of phytoplankton in East African alkaline, saline lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 19, p. 743-755, 1974.

MELACK, J. M.; FISHER, T. R. Diel oxygen variations and their ecological implications in Amazon floodplain lakes. **Ach. Hydrobiol.**, v. 98, n. 4, p. 422-442, nov. 1983.

MELO, H. A. R.; CHACON, J.O. Exame biológico-pesqueiro do açude público "Soledade" (Soledade,PB) Brasil. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 34, n. 1, p. 3-26, 1976.

MELO, J. S. C.; NASCIMENTO, V. M. C.; LUCAS, A. F. B. Variação diurna de temperatura e oxigênio dissolvido e tanques do CEPTA, por estações climáticas. **Acta Limnolog. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 249-259, 1988.

MENDES, J. S.; WATANABE, T.; DANTAS, E. W.; DIAS, J. B.; BARBOSA, J. E. L. Diagnóstico limnológico da fase de enchimento da Barragem de Acauã, Agreste Paraibano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 9., 2003, Juiz de Fora. **Resumos...** Juiz de Fora: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2003. CD-ROM.

MENDONÇA, L. C.; MENDONÇA, S. R. Características de las águas residuales. In: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. Colombia: Mc Graw Hill, 2000, p. 1 – 43.

MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson Modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo. **Acta Limnol. Bras.**, Botucatu, v. 11, n. 1, p. 1-14, 1999.

METCALF & EDDY. **Waster Water Engineering – treatment and reuse**. 4. ed. Boston: Mc Graw Hill, 2003, 1819p.

MINOTI, R. T. **Variação anual da produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana – SP)**. 1999. 142f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.

MOLLE, F. **Caracteristiques et potentialés des "açudes" du Nordeste Brésiliu**. 1991. 380f. These (Doctorat) - Universite de Montpellier II – Sciences et Techniques du Langdoc, Montpellier, France.

MOLLE, F.; CADIER, E. **Manual do Pequeno Açude**. Recife: SUDENE-DPG-PRN-DPP-APR, 1992, 524p.

MORAES, R. G.; GOULART, E. G.; LEITE, I. C. **Parasitologia & Microbiologia Humana**. Rio de Janeiro: Cultura Médica Ltda, 1984, 551p.

MORAES, A. R. **Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana-SP)**. 1999. 94 f. Dissertação (Mestrado) - EESC - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

MORAES, J. C.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L. Avaliação de um sistema UASB para tratamento de esgotos domésticos em Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. CD-ROM.

MOREDJO, A. **Efeito da Predação de Tucunarés Jovens (*Cichlas ocellaris*) Sobre a Composição Zooplânctônica no Reservatório de Gramame, Alhandra, PB**. Relatório Técnico, 1995, 17p.

MOURA, A.; FALCÃO, D. Variação sazonal do fitoplâncton em três reservatórios localizados na bacia do rio Terra Nova, semi-árido do Estado de Pernambuco-Nordeste do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 121.

MURRAY, P. R.; DREW, W. L.; KOBAYASHI, G. S.; THOMPSON, J. H. **Microbiologia Médica**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1992, 513p.

NIENCHESKI, L. F.; MOLLER JR., O. O.; ODEBRECHT, C.; FILLMANN, G. Distribuição especial de alguns parâmetros físicos e químicos na Lagoa dos Patos – Porto Alegre a Rio Grande – RS (verão, 1986). **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 79-97, 1988.

NORDI, N. ; WATANABE, T. Nota preliminar sobre os rotíferos (zooplâncton) no açude Epitácio pessoa – Boqueirão, PB. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v. 1. n. 1, p. 31-39, 1978.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, 1988, 434p.

OECD – Organization for economic co-operation and development. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control**. Paris, 1982, 155p.

OLIVEIRA, A. C. P.; AZEVEDO, S. M. F. O. efeito de diferentes fatores físicos e químicos no processo de degradação de microcistinas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001, p. 49.

OLIVEIRA, A. C. A.; ALTIDIS, K. I. D.; CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; MEIRA, C. M. B. S. Terras úmidas construídas: influência do tipo de leito e da vegetação na retenção de formas de nitrogênio, na eliminação de bactérias fecais e na biodegradação da matéria orgânica. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 2004, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 2004. CD-ROM.

OPAS - Organización Panamericana De La Salud. **La Calidad del Agua Potable en América Latina: ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química**. Washington: D.C., 1996, 224p.

PARHARD, N. M.; RAO, N. V. "Effect of pH on survival of *E. coli*". **J. Wat. Pollut. Cont. Fed.**, v. 46, p. 980-986, 1974.

PAZ, R. J.; LEITE, R. L.; ESTRELA-JUNIOR, J. B.; WATANABE, T. Caracterização limnológica de quatro açudes localizados na bacia hidrográfica do rio Taperoá (Região do Semi-árido da Paraíba). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. **Resumos ...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2001a, p. 56.

PAYNE, A. I. **The Ecology of Tropical Lakes and Rivers**. Chichester: John Wiley & Sons, 1986, 301p.

PEDROSA, A. S. **Atividades antropogênicas na bacia de drenagem e qualidade das águas do açude Epitácio Pessoa – PB**. 2004. 183f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) –

Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

PEREIRA, A. **Guia prático de utilização do SPSS**. Lisboa: Edições Sílabo LTDA, 1999, 194p.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influência do fotoperíodo na absorção de nitrogênio e fósforo na água por *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*. **Rev. Bras. Biol.**, ago. 2000, v.60, n.3, p.373-379, ago. 2000.

XPIEDRAHITA, E. H. **Caracterização limnológica e estudo do processo de sedimentação e liberação de fósforo da lagoa do Taquaral-Campinas (SP)**. 2002. 165f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

XPRINTO-SILVA, V. **Variações diurnas de fatores ecológicos em quatro lagos naturais do “Pantanal Matogrossense” e seu estudo comparativo com dois lagos da Amazônia Central e um lago artificial (Represa do Lobo, “Broa”, São Carlos, SP)**. 1980. 281f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PIVELI, R. P.; PEREIRA, M. C. D. condições operacionais de sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização em Lins – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

PLINSKI, M.; MAGNIN, E. Migrations journalières du phytoplankton dans un lac dystrophe des Laurentides. **Verh. Internat. Verein Limnol.**, v. 19, p. 755-759, 1975.

POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. MOSCHINI-CARLOS, V. Ecologia de *Echinochloa poliptachya* na Represa de Jurumirim, zona de desembocadura no rio Paranapanema – SP, Brasil. In: HENRY, R. (edt.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/ FAPESP, 1999, p. 735-768.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS; HENRY, R. Annual balance of biomass, nitrogen, and phosphorous stocks of the tropical aquatic macrophyte *Echinochloa polystachya* (H. B. K.) Hitchcock (Poaceae) in the Jurumirim Reservoir (Sao Paulo, Brazil). **Acta Hydrobiol.**, v. 41, n. 2, p. 179-186, 1999.

POMPÊO, M. L. M. **Hidroponia e as macrófitas aquáticas**. Disponível em: < <http://www.3.westmont.edu/u/outside/phil.soderman/www/tab.htm>>. Acesso em: 15 jul. 2004.

POURIA, S. **Fatal Microcystin Intoxication in Haemodialysis Unit in Caruaru, Brazil**. 1998, p. 1-9. Disponível em: < <http://www.Findarticles.com/cf-o/m0833/mag.jhtm/issue>> . Acesso em 20 de janeiro de 2000.

RAMIREZ, J. J. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos em um ciclo de 24 horas em el Embalse Punchiná, Antioquia – Colômbia. **Acta Limnol. Brasil.**, São Paulo, v. 7, p. 23-34, 1995.

RAMIREZ, J. J.; DÍAZ, C. A. Cambios diurnos de temperatura y variables físicas y químicas em dos épocas Del año em la Laguna Del Parque Norte, Colombia. **Acta Limnol. Brasil.**, São Paulo, v. 7, p. 87-104, 1995.

RAMIREZ, J. J. **Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctonica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no Lago das Graças, São Paulo**. 1996. 301f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, São Paulo.

RAMIREZ, J. J. Limnologia de represas de altitud em Colômbia com ênfasis em los embalses La Fé y El Peñhol. In: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios**: estrutura, funcionamento e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO; FAPESP, 1999, p. 77-108.

REGO, J. C.; ALBUQUERQUE, J. P. T.; RIBEIRO, M. M. R. Uma análise da crise de 1998-2000 no abastecimento d'água de Campina Grande – PB. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 5., 2000, Natal. **Anais...** Natal: [s.n.], 2000. CD-ROM.



REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1984, 384p.

RHOADS, K. R.; MILLER, M. V. Impact of riverine wetlands construction and operation on stream channel stability. **Environm. Management**, v. 14, p. 799-807, 1990.

RODIER, J. **L'analyse de L'eaux Naturelles, Eaux Residuals, Eaux de Mer**. 5.ed. Paris: Ed. Dumond, 1975, 629p. v. 1.

ROLLA, M. E.; DABÉS, M. B. G. S.; FRANÇA, R. C.; FERREIRA, E. M. V. M. Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 3, p. 219-244, 1990.

ROSTON, D. M.; MANSOR, M. T. C. Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. CD-ROM.

RUGANI, C. A. **Bactérias amonificantes e fatores ecológicos nos lagos Carioca e D. Helvécio (Vale do Rio Doce – MG)**. 1980. 168f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SÁ, J. C.; OLIVEIRA, A. C. P.; AZEVEDO, S. M. F. O. BRANDÃO, C. C. S. Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina com a utilização de filtro lento sanduíche. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A cut down phosphorous trophic state model for warm water tropical lakes. **Water Res.**, 25: 341-350, 1991.

SALATI, E.; LEMOS, H. M.; SALATI, E. Água e o desenvolvimento Sustentável. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). **Águas Doces do Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 39-64.

SANSIGOLO, C. A. Análise das precipitações de áreas de Piracicaba, SP, visando planejamento agrícola. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 6., 1989, Maceió. **Anais...** Maceió: [s.n.], 1989, p. 224-231.

SASSI, R.; WATANABE, T. Estudos ecológicos básicos no estuário do Rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil. Fitoplâncton e fatores hidrológicos. In: SIMPOSIO NACIONAL DE ECOLOGIA, 2. 1980, Belém. **Anais...** Belém: [s.n.], 1980, p. 305-313.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. Chemistry for Environmental Engineering. 4. ed. New York: McGraw – Hill, 1994, 661 p.

SCHAFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre: Universitária, 1985, 532p.

SCHAFER, A. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 29-55, 1988.

SILVA, M. A. V. BRAGA, C.; AGUIAR, M. J. N.; NITZCHE, M. H. SILVA, B. B.; VENTURA, E. **Atlas climatológico do Estado da Paraíba.** 2. ed. Campina Grande: Núcleo de Meteorologia Aplicada, UFPB, 1987.

SILVA, S. A. **On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil.** 1982. 203f. PhD Thesis - University of Dundee, UK, Dundee.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias.** Campina Grande: O Autor, 2001, 266p.

SILVA, S. A.; ALMEIDA, I. N.; OLIVEIRA, R.; ATHAYDE JR., G. B. Estudo da distribuição de coliformes fecais na massa líquida de lagoas facultativas profundas providas de chicanas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

SIMONATO, A. D. **Ciclos diurnos de fatores ecológicos na Represa de Lobo (Broa), São Carlos, SP.** 1986. 153f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SOUSA, J. T.; OLIVEIRA, J. E. G.; FLORENTINO, E. R.; NASCIMENTO, M. F. Remoção de fósforo através do sistema "wetland". CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26., 1998, Lima – Peru. **Anais...** Lima: AIDIS, 1998. CD-ROM.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. PÓS-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.1, p.87-91, 2000.

SOUSA, J. T.; van ANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. Comparação entre sistemas wetlands tratando efluente anaeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. CD-ROM.

SOUZA, C. A. **Águas: legislações e políticas para utilização racional - o caso dos irrigantes do açude Epitácio Pessoa – Boqueirão – Paraíba – Brasil.** 2001. 146f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

STANIER, R. Y.; ADELBERG, E. A.; INGHAM, J. L. **General Microbiology.** New York: The Macmillan Press LTD, 1979, 871p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993, 291p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** Sao Carlos: Brazilian Academy of Sciences/International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, 1999, 592p.

SEZERINO; P. H.; PHILIPPI; L. S. utilização de um sistema experimental por meio de "wetland" construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. CD-ROM.

TABOSA, W. A. F. **Bioensaio com *Lemna minor* (LIMNAEUS, 1753): um estudo da toxicidade de efluente industrial no rio Gramame.** 2000. 94f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - (PRODEMA). Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa.

TALLING, J. F. Diurnal changes of stratification and photosynthesis in some tropical African Waters. **Proceedings. Of the Royal Society B.**, Londres, v. 147, p. 57-83, 1957.

TALLING, J. F. The photosynthetic activity of phytoplankton in East African lakes. **Int. Rev. Ges. Hydrobiol.**, v. 50, p. 1-32, 1965.

TALLING, J. F.; TALLING, I. B. The chemical composition of African Lake Waters. **Int. Rev. ges. Hydrobiol.** v. 50, p. 421-463, 1965.

TALLING, J. F. The incidence of vertical mixing and some biological and chemical consequences in Tropical African lakes. **Verh. Int. Verein Limnol.**, v. 17, n. 998-1012, 1969.

TAVARES, J. L. **Evolução da eutrofização em uma represa nordestina de recente formação. Represa São Salvador – Sapé – PB.** 2000. 141f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

THOMAS, V. O desafio da água. **O Globo**, São Paulo, 24 mar. 2003. Disponível em: [http://www.obancomundial.org/index.php/content/view\\_artigo/1734.html](http://www.obancomundial.org/index.php/content/view_artigo/1734.html). Acesso em: 20 jul. 2004.

THOMAS, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios. In: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios:**

estrutura, funcionamento e aspectos sociais. Botocatu: FUNDIBIO; FAPESP, 1999, p. 597-626.

THOMAS, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas em reservatórios. **Acta Limnol. Brasil.**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 103-116, 1998.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutroficação em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 12. 1983, Camboriú. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1983, p. 34.

TOLEDO, L. G.; FREITAS, J. S.; FERREIRA, C. J. A. Variações diurnas de parâmetros limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 219-237, 1988.

TOLEDO, L. G.; HAY, J. D. Variação sazonal da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos do Lago Paranoá, Brasília, DF. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 347-365, 1988.

TRAVERSO, H. P. "Agua y salud en América Latina y el Caribe: enfermedades infecciosas transmitidas por el agua". In: **La calidad del agua potable en América Latina**. Washington, D. C: Ilsi Press, 1996, p. 51-62.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Estudos limnológicos no sistema de lagos do médio Rio Doce, MG, Brasil. In: SEMINARIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 2., 1981, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1981, p. 463.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophycations of lakes and reservoirs: a comparative análisis, case studies, perpectives. In: CORDEIRO-MARINHO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M. (eds.). **Algae and enviroment: a general approach**. São Paulo: Soc. Brás. Ficologia/CETESB, 1992, p. 1-33.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999, p. 19-38.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). **Águas Doces do Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999a. p. 153-194.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Limnologia de Águas Interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). **Águas Doces do Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999b. p. 195-226.

TUNDISI, J. G. (ed.). **Planejamento e gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. São Carlos: UNEP-IECT, 2001, 385p.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2003, 248p.

VIEIRA, V. P. P. B. Água Doce no Semi-Árido. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). **Águas Doces do Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 509-532.

VOLLENWEIDER, R. A. Eutrophication: a global problem. **Water Qual. Bull.**, Canada, v. 6, n.3, p. 59-62, 1981.

VON SPERLING, E. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais, 1999, 138p.

VON SPERLING, E. Monitoramento Simplificado de Mananciais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. CD-ROM.

WALDEMAR, C. C. Potencial de utilização de macrófitas aquáticas regionais no tratamento do percolado de aterros sanitários de resíduos sólidos domiciliares. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. CD-ROM.

WATANABE, T. GADELHA, C. L. M.; PASSERAT-DE-SILANS, A.M. B. Análise estatística da relação entre a presença de plantas aquáticas e parâmetros físico-químicos da água de açudes. CONGRESSO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 8. 1989, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: [s.n.], 1989, p. 582-594.

WATANABE, T.; OLIVEIRA, R. B.; SASSI, R.; MELO, G. W.; GADELHA, C. L.; MACHADO, V. M. N. Evidence of contamination caused by sugar-cane monoculture and associated industrial activities in water bodies of the State of Paraíba, Northeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Belo Horizonte, v. 5, p. 85-102, 1994.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega S. A., 1981, 679p.

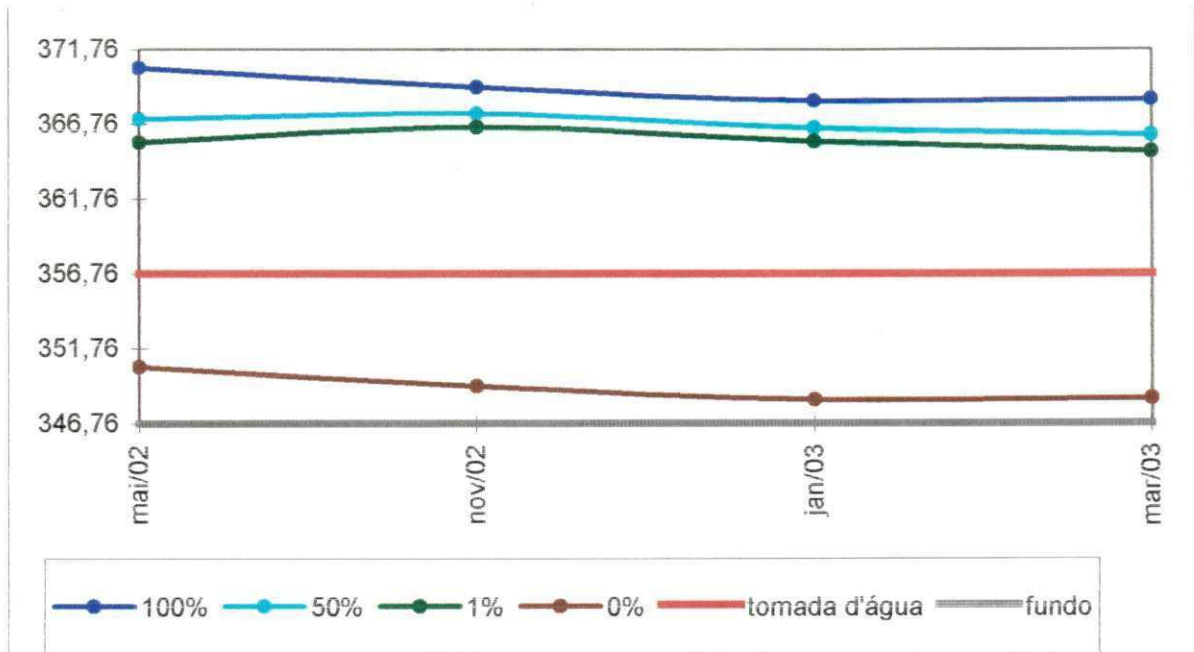
WHITELAND, G. C.; CODD, G. A. "Damaging effects of light on microorganisms", In: HERBERT, R. A.; CODD, G. A. (Eds.). **Microbes in Extreme Environments**. Academic Press, 1986.

WRIGHT, S. Alguns dados da física e da química das águas dos açudes nordestinos. **Boletim da Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 39, n. 1, p.21-31, jan./jun. 1981a.

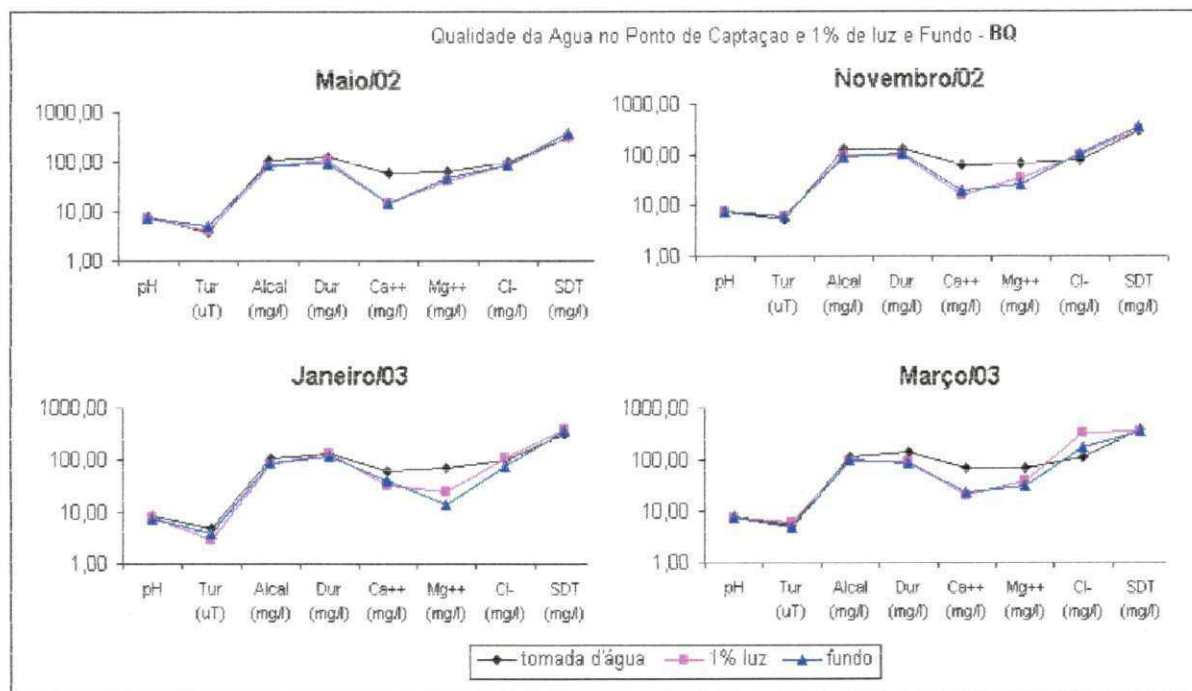
WRIGHT, S. Da física e da química das águas do Nordeste do Brasil . II. Clorretos e Carbonatos. **Boletim da Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 39, n. 1, p.33-45, jan./jun. 1981b.

WRIGHT, S. Da física e da química das águas do Nordeste do Brasil . III. Condições Térmicas. **Boletim da Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 39, n. 1, p.47-60, jan./jun. 1981c.

## ANEXO



**Figura 1** – Variação da cota durante a realização dos ciclos nictemerais do açude Epitácio Pessoa - PB no período de maio/02 a março/03.



**Figura 2** – Comparação da qualidade de água do ponto de captação com a água nas profundidades 1% de luz e fundo, no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão), nos meses de maio/02, novembro/02, janeiro/03 e março/03.