

Programa de Pós-Graduação em **Engenharia Civil e Ambiental**

Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

CARLOS HENRIQUE ANDRADE PACHECO

DINÂMICA ESPACIAL E-TEMPORAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E SUA
INFLUÊNCIA SOBRE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO EUTROFIZADO:
AÇUDE ACARAPE DO MEIO-CE

Campina Grande
Data: NOVEMBRO/09

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

CARLOS HENRIQUE ANDRADE PACHECO

DINÂMICA ESPACIAL E-TEMPORAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E SUA
INFLUÊNCIA SOBRE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO
EUTROFIZADO: AÇUDE ACARAPE DO MEIO-CE

Campina Grande – PB-Novembro/09
Carlos Henrique Andrade Pacheco

**DINÂMICA ESPACIAL E-TEMPORAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E SUA
INFLUÊNCIA SOBRE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO
EUTROFIZADO: AÇUDE ACARAPE DO MEIO-CE**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária.

Orientadora: Prof^a. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Área de Concentração: Engenharia Civil
Sub-área: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

Campina Grande – PB
Novembro de 2009



P116 Pacheco, Carlos Henrique Andrade

Dinâmica espaço-temporal de variáveis limnológicas e sua influência sobre a cianobactérias de um reservatório eutrofizados: açude Acarape do Meio-CE / Carlos Henrique Andrade Pacheco. 2009.

109f.:il.

Orientadora: Prof^a Dr^a Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Área de concentração: Engenharia Civil

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2009.

1. Variáveis Limnológicas 2. Cianobactérias 3. Açude Acarape do Meio. I. Título.

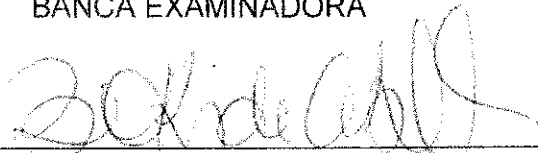
CDD 628

**DINÂMICA ESPACIAL E-TEMPORAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E SUA
INFLUÊNCIA SOBRE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO
EUTROFIZADO: AÇUDE ACARAPE DO MEIO-CE**

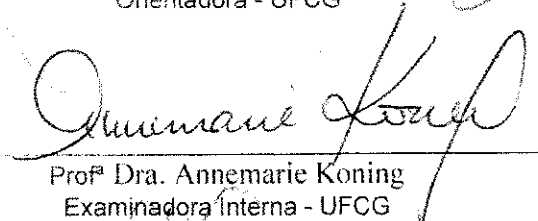
CARLOS HENRIQUE ANDRADE PACHECO

Dissertação aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA



Profª Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Orientadora - UFCG



Profª Dra. Annemarie Koning
Examinadora Interna - UFCG



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Examinador Externo - UEPB

Campina Grande – PB
Novembro de 2009

À minha mãe, pelo eterno apoio em todos os momentos de minha vida, principalmente os mais difíceis e, em especial, por todos os seus esforços para me proporcionar uma educação de qualidade;

Aos meus irmãos Luis Eduardo e Suyane pelos vários momentos de alegria compartilhados ao longo destes anos;

A Sâmara, meu grande amor, companheira, amiga de todos os momentos, alegrias, tristezas, e sonhos compartilhados.

AGRADECIMENTOS

À professora Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, pelas orientações de grande importância para a conclusão deste trabalho e principalmente por ser um exemplo de competência e profissionalismo;

Ao amigo Prof. Bemvindo Gomes, por toda o apoio no desenvolvimento de todas as etapas deste trabalho, por sua dedicação e ensinamentos repassados e por ser um exemplo de profissional ético e responsável, e em especial, por ser um amigo disposto a ajudar em todas as horas;

À Cristina por todo apoio dado nos momentos que passei em Campina Grande e sempre disposta a ajudar;

Ao Laboratório Integrado de Águas de Mananciais e Residuárias – LIAMAR/IFCE, por ter sido o principal local de apoio para a realização de todas as análises físicas, químicas e biológicas, necessárias para efetiva realização deste trabalho;

À Milena pelo seu incansável trabalho de identificação e contagem das cianobacterias;

À Sâmara, Nataniel, Ítalo, Lamão, Anderson, Neuciano, Eduardo, Israel, Jéssica, Vinicius por toda a ajuda e disposição para realização das atividades de campo e em especial ao André pela constante disponibilidade em todos os momentos do trabalho;

Ao Andson, Isabelly, Eduardo e Aline, por serem os responsáveis por providenciarem toda a logística necessária para realização dos trabalhos laboratoriais e de campo;

A todos os analistas integrantes do LIAMAR pela ajuda na realização das análises física, químicas e biológicas;

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará – COGERH por toda a logística disponibilizada para realização de coletas e transporte de amostras, em especial ao Gerente de Desenvolvimento Operacional Walt Disney Paulino, por toda a sua ajuda e disposição a ajudar em todas as etapas do estudo;

Ao Ronaldo e Alex, técnicos da COGERH sempre presente nas atividades de campo, compartilhando momentos de dificuldades e alegria em todas as campanhas de amostragem, sempre com profissionalismo e dedicação;

Ao Flavio pela confecção de todos os mapas necessários para o desenvolvimento do estudo;

Agradeço a todos os motoristas da COGERH, nas pessoas do Josué e Augusto, sempre presentes nas coletas e nos transportando com segurança e responsabilidade;

Ao senhor Agacir e Dio, funcionários da COGERH, responsáveis pelo apoio nas coletas, conduzindo o barco ou transportando as amostras;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental pelo apoio ao desenvolvimento do estudo;

E por fim a todos que direta ou indiretamente contribuíram e torceram pelo sucesso e conclusão deste trabalho.

*“Para cada coisa que acredito
saber, dou-me conta de nove que
ignoro”*

(Provérbio Árabe)

RESUMO

O presente estudo objetivou analisar a relação entre parâmetros físicos, químicos e biológicos e a ocorrência de cianobactérias no reservatório de abastecimento Acarape do Meio, na região metropolitana de Fortaleza-CE. O monitoramento da qualidade da água ocorreu com frequência mensal no período Janeiro a Dezembro de 2008, com amostragens na sub-superfície em sete estações de coleta distribuídas de forma a abranger todo o manancial. Os resultados para os parâmetros velocidade do vento, profundidade, transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, DBO₅, nitrogênio amoniacal total, nitrato, nitrito, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio total, fósforo total, ortofosfato solúvel, clorofila "a", feofitina "a", coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e identificação e contagem de cianobactérias indicaram forte variação espaço-temporal devido principalmente as influências climáticas, morfológicas e antropogênicas. As maiores contribuições de matéria orgânica ao manancial ocorreram no período chuvoso, refletindo-se nas altas concentrações de DBO₅, principalmente na região litorânea. O reservatório encontra-se em avançado estado de eutrofização, devido principalmente ao aporte de macronutrientes (nitrogênio e fósforo), que contribuem para a elevada densidade de cianobactérias (748.592 cél/mL no período chuvoso e 621.786 cél/mL no período seco). Foram identificados 9 táxons, distribuídos em 3 ordens, 5 famílias e 9 gêneros, sendo *Aphanocapsa spp*, *Merismopedia spp.*, *Snowella cf atomus*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema spp.*, *Planctolyngbya spp.*, *Pseudoanabaena spp1.*, *Pseudoanabaena spp2.*, *Planktothrix agardhi* as espécies identificadas. A *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou dominância nas estações do ano, com alternância no período seco com *Planktothrix agardhi*, estas espécies foram às únicas que apresentaram 100% de frequência, sendo ambas potencialmente tóxicas. Houve correlações positiva entre a densidade de cianobactérias e as concentrações de fósforo ($r=0,37$; $p<0,05$ período chuvoso e $r=0,52$; $p<0,05$ período seco) e através da razão N:P pode-se inferir que fósforo é o possível nutriente limitante neste ecossistema.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the relationship among physical, chemical, and biological parameters as well as the occurrence of cyanobacteria in the *Acarape do Meio* water supply reservoir located in the metropolitan region of Fortaleza-CE. The monitoring of the water quality was carried out monthly from January to December 2008, with sub-surface samples from seven collection stations distributed in order to cover the entire water source. The results for the following parameters: wind speed, depth, transparency, temperature, pH, electrical conductivity, total alkalinity, dissolved oxygen, DBO₅, total ammonia nitrogen, nitrate, nitrite, total Kjeldahl nitrogen, total nitrogen, total phosphorus, soluble orthophosphate, "a" chlorophyll, "a" phaeophytin, thermotolerant coliforms, *Escherichia coli*, as well as identification and counting of cyanobacteria indicated a strong spatial-temporal variation mainly due to climatic, morphological, and anthropogenic influences. The major contributions of organic matter to the water source occurred in the rainy season, reflecting the high concentrations of DBO₅, mainly in the coastal region. The reservoir is in an advanced state of eutrophication, mainly due to the intake of macronutrients (nitrogen and phosphorus), which contribute to the high density of cyanobacteria (748,592 cells/mL in the rainy season and 621,786 cells/mL in the dry season). 9 taxons have been identified distributed in 3 orders, 5 families, and 9 genders, being *Aphanocapsa spp*, *Merismopedia spp*, *Snowella cf atomus*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema spp*, *Planctolyngbya spp*, *Pseudoanabaena spp1.*, *Pseudoanabaena spp2.*, *Planktothrix Agardhi* the species identified. The *Cylindrospermopsis raciborskii* presented dominance in the seasons of the year, with alternation in the dry period with *Planktothrix agardhii*. These species were the only ones to have 100% of frequency, both being potentially toxic. There were positive correlations between the density of cyanobacteria and concentrations of phosphorus ($r=0,37$; $p<0,05$ rainy season and $r=0,52$; $p<0,05$ dry season), and through the N:P ratio one can infer that phosphorus is the possible limiting nutrient in this ecosystem.

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Localização do açude Acarape Meio/CE.....	24
Figura 4.2 - Localização dos pontos de amostragem no açude Acarape Meio/CE	26
Figura 5.1 – Evolução da precipitação pluviometria na cidade de Palmácia no período de jan/08 a dez/08.	32
Figura 5.2 – Evolução da precipitação pluviometria na cidade de Pacoti no período de jan/08 a dez/08.	32
Figura 5.3 – Evolução da precipitação pluviometria na cidade de Redenção no período de jan/08 a dez/08.	33
Figura 5.4 – Evolução do volume armazenado no açude Acarape do Meio no período de jan/08 a dez/08.	34
Figura 5.5 (a) – Evolução da transparência de Secchi e zona eufótica nas Estações 1, 2, 3, 5 e 6 no período de jan/08 a dez/08.	34
Figura 5.5 (b) – Evolução da transparência de Secchi e zona eufótica nas Estações 7 no período de jan/08 a dez/08.	35
Figura 5.6 – Variação espacial e temporal da Temperatura (a) e Variação espacial e temporal do pH (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	38
Figura 5.7 – Variação espacial e temporal da Condutividade Elétrica (a) e Variação espacial e temporal da Alcalinidade Total (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.....	39
Figura 5.8 – Variação espacial e temporal da DBO₅ (a) e Variação espacial e temporal do Oxigênio Dissolvido (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	40
Figura 5.9 – Variação espacial e temporal do Nitrogênio Amoniacal Total (a) e Variação espacial e temporal de Nitrito (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	42
Figura 5.10 – Variação espacial e temporal de Nitrato (a) e Variação espacial e temporal do Nitrogênio Orgânico (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	43
Figura 5.11 – Variação espacial e temporal do Fósforo Total (a) e Variação espacial e temporal do Ortofósforo Solúvel (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	44
Figura 5.12 – Variação espacial e temporal de Coliformes Termotolerantes no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	48

Figura 5.13 (a) – Percentagem de distribuição dos principais grupos de Cianobactérias encontradas no período de jan/08 a dez/08 no açude Acarape do Meio.	53
Figura 5.13 (b) – Percentagem de distribuição dos principais grupos de Cianobactérias encontradas no período de jan/08 a dez/08.	54
Figura 5.14 – Variação espacial e temporal de Clorofila “a” (a) e Variação espacial e temporal do numero de Cianobactérias (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de “Box Plot” representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.	55
Figura 5.15 – Variação temporal do numero de células de Cianobactérias e teor de Clorofila “a” amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no açude Acarape do Meio.	57
Figura 5.16 – Variação temporal do numero de células de Cianobactérias e Fósforo Total amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no Açude Acarape do Meio.	61
Figura 5.17 – Variação temporal do numero de células de Cianobactérias e OPS amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no açude Acarape do Meio.	62
Figura 5.18 – Variação temporal do numero de células de Cianobactérias e NT amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no açude Acarape do Meio.	63
Figura 5.19 – Variação temporal do numero de células de Cianobactérias e da razão N:P ao longo do período de Jan/08 a Dez/08 no açude Acarape do Meio.	65
Figura 5.20 – Classificação do açude Acarape do Meio através da aplicação do Índice de Estado Trófico de Lamparelli.	67
Figura 5.21 – Classificação do açude Acarape do Meio através da aplicação do Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo.	68
Figura 5.22 – Dendograma das estações de amostragem distribuídos ao longo do açude Acarape do Meio, no período (a) chuvoso e (b) seco, agrupamentos formados com a qualidade de águas semelhantes.	72
Figura 5.23 – Agrupamento dos pontos de amostragem semelhantes quanto à qualidade das águas, no período (a) chuvoso e (b) seco.	72
Figura 5.24 – (a) Dendograma das estações de amostragem distribuídos ao longo do Açude Acarape do Meio, ao longo de todo o período, agrupamentos formados com a qualidade de águas semelhantes. (b) Localização do agrupamento principal.	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Período de renovação de água em diferentes reservatórios na Terra	5
Tabela 3.2 – Resumo de normas da Portaria MS Nº 518/2004, referente a frequência de monitoramento e número de amostras para ensaios toxicológicos com camundongos e cianotoxinas em mananciais e água potável.	20
Tabela 4.1 - Identificação e coordenadas geográficas e UTM das estações de amostragem selecionadas para o monitoramento do açude Acarape do Meio/CE.....	26
Tabela 5.1 – Precipitação pluviométrica mensal (2008) e média histórica (1974 – 2008), observada na bacia do açude Acarape do Meio.....	33
Tabela 5.2 – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no açude Acarape do Meio no período chuvoso (janeiro a maio/2008)	35
Tabela 5.3 – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no açude Acarape do Meio no período seco (junho a dezembro/2008)	36
Tabela 5.4 (a) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no açude Acarape do Meio no período chuvoso (janeiro a maio/2008)	46
Tabela 5.4 (b) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no açude Acarape do Meio no período chuvoso (janeiro a maio/2008) continuação.	47
Tabela 5.5 (a) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no açude Acarape do Meio no período seco (junho a dezembro/2008)	47
Tabela 5.5 (b) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no açude Acarape do Meio no período seco (junho a dezembro/2008)	48
Tabela 5.6 - Táxons registrados nas análises qualitativas e quantitativas de amostras do açude Acarape do Meio, no período de Jan/08 a Dez/08.	51
Tabela 5.7 – Classificação do Estado Trófico do açude Acarape do Meio através dos IET Carlson modificado por de Toledo e IET de Lamparelli, no período de Janeiro a Dezembro de 2008.	69
Tabela 5.8 (a) – Estatística descritiva dos IET estabelecido por Lamparelli analisados mensalmente no Açude Acarape do Meio no período de Janeiro a Dezembro/2008.	70
Tabela 5.8 (b) – Estatística descritiva dos IET estabelecido por Carlson modificado por Toledo analisados mensalmente no Açude Acarape do Meio no período de Janeiro a Dezembro/2008.	71

LISTA DE QUADRO

Quadro 5.1 - Razão N:P, com destaque para o fator limitante do N e P no reservatório Acarape do Meio, no período de jan/08 a dez/08.....	64
---	----

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	IX
LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE QUADRO.....	XI
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 Importância da água para o ser humano e o meio ambiente.....	4
3.2 Reservatórios e Eutrofização.....	7
3.3 Cianobactérias e Cianotoxinas.....	9
3.4 Razão N/P.....	20
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
4.1 Caracterização da área de Estudo.....	24
4.2 Monitoramento da qualidade da água.....	25
4.3 Métodos de amostragem e análises.....	27
4.3.1 Amostragem.....	27
4.3.2 Variáveis físicas e químicas.....	27
4.3.3 Variáveis biológicas.....	28
4.3.3.1 Análise qualitativa e quantitativa de cianobactérias.....	28
4.3.3.2 Análise de clorofila "a" e feofitina "a".....	29
4.3.3.3 Análise de coliformes termotolerantes e <i>Escherichia coli</i>	29
4.3.4 Índices de Estado Trófico.....	29
4.3.5 Tratamento estatístico e apresentação gráfica dos resultados.....	30
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5.1 Análise sazonal das variáveis abióticas em diferentes pontos do reservatório.....	32
5.2 Análise sazonal das variáveis bióticas amostradas em diferentes pontos do reservatório.....	46
5.3 Estudo das relações entre nutrientes e ocorrência de cianobactérias.....	59

5.4 Comparação entre os valores de IET de Carlson, modificado por Toledo e os valores gerados a partir do IET estabelecido por Lamparelli.	66
5.5 Análise de Agrupamento.....	71
5.5.1 Análise conjunta das sete estações de amostragem nos períodos chuvoso e seco.	72
5.5.2 Análise conjunta das sete estações de amostragem ao longo de todo o período de monitoramento.	73
6 CONCLUSÕES.	74
7 REFERÊNCIAS.....	75
ANEXOS.	92

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios utilizados para abastecimento público apresentam crescente deterioração da qualidade de suas águas. O crescimento demográfico associado ao desenvolvimento de práticas impactantes tem causado redução do potencial hídrico, tornando-se cada vez maior as preocupações com a qualidade das águas.

Tundisi (2005) observa que as atividades antrópicas na bacia hidrográfica, quando não realizadas de forma sustentável, provocam aceleração da eutrofização, aumento das florações de cianobactérias e toxicidade das águas, alterações no ciclo hidrológico e redução da disponibilidade de água.

As florações de algas e cianobactérias em mananciais de abastecimento ou de usos múltiplos são estudadas há bastante tempo, entretanto, tornaram-se fundamentais após a morte de mais de 60 pacientes de uma clínica de hemodiálise que receberam água contaminada com cianotoxina em Caruaru/PE (AZEVEDO & VASCONCELOS, 2006).

No Brasil, atualmente, a Portaria (MS) Nº 518/2004, que se refere a potabilidade das águas, regulamenta a presença de cianotoxinas na água de abastecimento e cianobactérias em mananciais. Na referida legislação foram estabelecidos valores máximos permitidos - VMP para as concentrações de hepatotoxinas, neurotoxinas e a densidade de cianobactérias do manancial é utilizada como referencial para o estabelecimento do monitoramento da qualidade das águas destinadas ao abastecimento humano. Foi estabelecido que em mananciais superficiais com um número de cianobactérias inferior a 10.000 cél/mL o monitoramento no ponto de captação seria mensal e quando esta contagem exceder o limite de 10.000 cél/mL o controle deve ocorrer semanal. Já em relação à água fornecida as populações, o controle das cianotoxinas deve ocorrer sempre que o manancial de abastecimento apresentar contagem de cianobactérias acima de 20.000 cél/mL, com realização de análises semanais na água tratada, na saída da unidade de tratamento e na entrada (hidrômetros) de clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis.

As florações de vários gêneros de cianobactérias, com destaque para *Microcystis spp.*, *Cylindrospermopsis spp.*, *Anabaena spp.*, alteram a cor, gosto e odor da água dificultando seu tratamento e conferem aspectos desagradáveis ao

corpo aquático. Como forma de controle para a redução dos problemas gerados pelas cianobactérias nos reservatórios buscam-se tecnologias como a filtração de margem para remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas como pré-tratamento alternativo das águas, à utilização da filtração direta ascendente e descendente, o uso de carvão ativado em pó ou granular para remoção de toxinas, filtração lenta e suas variantes, como a filtração em múltiplas etapas, uso de ultrafiltração para a produção de água potável a partir de mananciais impactados e problemáticos para o tratamento convencional, visando, em especial, a remoção de microcontaminantes (PÁDUA, 2006).

Pesquisas no campo da limnologia estudam os aspectos ecológicos, genéticos, toxicológicos e fisiológicos das cianobactérias em relação com o ambiente aquático, buscando um melhor entendimento da influência da dinâmica desses ecossistemas na proliferação de cianobactérias e da produção de cianotoxinas.

Neste contexto foi desenvolvida a presente pesquisa, no açude Acarape do Meio, localizado no município de Redenção, região metropolitana de Fortaleza-CE. Esse reservatório é alvo de constante de preocupações por parte da companhia de gestão dos recursos hídricos, por apresentar-se eutrofizado e por ser um dos principais mananciais de abastecimento para vários municípios da Região Metropolitana de Fortaleza, abastecendo aproximadamente 72.339 habitantes com água potável e o Distrito Industrial de Maracanaú com água bruta, onde várias indústrias, principalmente as de bebidas, dependem dessa água para o desenvolvimento de seus processos.

A pesquisa buscou avaliar as características físicas, químicas e biológicas da qualidade das águas do manancial através do monitoramento sistemático durante um ciclo hidrológico, buscando associar à influência dessas variáveis com a dinâmica das florações de cianobactérias potencialmente toxicogênicas.

As relações existentes entre as condições ambientais do reservatório e a dinâmica de cianobactérias, fornecerão informações que darão subsídios para as medidas de gestão da qualidade das águas do reservatório, contribuindo para um melhor controle de possíveis florações de cianobactérias, permitindo que a companhia de tratamento de água se adéque operacionalmente para garantir água de boa qualidade, objetivando a proteção da saúde dos consumidores.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar as características físicas, químicas e biológicas das águas de um reservatório destinado ao abastecimento humano, ao longo de um ciclo hidrológico e associar as atividades antrópicas desenvolvidas na sua bacia de drenagem com a ocorrência de cianobactérias potencialmente toxicogênicas.

2.2 Objetivos específicos

2.2.1 Determinar as variações espaço temporais das variáveis físicas, químicas e biológicas, no compartimento horizontal ao longo de um ciclo hidrológico;

2.2.2 Caracterizar os estágios de eutrofização do reservatório, utilizando Índices do Estado Trófico (IET);

2.2.3 Investigar, ao longo do ciclo anual, fatores ambientais diferenciados que possam favorecer as florações de cianobactérias;

2.2.4 Contribuir com a formação de um banco de dados sobre a qualidade das águas e gerar informações que auxiliem na gestão integrada de reservatórios destinados ao abastecimento humano.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Importância da água para o ser humano e o meio ambiente

A água cobre cerca de 77% da superfície terrestre, estando esta área distribuída da seguinte forma: 362,3 milhões de Km² de oceanos e mares, 17,5 milhões de Km² de calhas de rios e pântanos, 16,3 milhões de Km² de calotas polares e geleiras e 2,1 milhões de Km² de lagos (REBOUÇAS, *et al.*, 2006). Considera-se atualmente que a quantidade total de água na Terra é 1.386 milhões de Km³ e apenas uma pequena parte deste total (0,007%) encontra-se reservados em lagos e rios para usos diversos, o que corresponde a 0,27% do volume total de água doce do planeta (SHIKLOMANOV, 1998, 1997). Este volume acessível é muitas vezes interpretado como crítico, tendo em vista que a população mundial (entre 6 e 7 bilhões de habitantes) esgotaria essa quantidade nos próximos 30 ou 40 anos. Para esta conclusão toma-se como referencial o limite de estresse hídrico adotado pelas Nações Unidas (1000 m³/hab/ano).

De acordo com o World Resources Institute (1991), entretanto, não há problemas de escassez de água na escala global, estudos estimavam que no ano 2000 cada habitante teria disponível, em média, entre 6 e 7 mil m³/hab/ano. A problemática de escassez, esta ligada a distribuição irregular deste recurso no planeta. Efetivamente, as descargas dos rios dos 9 países mais ricos em água doce, variam de 1.100 a 6.220 bilhões de m³/ano, correspondendo a 60% do total mundial (MARGAT, 1998).

O ciclo hidrológico movimentava grandes quantidades de água ao redor do mundo. Parte deste movimento é rápido, pois, em média, uma gota de água permanece aproximadamente 16 dias em um rio e cerca de 8 dias na atmosfera (Tabela 3.1) (SHIKLOMANOV, 1997). Entretanto este tempo pode estender-se por milhares de anos, como por exemplo, águas que percorrem lentamente aquíferos profundos (OMM, 1997). Assim a água encontra-se em um ciclo constante, mantendo o seu volume praticamente inalterado durante os últimos 500 milhões de anos e distribuída em diferentes reservatórios, como nos lagos, rios, aquíferos e na atmosfera no forma de vapor d' água (SHIKLOMANOV, 1998).

Tabela 3.1 - Período de renovação de água em diferentes reservatórios na Terra

Reservatórios	Período médio de renovação
Oceanos	2.500 anos
Água subterrânea	1.400 anos
Umidade do solo	1 ano
Áreas permanentemente congeladas	9.700 anos
Geleiras em montanhas	1.600 anos
Solos Congelados	10.000 anos
Lagos	17 anos
Pântanos	5 anos
Rios	16 dias
Vapor de água na atmosfera	8 dias

Fonte: SHIKLOMANOV, 1997

A maioria dos lagos têm origem vulcânica ou glaciária, sendo estes os mais numerosos no planeta, constituindo cerca de 90% do total (GLEICK, 1993). De acordo com Rebouças (1997), no Brasil as temperaturas reinantes, não possibilitaram a formação de grandes massas de gelo durante o último período glacial, esta característica climatológica associada a condições geotectônicas, não foram propícias a formação de grande lagos. Porém, as estruturas de afundamento geradas pela neotectônica foram preenchidas pelo abundante escoamento fluvial.

Com uma área de 8,5 milhões de Km² e cerca de 183,9 milhões de habitantes o Brasil é atualmente o quinto País do mundo, tanto em extensão territorial como populacional (IBGE, 2007). Freitas (1999) destaca a ampla diversidade climática, com predomínio dos tipos equatorial úmido, tropical e subtropical úmido e semi-árido. Em termos pluviométricos, mais de 90% do território brasileiro recebe abundantes chuvas (entre 1000 e 3000 mm/ano). Este quadro climático gera excedentes hídricos que alimentam uma das mais extensas e densas redes de rios perenes do mundo. Rebouças *et al.*, (2006) citam como exceção os rios efêmeros e temporários que nascem nos domínios das rochas do embasamento geológico subaflorante do contexto semi-árido da Região Nordeste. Os mesmos autores observam que o Brasil destaca-se no cenário mundial pela grande descarga de água doce dos seus rios, cuja produção hídrica, 177.900 m³/s e mais 73.100 m³/s da Amazônia internacional, representa 53% da produção de água doce do continente sul-americano (334 mil m³/s) e 12% do total mundial (1.488 milhões de m³/s).

Tundisi *et al.* (1993) fazem considerações sobre a forma de regulação das principais bacias hidrográficas do Brasil, através da construção de reservatórios, os quais isoladamente ou em cascata geram importantes impactos qualitativos e quantitativos nos principais ecossistemas de águas interiores. Inicialmente a construção de hidrelétricas e a reserva de água para diversos fins foi o propósito principal, entretanto nos últimos vinte anos os usos desses sistemas diversificaram, ampliando a sua importância econômica e social (TUNDISI *et al.*, 1993).

As grandes cadeias de reservatórios nas bacias brasileiras apresentam importante significado econômico, ecológico, hidrológico e social para muitas regiões do país e foram utilizados como base para o desenvolvimento regional, uma vez que são destinados para diversas finalidades, como hidroeletricidade, irrigação, piscicultura, transporte, recreação, turismo e reserva de água para o abastecimento humano (ARCIFA *et al.* 1981; TUNDISI, 1990).

O estado do Ceará possui 86,8% de sua área inserida na região do semi-árido brasileiro, com risco de seca superior a 60%. Com solos rasos, apresenta a associação petrotectônica denominada de Complexo Gnáissico-Migmatítico que representa o embasamento cristalino, com posicionamento no Proterozóico inferior, rocha matriz cristalina o que dificulta a infiltração, a acumulação de água no subsolo e a formação de aquíferos, as águas subterrâneas acumulam-se em fraturas das rochas, tendo baixa produtividade e grande teor de sais, rios intermitentes, altas temperaturas e insolação intensa. Essas duas últimas características climáticas determinam que embora a precipitação pluviométrica média seja de 800mm/ano, a evaporação alcance valores de 2.100mm/ano, impedindo a preservação dos volumes de água armazenados na época de chuva e açudes e represas diminuem a disponibilidade de água durante a época de estiagem. Adiciona-se ainda a imprevisibilidade das precipitações, sua distribuição concentrada em poucos meses do ano e a existência de veranicos mais ou menos prolongados durante a estação chuvosa (CEARÁ, 1995). O Ceará, a igual que todo o semi-árido, alterna duas estações climáticas distintas: chuvosa (janeiro a maio) e seca (junho a dezembro) (FUNCEME, 1994). Como a maioria dos rios do Ceará são intermitentes, grande parte seca no segundo semestre do ano e a garantia de água vem dos açudes que acumulam água na estação chuvosa. A região cearense possui cerca de 126 reservatórios estratégicos, com capacidade para 17 bilhões de m³, podendo regularizar 128,73 m³/s (PACTO DAS ÁGUAS, 2009).

A disponibilidade de água armazenada é razoável, não sendo, no entanto distribuída no território cearense de forma equilibrada.

Os reservatórios do Ceará apresentam-se muitas vezes com elevadas concentrações de poluentes, exigindo um uso crescente de produtos químicos e de tecnologias complexas para a sua potabilização (BARBOSA *et al.* 2005).

3.2 Reservatórios e Eutrofização

A eutrofização das águas interiores é considerada um grande problema ambiental, devido aos impactos negativos sobre a ecologia, a saúde e a economia. Esse processo é agravado por vários fatores, destacando-se o crescimento populacional e ocupação desordenada da bacia hidrográfica (ESTEVES, 1998).

De acordo com estimativas das Nações Unidas, a população mundial aumenta cerca de 100 milhões de indivíduos por ano, e os grandes centros urbanos continuam a crescer de forma acelerada. Todos esses habitantes necessitam de água potável para garantia de sua existência e gerará, a cada dia, maiores cargas de nitrogênio, fósforo e carbono orgânico. Para suprir a necessidade de alimentos para as populações, a agricultura fertilizada e a criação de animais gerarão mais despejos orgânicos ricos em nutrientes, que terão como destino final rios, lagos, estuários e reservatórios (UNEP-IETC, 2001).

A eutrofização é um dos mais importantes impactos qualitativos e quantitativos em rios, lagos e reservatórios, pode ser um processo natural ou provocado por ações antrópicas, sendo esta última denominada de eutrofização artificial. As principais causas deste fenômeno estão relacionadas com as entradas de águas residuárias domésticas e industriais, a drenagem superficial, contribuição de fertilizantes utilizados na agricultura, erosão do solo e o uso de detergentes não-biodegradáveis (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Deve-se ressaltar que fatores morfológicos, hidrológicos e climatológicos também influenciam nas condições de trofia de ecossistemas aquáticos (ODUM, 1971).

Devido ao crescimento da poluição ambiental registrada nas últimas décadas, a eutrofização artificial vem recebendo maior atenção por parte da comunidade científica, órgãos de controle ambiental, concessionárias de energia e saneamento. Esta preocupação decorre da necessidade do controle desse

processo, como forma de garantir a disponibilidade de água para os usos múltiplos a que os recursos hídricos são destinados (ESTEVES, 1998; XAVIER *et al.*, 2005).

Os usos do solo e da água na bacia hidrográfica são determinantes para o estabelecimento das características dos ecossistemas aquáticos. Na área de influência dos reservatórios são inúmeras as atividades desenvolvidas, como a agricultura extensiva, utilização de fertilizantes inorgânicos, atividades industriais, ocorrendo a geração, transporte e o lançamento de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, para o interior dos ecossistemas aquáticos, acelerando o processo de eutrofização. Embora os focos pontuais e difusos de macronutrientes sejam contribuintes para a eutrofização, os não pontuais normalmente são dominantes e representam desafios para o gerenciamento (UNEP-IETC, 2001).

Em função das concentrações de nutrientes e/ou das manifestações ecológicas verificadas em lagos e reservatórios, esses ambientes podem ser classificados de forma genérica, como ultra-oligotrófico, oligotróficos, mesotrófico, eutrófico ou hipereutrófico, sendo utilizado para a caracterização do seu estado trófico vários índices (CARLSON, 1977; SALAS & MARTINO, 1991; KRATZER & BREZONIK, 1981; TOLEDO Jr. *et al.*, 1983).

Os ambientes oligotróficos são caracterizados por baixas entradas de nutrientes e produção primária, alta transparência e biota diversificada. Pelo contrario, ambientes eutróficos apresentam uma grande entrada de nutrientes, alta produção primária e em conseqüência elevada biomassa, baixa transparência, e pouca biodiversidade (UNEP-IETC, 2001).

Como principais conseqüências da eutrofização podem ser destacadas alterações no padrão de oxigenação, florações de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas, a perda da biodiversidade e da atração paisagística, restrições aos usos da água, efeitos sobre a saúde humana e aumento nos custos para o tratamento da água (TRORNTON *et al.*, 1990; DI BERNARDO, 1995; ESTEVES, 1998; CHORUS & BARTRAM, 1999; TUNDISI, 2005).

Com a aceleração do processo de eutrofização ocorrem mudanças significativas no ciclo de nutrientes, refletindo-se diretamente na qualidade da água dos reservatórios. Com o aumento da disponibilidade de nutrientes ocorre um crescimento excessivo do fitoplâncton e como conseqüência do processo de decomposição da material orgânica ocorre uma depleção significativa do oxigênio dissolvido, podendo ocasionar a morte das comunidades aquáticas aeróbias,

gerando a perda da qualidade cênica do ambiente e o aumento da incidência de cianobactérias (KORTMANN, 1994; CHORUS & BARTRAM, 1999).

Vários estudos têm dado atenção especial à ocorrência de cianobactérias, pelo fato de algumas espécies serem potenciais produtoras de toxinas. As cianobactérias têm seu crescimento favorecido em ambientes eutrofizados (CARMICHAEL, 1992; AZEVEDO, 1994; CARMICHAEL *et al.*, 2001; CHELLAPA *et al.*, 2003). Em ambientes afetados pela eutrofização as cianobactérias rapidamente expressam as variações ambientais da água onde vivem, de forma que a análise da variabilidade espaço-temporal de sua distribuição e diversidade podem ser utilizadas para o monitoramento da qualidade das águas de reservatórios (FUNASA, 2003).

Os estudos descritivos de reservatórios fornecem subsídios para a melhor compreensão dos problemas limnológicos básicos e possibilitam a utilização racional desses recursos segundo conceitos ecológicos de conservação e manejo (BARBOSA, 1981; SANT'ANNA & AZEVEDO, 2000).

3.3 Cianobactérias e Cianotoxinas

As cianobactérias são microrganismos procariontes, fotossintetizantes e produtores primários como as algas, sua morfologia é variada e esta relacionada, diretamente, com o plano de divisão celular e com os eventos que se seguem após a divisão, podem ser unicelulares, filamentosas ou coloniais (BROCK, 1973; SCHOPF, 1996; AZEVEDO & SANT'ANNA, 2006).

Este grupo de microrganismos figura-se como um dos mais antigos da Terra, sendo encontrados nanofósseis sedimentados em estromatólitos que remontam há cerca de 3,5 bilhões de anos (BROCK, 1973; SCHOPF, 1996). Estudos paleontológicos do pré-cambriano documentaram o papel dominante das cianobactérias nos primeiros ecossistemas terrestres, sendo consideradas como os organismos responsáveis pela acumulação inicial de oxigênio na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994; SCHOPF, 1996). Por possuírem fisiologia versátil e estratégias adaptativas em resposta às mudanças das condições do meio podem dominar sobre outros grupos fitoplanctônicos, especialmente em ambientes eutrofizados (WOLK, 1965, 1973). Características especiais das espécies, como a capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico e assimilação de outras formas de nitrogenadas como o amônio e nitrato, mixotrofia em condições de baixa luminosidade, presença de pigmentos acessórios (ficobiliproteínas) e de toxinas

alelopáticas, associadas à possibilidade de regulação do seu posicionamento na coluna de água, em virtude de algumas espécies possuírem aerótopos (vacúolos gasosas), são fatores que explicam sua dominância em diversos ecossistemas aquáticos (JONES, 1997; CHORUS e BARTRAM, 1999; MUR *et al.*, 1999).

As cianobactérias constituem o grupo maior e mais diversificado dos microrganismos procarióticos fotosintetizadores, incluindo cerca de 124 gêneros (53 gêneros de organismos unicelulares e coloniais e 71 gêneros de organismos filamentosos), com aproximadamente 2000 espécies (KOMÁREK, 2003; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 1999; 2005). Os primeiros sistemas de classificação baseavam-se apenas nas características morfológicas e pouco na ecologia, mais atualmente são mais vinculados a aspectos filogenéticos. A mais recente classificação para cianobactérias foi estabelecido por Anagnostidis & Komárek (1985, 1986, 1988, 1989, 1995, 1998). Seu critério de avaliação baseia-se na utilização de características morfométricas, fisiológicas e bioquímicas. Seus estudos são baseados em amostras naturais e de cultivos em laboratório, para acompanhar e diferenciar diferentes fases reprodutivas.

Os estudos moleculares podem constituir-se na forma mais adequada para estabelecer relações filogenéticas entre diferentes tipos de cianobactérias, utilizando técnicas de seqüenciamento de grandes moléculas, eletroforeses, hibridização ou através de técnicas imunológicas, porém o uso prático destas informações requer a associação desses caracteres com a taxonomia clássica (CHORUS e BARTRAM, 1999).

As cianobactérias possuem grande diversidade morfológica, com tamanhos entre 0,5 e 100 μm ; apresentam-se unicelulares (*Chroococcus*, *Synechocystis*) e coloniais (*Merismopedia*, *Coelospaerium*, *Gleocapsa*, *Microcystis*), em colônias de filamentos (*Rivularia* e *Nostoc*) ou filamentosas simples não ramificadas (*Oscillatoria* e *Anabaena*) e com ramificação (*Westiella* e *Stigonema*) (YOO *et al.*, 1995). Podem ser encontradas em habitats terrestres e aquáticos de águas continentais lânticas e lólicas e oceanos, poluídos ou não. Apresentam alta tolerância a diferenças de temperatura, sendo encontradas em fontes termais com temperaturas acima de 50°C, ou no alto de montanhas e em regiões polares com temperaturas extremamente baixas. Sua presença é bastante significativa em águas doces, visto que muitas espécies têm seu crescimento favorecido nestas águas, pois estas

apresentam pH entre 7 e 9, temperaturas entre 15 e 30 °C e alta concentração de nitrogênio e fósforo (BROCK, 1973; CHORUS & BARTRAM, 1999).

O excesso de nutrientes em um corpo aquático, associado à estratificação na coluna d'água, temperatura elevada da água (25 a 30°C), ventos fracos, pH de neutro a básico e ausência de predadores, são fatores ambientais que favorecem seu crescimento exuberante ou *bloom*. Nestes eventos ocorre a dominância de um gênero ou espécie (PAERL, 2008).

As cianobactérias como as algas, têm como principal pigmento para a absorção de luz e realização da fotossíntese a clorofila "a". Porém como pigmento acessório elas possuem as ficobiliproteínas, as quais absorvem luz eficientemente no espectro entre o pico de absorção da clorofila "a" e dos carotenóides, possibilitando assim maior eficiência na absorção de luz (CHORUS e BARTRAM, 1999). Apresenta taxa de crescimento máximo em temperaturas superiores a 25 °C, característica esta responsável pela maior ocorrência de florações no verão, porém devido as mudanças climáticas globais, tem-se registrado aumento das temperaturas das águas nos períodos de menos incidência de radiação solar, acarretando o desenvolvimento de cianobactérias em várias épocas do ano (NICKLISCH *et al.*, 2008).

As florações estão relacionadas a eutrofização de ecossistemas aquáticos, uma vez que estes ambientes são ricos em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, participantes de sínteses e das funções básicas de muitos componentes celulares. O fósforo é freqüentemente citado como limitante ao crescimento de cianobactérias, ambientes com razão molar N:P menos que 15 são mais suscetíveis à dominância de cianobactérias, especialmente as fixadoras de nitrogênio, já em águas com razão N:P superior a 20 favorecem a dominância de algas eucariótica. Porém, experimentos tem demonstrado uma afinidade das cianobactérias tanto por fósforo quanto por nitrogênio, superior quando comparado com outros grupos de algas (CHORUS e BARTRAM, 1999; PAERL, 2008).

A limitação por nitrogênio pode levar ao crescimento de cianobactérias, que através da sua capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico, onde o N_2 é convertido diretamente a NH_4^+ , através da enzima nitrogenase, sendo esta outra vantagem adaptativa deste grupo (OLRIK, 1994). Esta característica é comum a muitos gêneros, porém neste processo é consumido energia, requerendo assim um

ambiente com intensa luminosidade e presença de micronutrientes como o molibdênio e ferro (PADISÁK, 2004).

Embora as florações sejam eventos naturais, a atividade humana pode contribuir para o aumento da frequência e intensidade. O crescimento industrial, agrícola, o aumento da produção de efluentes domésticos, têm importante papel na modificação do ambiente aquático através, por exemplo, de alterações nas razões de nitrogênio/fósforo na água, contribuindo assim para a intensificação de florações (CODD, 1995).

O aquecimento global poderá intensificar a formação de florações devido a elevação média das águas de ambientes aquáticos, promovendo a estratificação térmica por períodos mais prolongados, sendo estas condições propícias para a dominância de cianobactérias (PAERL & HUISMAN, 2008).

Grande atenção tem sido dada à ocorrência de florações de cianobactérias, por serem algumas espécies potenciais produtores de toxinas. Grande número de ocorrências de florações tóxicas de cianobactérias em reservatórios de abastecimento de água vem sendo descrito em todo o mundo. Vasconcelos *et al.* (1993) identificaram a presença de microcistina em uma reservatório de abastecimento em Portugal; Ueno *et al.* (1996) detectaram a presença de hepatoxinas em áreas com alta incidência de câncer na China, Park *et al.* (1998) estudando lagos Coreanos identificaram a presença de hepatoxinas e neurotoxinas associado a florações de cianobactérias e Lanciotti *et al.* (2003) registraram alterações no sabor e odor das águas do rio Arno (Itália), estando este fato associado a presença de cianobactérias potencialmente toxicogênicas. Assim como no Brasil, Azevedo *et al.* (1994) registraram a primeira ocorrência de microcistina em águas brasileira, na lagoa da Graças, estado de São Paulo; Bouvy *et al.* (2000) estudando 39 reservatórios da região Nordeste evidenciaram que em 27 destes houve predominância de cianobactérias do gênero *Cylindrospermopsis*; Jardim (1999) e Jardim *et al.* (2003), estudando reservatórios utilizados para abastecimento no estado de Minas Gerais, identificaram a presença de cianobactérias potencialmente toxicogênicas; Chellappa & Costa (2003) estudando um reservatório eutrofizado no Rio Grande do Norte, identificaram a dominância e co-existência de cianobactérias e Molica *et al.* (2005), identificaram a presença de neurotoxinas em um reservatório utilizado para abastecimento localizado no estado de Pernambuco.

O conhecimento dos fatores ambientais que influenciam nas florações é fundamental para elaboração e adequação de medidas no controle ou de retardo da eutrofização, e em consequência para definir políticas públicas de gestão de reservatórios no contexto de suas bacias hidrográficas.

As cianobactérias destacam-se expressivamente por sua dominância em ecossistemas no Brasil (HUSZAR & SILVA 1999; HUSZAR *et al.*, 2000). Este fato assume importância pelo fato que, cada vez mais, são registradas espécies potencialmente tóxicas (AZEVEDO *et al.*, 1994; LAGOS *et al.*, 1999; VIEIRA *et al.*, 2003). Azevedo (1998) relata que 82% das amostras isoladas de diferentes corpos aquáticos do Brasil foram caracterizadas como tóxicas, quando testada em bioensaios em camundongos, sendo que 9,7% destas apresentaram ação neurotóxica e as demais hepatotóxica.

Dos 124 gêneros de cianobactérias conhecidos, pelo menos 40 gêneros distintos incluem espécies produtoras de toxinas (APELDOORN *et al.*, 2007). De acordo com uma revisão realizada por Sant'Anna *et al.* (2008), já foram identificados no Brasil 32 espécies de cianobactérias comprovadamente produtoras de toxinas, sendo os gêneros *Microcystis* e *Anabaena*, na região tropical brasileira, os que apresentaram maior número de espécies tóxicas. Os gêneros mais comuns formadores de florações são *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix* (SAKER *et al.*, 1999; AZEVEDO, 2000).

Teixeira *et al.* (1993), apresentam forte evidência da correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Itaparica na Bahia e a morte de 88 pessoas, dentre as 200 intoxicadas pelo consumo de água do reservatório, entre os meses de março e abril de 1988. No entanto, somente após a comprovação de que a morte de aproximadamente 54 pacientes de uma clínica de hemodiálise em Caruaru, PE em 1996 foi devido à utilização de água contaminada com cianotoxinas hepatotóxicas é que as cianobactérias passaram a ter atenção especial por parte dos órgãos de controle ambiental e de saúde e das companhias de saneamento (AZEVEDO & VASCONCELOS, 2006).

As cianotoxinas são toxinas produzidas pelas cianobactérias, estas toxinas são metabólitos secundários e caracterizam-se por sua ação rápida, causando a morte de mamíferos devido à parada respiratória após poucos minutos de exposição, são também identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos e atuando mais lentamente são identificadas como peptídeos ou

alcalóides hepatotóxicos (CARMICHAEL, 1992; CHORUS & BARTRAM, 1999). A partir da estrutura química, as cianotoxinas podem ser divididas como peptídeos cíclicos, alcalóides e os lipopolissacarídeos. Porém, devido as ações farmacológicas, as duas principais classes de cianotoxinas caracterizadas até o momento são as neurotoxinas e hepatotoxinas (MOLICA & AZEVEDO, 2009).

As neurotoxinas podem ser divididas em anatoxina-a, uma alcalóide neurotóxico que age como bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos; a ação desta toxina ocorre devido a sua ligação irreversível aos receptores de acetilcolina, que não é degradada pela acetilcolinesterase. Já a anatoxina-a(s) um organofosforado natural (N-hidroxiguanidina fosfato de metila), sua ação se assemelha à anatoxina-a, também inibindo a acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores; o "s" deve-se à intensa salivação observada nos animais intoxicados por esta cianotoxina. Devido a pouca ocorrência deste tipo de toxina ainda não foi estabelecido um limite máximo aceitável para consumo oral humano (CARMICHAEL, 1994; CEBALLOS *et al.*, 2006; MOLICA & AZEVEDO, 2009). A saxitoxina é o nome genérico que se tem adotado para um grupo de neurotoxinas conhecidas como toxinas paralisantes de mariscos ou "paralytic shellfish toxins" (PST), que foram isoladas primeiramente de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas (ANDERSON, 1994). Estas neurotoxinas são formadas por grupos de alcalóides carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxina e neosaxitoxina), com um único grupamento sulfato (G-toxina) ou com dois grupamentos sulfatos (C-toxinas). Além dessa, estruturas com grupamentos decarbamoil (dcSTX ou dcGTX) e outras novas toxinas têm sido isoladas. A saxitoxina é a que apresenta maior toxicidade dentre este grupo de alcalóides, sua ação é através da inibição da condução de sódio e cálcio, afetando a permeabilidade ao potássio (CARMICHAEL, 1994).

As intoxicações mais comuns causadas por cianotoxinas são devido a presença de hepatotoxinas, essas apresentam ação mais lenta, podendo causar a morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. As hepatotoxinas peptídicas já caracterizadas são heptapeptídeos e os pentapeptídeos designados como nodularinas e a cilindrospermopsina, um alcalóide hepatotóxico que também age em outros órgãos, além de impedir a síntese protéica (CHORUS & BARTRAM, 1999). As microcistinas e nodularinas se deslocam até aos hepatócitos por meio de receptores

dos ácidos biliares e promovem a desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos, conseqüentemente o fígado perde sua estrutura e desenvolve lesões internas, criando espaços internos que são preenchidos com sangue que passa afluir dos capilares para esses espaços provocando hemorragia intra-hepática (ERIKSSON *et al.*, 1990; FALCONER, 1991; CARMICHAEL, 1994). A cilindropermopsina é uma alcalóide hepatotóxico, sendo a hepatotoxina com ação mais lenta, levando de 5 a 7 dias para produzir seu efeito tóxico máximo, seu mecanismo de ação ocorre através da inibição da síntese protéica, sendo o fígado o principal local de ação, porém já foram observados danos causados por esta toxina em células renais, pulmonares e cardíacas (CHORUS & BARTRAM, 1999; FROSCIO *et al.*, 2001).

Em águas salobras e doces, as hepatotoxinas mais freqüentemente encontradas são hepta e pentapeptídeos cíclicos (microscistinas) e nodularinas, respectivamente. Em geral, são produzidas por espécies dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria* e *Nostoc* e são conhecidas como produtoras de neurotoxinas as espécies dos gêneros *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Trichodesmium* (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Estudos realizados em 39 reservatórios da região Nordeste evidenciaram que em 27 destes houve predominância de *Cylindrospermopsis*, cianobactéria produtora de neurotoxinas (BOUVY *et al.*, 2000).

Chellappa *et al.* (2000) e Costa *et al.* (2001), também registraram a mortandade de peixes em reservatórios localizados no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, possivelmente associadas a florações tóxicas de cianobactérias.

As cianotoxinas são principalmente endotoxinas, liberadas para o meio externo por rompimento da parede celular, o que acontece por senescência das células ou sob a ação de algicidas ou em situações de estresse e morte celular (YOO *et al.*, 1995).

Uma mesma espécie de cianobactéria pode produzir mais de um tipo de toxina e dentro da mesma espécie pode haver cepas produtoras ou não de cianotoxinas. Entretanto, ainda não foram encontradas diferenças morfológicas entre espécies tóxicas e não tóxicas. Métodos moleculares têm sido utilizados para caracterizar espécies quanto sua toxicidade (CODD, 1995). Ainda não está clara as influências dos fatores ambientais no controle da produção de toxina, em uma mesmo ecossistema aquático as florações podem variar de toxicidade em um curto

espaço de tempo, podendo até mesmo deixar de ser tóxica. MOLICA & AZEVEDO (2009), explicam que uma possível razão para este fato seria a alternância na composição de cepas tóxicas e não tóxicas, porém as cepas de cianobactérias podem apresentar uma variação considerável na produção de cianotoxinas quando cultivadas em diferentes condições laboratoriais, assim os fatores ambientais podem estar influenciando a produção de toxinas de duas formas: a) regulando a abundância das cepas produtoras de toxinas e/ou b) a produção de toxina por cepas toxicogênicas.

Algumas dúvidas ainda persistem em relação à possível vantagem adaptativa na produção de cianotoxinas pelas cianobactérias. Hipóteses levantam a possibilidade de que estes compostos tóxicos tenham função de defesa, como a dos anti-herbívoros produzidos por algumas plantas, inibindo a ação de predadores ou de algas competidoras (CARMICHAEL, 1992). A provável função ecofisiológica das microcistinas (ação no metabolismo celular) seria de moléculas sinalizadoras intraespecíficas (controle da transcrição gênica), entretanto são hipóteses que devem ser confirmadas (BABICA *et al.*, 2006, LEFLAIVE & TEM-HAGE, 2007).

O controle da floração de cianobactérias por meio da pré-cloração ou da aplicação de algicidas, tais como compostos a base de cobre (utilizado em maior escala o sulfato de cobre) e permanganato de potássio, também são utilizados em com menor frequência, produtos a base de prata, sais orgânicos de zinco, ozônio, peróxido de hidrogênio e solventes aromáticos, porém a utilização desta técnicas, além de possíveis impactos ao ecossistema aquático, o rompimento da parede celular das cianobactérias pode acarretar a liberação das cianotoxinas (VERONEZI *et al.*, 2009).

Os processos envolvidos nas tecnologias convencionais de tratamento de água, não são eficazes na remoção de cianotoxinas, sendo adotada de forma efetiva para remoção dessas toxinas a adsorção com carvão ativado e a pós-oxidação, essa realizada após a remoção das células viáveis de cianobactérias, ainda que a possibilidade de formação de subprodutos da desinfecção não seja comumente avaliada (KEIJOLA *et al.*, 1988; HIMBERG *et al.*, 1989; HART *et al.*, 1998; DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

Keijola *et al.* (1988), utilizando filtros de carvão ativado granular em experimentos laboratoriais, relatam a completa remoção de hepatotoxinas produzidas por espécies dos gêneros *Microcystis* e *Oscillatoria* e que a remoção da

neurotoxina anatoxina-a, produzida pela *Anabaena flos-aquae*, foi superior a 90%. Em experimento de escala piloto, Falconer *et al.* (1989) relataram que o carvão ativado, tanto em pó quanto granular, foi capaz de remover totalmente as toxinas liberadas a partir de florações de *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena circinalis*. Porém Bruchet *et al.* (1998), em testes com águas naturais, verificaram remoções entre 49 e 63% de microcistina-LR por meio da adsorção em carvão ativado granular, como explicação para este fato os autores sugerem que esses baixos valores de remoção é devido a presença de 5,0 a 6,5 mg/L de carbono orgânico dissolvido nas águas testadas.

De acordo com Pendleton *et al.* (2001), todos os processos de tratamento de água envolvem adsorção competitiva entre o adsorbato de interesse e muitas outras espécies dissolvidas. O efeito competitivo da matéria orgânica natural no carvão ativado provoca uma redução na capacidade de adsorção do carvão pela microcistina-LR.

Hoeger *et al.* (2004) avaliaram a remoção de células de *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* e respectivas toxinas, microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas, em duas estações de tratamento de água. A remoção de saxitoxinas foi de 40% para floculação e 60% para floculação/filtração, onde concentrações dessa toxina dissolvida na água bruta eram de 15 e 17 µg/L, respectivamente.

Kuroda *et al.* (2005) avaliaram a remoção de microcistinas por dez carvões ativados (quatro granulares e seis pulverizados) destinados ao tratamento de água e disponíveis comercialmente por quatro fabricantes do Brasil. O efeito da adsorção competitiva entre as microcistinas e os compostos orgânicos naturais presentes no extrato reduziu a capacidade adsorptiva dos carvões selecionados, registrando-se valores de capacidade máxima de adsorção da ordem de 3 µg/mg para o carvão ativado granular e da ordem de 10 µg/mg para o carvão ativado em pó.

Com relação aos oxidantes, é importante destacar, além da dosagem, os efeitos do pH e do tempo de contato, principalmente quando empregado compostos de cloro, bem como a seleção do ponto de aplicação (pré ou pós-oxidação) sobre a remoção efetiva das cianotoxinas. Especificamente em relação ao pH, as pesquisas desenvolvidas são ainda inconclusivas (VERONEZI *et al.*, 2009).

Nicholson *et al.* (2003), em estudos concluíram que as saxitoxinas são degradadas de forma não linear com o aumento do pH, sendo a remoção mais

significativa como pH na ordem de 7,4 para essa toxina e da ordem de 8,8 para goniautoxinas. Foi observado que mais de 90% da remoção das cianotoxinas foram obtidas em pH igual a 9,0 e residual de cloro livre de 0,5 mg/L após 30 minutos de contato.

Dentre as principais vias de exposição humana as cianotoxinas são destacadas as orais e dérmicas, devido ao consumo de água potável e as atividades de contato primário desenvolvidas em reservatórios (YOO *et al.*, 1995; FALCONER *et al.*, 1999; AZEVEDO, 2000).

Devido às intensas florações de cianobactérias, as legislações pertinentes tiveram que passar por alterações. No Brasil, após o episódio de Caruaru-PE em 1996, houve a regulamentação, a partir da Portaria Nº 1469/2000 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2000), da presença de cianotoxinas e cianobactérias em mananciais. Porém, apesar do estabelecido na referida legislação, verificou-se dificuldade por parte das companhias de saneamento em atender as diretrizes estabelecidas, tanto na realização de análises de cianotoxinas quanto na identificação e quantificação de cianobactérias. Na Portaria Nº 518/2004 do Ministério da Saúde promulgada em 25 de março de 2004, que revogou a antiga Portaria Nº1469/2000, foi estabelecido um prazo de 12 meses a partir da publicação da nova legislação para o atendimento das exigências do monitoramento efetivo das cianobactéria e cianotoxinas (BRASIL, 2004).

Apesar da Organização Mundial de Saúde (OMS) considerar que ainda não há dados suficientes para o estabelecimento de um limite máximo aceitável para a concentração de saxitoxinas em água potável, estudos demonstram que a maioria dos casos de intoxicação humana por esta toxina estiveram associadas ao consumo de aproximadamente 200mg de equivalentes de saxitoxinas (STX) por pessoa (CHORUS & BARTRAM, 1999). A partir destas informações e considerando um peso corpóreo de 60Kg e consumo diário de 2L de água, associado a fatores de incerteza para variações entre espécies distintas e entre organismos de mesma espécie, estabeleceu-se um limite máximo de 3µg/L para o consumo de água potável, estudo este desenvolvido na Austrália., (FITZGERALD *et al.*, 1999). Este limite foi inserido na Portaria (MS) Nº1469/2000, sendo referendado pela Portaria Nº 518/2004. Já para a microcistina, foi baseado em estudos de toxicidade oral em níveis sub-crônicos, realizados com camundongos e porcos, que foi estabelecida um valor de ingestão diária aceitável (IDA) de 0,04µg/Kg de peso corpóreo (FAWELL *et*

al., 1994; FALCONER *et al.*, 1994; CHORUS & BARTRAM, 1999). A partir desses estudos e considerando um valor proporcional de 0,8 para ingestão diária total de água proveniente de água tratada (P), um peso corpóreo (pc) de 60Kg e 2L de água ingeridos por dia (V), se estabeleceu um valor máximo aceitável (VMA) sendo que $VMA=(IDA \times pc \times P)/V$. Sendo assim estabelecido um valor de 0,96µg/L que foi aproximado para 1µg/L (CHORUS & BARTRAM, 1999). Este valor foi adotado pela OMS e inserido nas Normas para Qualidade da Água Tratada (GUIDELINE FOR DRINKING WATER QUALITY, 1998, 2004). Este mesmo valor foi incorporado na legislação Brasileira (Portaria Nº 518/2004). Com relação à cilindrospermopsina em águas para consumo humano, Chorus & Bartram (1999) acreditam não haver dados suficientes para estabelecer um limite máximo aceitável, porém estudos toxicológicos realizados por Shaw *et al.* (2000) sugerem um limite máximo aceitável de 15 µg/L. Sendo este valor inserido na Portaria (MS) Nº 1469/2000 e posteriormente referendado na Portaria (MS) Nº 518/2004.

Porém, a implementação efetiva das diretrizes estabelecidas na Portaria Nº 518/2004 ainda representa um desafio, devido à necessidade do envolvimento não só das companhias de saneamento, mas também do setor de vigilância em saúde, responsável pela fiscalização desse instrumento legal e dos gestores públicos em geral (BRASIL, 2005a). Na resolução CONAMA Nº 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes, se estabeleceram padrões ou valores máximos permitidos (VMP) para a densidade de cianobactérias como parâmetro de qualidade de águas doces (BRASIL, 2005). As águas doces estão divididas em 4 classes, pré-estabelecidas em função dos usos, sendo estabelecido um VMP para densidade de cianobactérias para as Classes 1, 2 e 3 (20.000 cel/mL ou 2 mm³/L; 50.000 cel/mL ou 5 mm³/L e 100.000 cel/mL ou 10 mm³/L, respectivamente). A densidade de cianobactérias registrada no manancial ou em água para consumo humano é utilizado como referencial para o estabelecimento da frequência do monitoramento, número de amostras para ensaios toxicológicos com camundongos e da presença de cianotoxinas (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 – Resumo de normas da Portaria MS Nº 518/2004, referente a frequência de monitoramento e número de amostras para ensaios toxicológicos com camundongos e cianotoxinas em mananciais e água potável .

Parâmetro	Local	Condição	Frequência/Nº de amostras	Artigo
Ensaio toxicológico com camundongos	Água do Manancial	Quando células de cianobactérias >20.000 cel/mL ou 2 mm ³ /L	Semanal / uma mostra por ponto de captação	Artigo 18, § 5
Contagem de cianobactérias	Ponto de Captação	Até 10.000 cel/mL ou 1 mm ³ /L	Mensal / uma amostra por ponto de captação	Artigo 19, § 1
Contagem de cianobactérias	Ponto de Captação	Acima de 10.000 cel/mL ou 1 mm ³ /L	Semanal / uma amostra por ponto de captação	Artigo 19, § 1
Análise de cianotoxina	Na saída do sistema de tratamento, na entrada (hidrômetros) de clínicas de hemodíalises e indústrias de injetáveis	Quando células de cianobactérias >20.000 cel/mL ou 2 mm ³ /L	Semanal / uma amostra por unidade de tratamento	Tabela 7 e Artigo 18, § 5 Tabela 9 e Artigo 18, § 5

Fonte: Adaptado de CYBIS *et al.*, 2006.

3.4 Razão N/P

A presença e a permanência de um organismo ou de um grupo dependem de um conjunto de condições. Qualquer condição que se aproxime ou exceda os limites de tolerância é uma condição limitante ou um fator limitante. Este conceito é baseado na “Lei do Mínimo” proposta por Liebig, a qual estabelece que a produção de um organismo é determinada pela abundância da substância que estiver presente no ambiente na menor quantidade relativa a sua necessidade (ODUM, 1988; WETZEL, 2001). Entretanto há algumas questões que interferem na sua aplicação, uma vez que, diferentemente do pressuposto do estado constante na proposta teórica da Lei do Mínimo, na prática, os nutrientes podem atuar como limitante simultaneamente, alternando suas concentrações no meio. Diversos trabalhos comprovam a aplicabilidade desse conceito (OLRIK, 1994; CHORUS & BARTRAM, 1999; HUSZAR *et al.*, 2005; PAERL, 2008).

De acordo com Hyenstrand *et al.* (1998) dentre os fatores ambientais mais importantes para desenvolvimento inicial das diferentes populações de cianobactérias no ambiente aquático, destacam-se os nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

O fósforo é geralmente o nutriente limitante ao crescimento fitoplanctônico em ecossistemas aquáticos tropicais, sendo a sua quantidade requerida pela biomassa algal equivalente a 14% da demanda para o nitrogênio (CHORUS & MUR, 1999).

As diversas atividades antrópicas têm incrementado as concentrações de nitrogênio e fósforo nos ambientes aquáticos, sendo que a quantidade, a proporção e a composição química dos nutrientes podem influenciar a magnitude, a duração e a composição das florações (PAERL, 2008).

Pode-se expressar a razão N:P de diversas formas, incluindo o cálculo do número de átomos de ambos os nutrientes nas suas diversas frações, dissolvidos, particulada ou total, dependendo da natureza e objetivos dos estudos. Barica (1990), estudando a variação sazonal da razão N:P em lagos eutróficos, concluiu ser a razão N:P total, na qual soma-se os nutrientes particulados e dissolvidos, a forma mais prática para a caracterização de lagos.

A razão estequiométrica entre os macronutrientes (fósforo, nitrogênio e carbono) indica que para a manutenção do citoplasma da maioria dos organismos fitoplanctônicos é assimilado cerca de 1 mol de fósforo e 16 moles de nitrogênio para cada 106 moles de carbono (REDFIELD, 1958).

A baixa razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (entre 10 e 16 átomos de N para 1 átomo de P) pode favorecer as florações de cianobactérias, enquanto que para algas eucariontes a razão N:P ótima situa-se entre 16 a 23 átomos de N para 1 átomo de P (MUR, 1999).

Estudos da dominância de cianobactérias em lagos naturais em função da razão N:P, evidenciaram que as concentrações de nitrogênio e fósforo limitam o crescimento de cianobactérias e diatomáceas sob razões moleculares menores (7 a 15 N:P) do que para clorofícias (15 a 30 N:P) (TILMAN & KILHAN, 1976; RHEE, 1982).

Estudos realizados em 40 lagos da Florida, nos Estados Unidos, avaliaram a relação N:P e utilizaram testes de bioensaios para determinação do nutriente limitante ao crescimento algal. Os resultados indicaram que a maioria dos lagos apresentavam limitação por nitrogênio, sendo associado à razão N:P inferior a 10:1 (KRATZER & BREZONIK, 1981).

Schindler (1978), estudando fatores que regulam a produção fitoplanctônica e florações em águas doces, estabeleceu que relações N:P superiores a 10:1 são

limitantes para fósforo total e inferiores a 5:1 são indicativas de limitação por nitrogênio; as razão entre esses intervalos indicam que ambos os nutrientes podem estar em concentrações limitantes.

Reynolds (1999) considera razões N:P baixas (inferiores a 15) como referência prática para prever a dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio em reservatórios.

Para Huszar *et al.* (2005) a partir de estudos em diversos reservatórios evidenciaram que razões N:P que variaram de 30 a 64, indicaram serem sistemas limitados por fósforo. Huszar *et al.* (2006), em estudos para avaliação da relação nutriente-biomassa algal para sistemas lacustres estabeleceu que a razões acima de 17:1 é considerada elevada. Wetzel (2001) considera que a razão N:P de 7:1 com a aquela requerida para o crescimento balanceado do fitoplâncton.

Segundo Paerl (2008), ambientes com razão molar N:P menor que 15 são mais propícios à dominância de cianobactérias, principalmente por espécies fixadoras de nitrogênio e águas com razão N:P superior a 20 favorecem a dominância de algas eucarióticas.

Um estudo realizado em um lago subtropical na Flórida (EUA), com dados de 28 anos de monitoramento, objetivando prever o risco de florações de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, mostrou que o aumento da concentração de fósforo com conseqüente baixa da razão N:P, associado ao aumento da turbidez mineral, favoreceram a dominância de cianobactérias não fixadoras de nitrogênio (*Oscillatoria* e *Lyngbya* spp.). Verificou-se também que a dominância de cianobactérias na zona pelágica era impedida pela baixa irradiação solar e a desestratificação da coluna d'água (HAVENS *et al.*, 2003).

Paerl (1988) e Hecky (2000), compararam as diferenças nos ciclos biogeoquímicos, de ambientes temperados e tropicais, observando que as características tropicais favorecem a dominância de cianobactérias, devido, principalmente, a estratificação com formação de hipolimnio anóxico, resultando na solubilização do fósforo e elevada desnitrificação, resultando em uma baixa razão N:P, podendo este fato ser determinante para a predominância das cianobactérias em ambientes tropicais

Costa *et al.* (2009) estudando a dominância de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido nordestino, verificaram que a razões de N:P nos ecossistemas estudados mantiveram-se com média anual entre 25-50:1,

indicando uma possível limitação por fósforo nos reservatórios do Rio Grande do Norte.

Apesar da controvérsia sobre a influência da relação N:P no desenvolvimento fitoplanctônico e na determinação do nutriente limitante, trabalhos indicam a utilidade deste conceito (BULGAKOV & LEVICH, 1999; REYNOLDS, 1999; LEE & JONES, 1998) e demonstram que a afinidade das cianobactérias tanto por fósforo quanto por nitrogênio é superior, quando comparado com outros grupos de algas (CHORUS & BARTRAM, 1999).

As florações de cianobactérias apresentam distribuição global e determinadas por uma série de fatores ambientais, os quais podem agir sinérgica ou antagonicamente (FERNANDES *et al.*, 2009).

Na tentativa de antever os problemas gerados pelo desenvolvimento excessivo das cianobactérias em reservatórios, modelos preditivos foram desenvolvidos, porém o conhecimento da dinâmica desses ecossistemas torna-se um fator primordial para o estabelecimento de um modelo eficaz na predição de fenômenos de florações, sendo necessários estudos que abordem as interações entre as comunidades aquáticas e os fatores físicos e químicos específicos de cada ambiente aquático (GOMES, 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O açude Acarape do Meio foi selecionado para o desenvolvimento do estudo por ser um dos principais reservatórios de abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), estado do Ceará (Figura 4.1). O reservatório foi formado a partir do barramento do rio Pacoti, rio que nasce na Serra de Baturité e percorre 112,5 Km no sentido sudoeste/nordeste, dos quais o primeiro terço com declividade acentuada da ordem de 2%, sendo essa reduzida para 0,1% na parcela a jusante, demonstrando um relevo mais suave (SRH-CE, 2001).

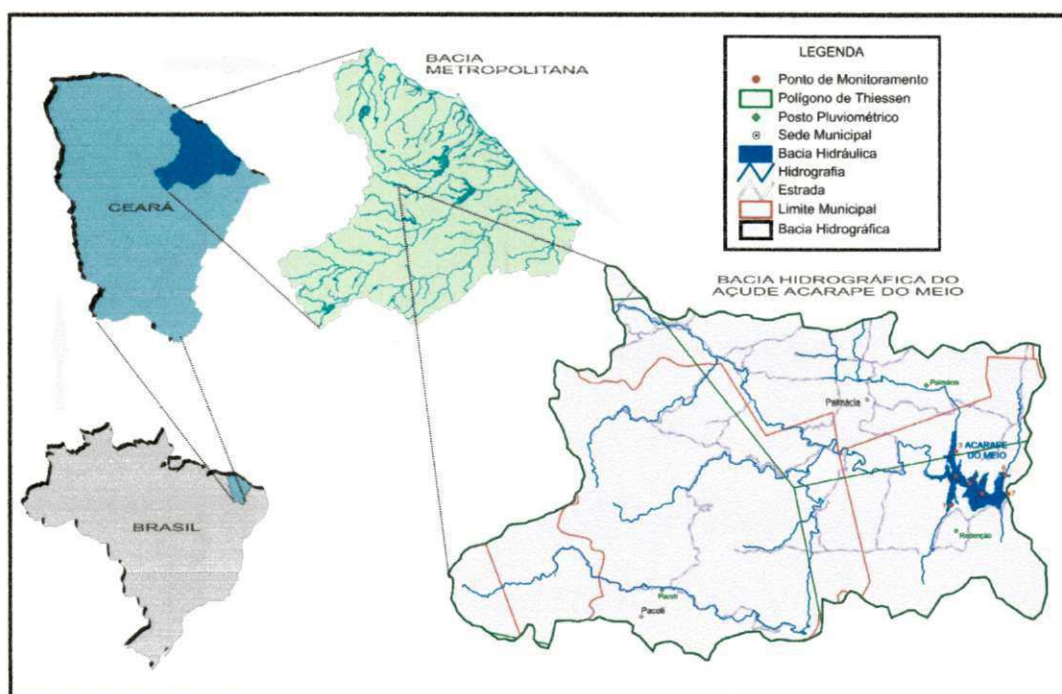


Figura 4.1 - Localização do açude Acarape do Meio/CE

O açude teve sua construção iniciada em 1909 sendo concluída em 1924. Inicialmente o reservatório foi propriedade do DNOCS, que posteriormente passou à responsabilidade para o município de Redenção, local onde a obra esta localizada. O açude Acarape do Meio esta distante cerca de 75 Km de Fortaleza, situada nas coordenadas geográficas 04°11,601'S/38°47,949'W, possui uma bacia hidrográfica que cobre uma área de 210,01 Km². Atualmente esta sob gerenciamento da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará

(COGERH), responsável por gerenciar mais de 90% das águas acumuladas no Ceará (COGERH, 2007).

O reservatório está localizado na serra de Baturité a uma altitude de 250 m. Sua capacidade de acumulação é de 31,5hm³, com bacia hidráulica de apenas 2,29 Km² (DATSENKO, 1999). Possui um vertedouro com 60 m de largura e lâmina máxima de 1,7 m, possui cota máxima de 130,0 m, com tomada de água do tipo galeria e vazão regularizada de 0,15 m³/s (CEARÀ, 2001).

O açude está localizado em uma região onde ocorrem precipitações orográficas, pluviometria superior a 1.400 mm e clima tropical chuvoso de monção (Amw'). O número médio de horas de insolação varia de 2650 horas/ano a 3.000 horas/ano. A altura média anual de evaporação, medida em tanque evaporimétrico "Classe A" da estação meteorológica localizada na Serra de Guaramiranga, registra 562 mm /ano(CEARÁ, 1992)

A vegetação é do tipo arbórea, abrangendo diversas tipologias vegetais, caatinga, no domínio da depressão sertaneja, matas úmidas e matas secas associadas aos maciços residuais e vegetação de tabuleiros na região pré-litorânea (CEARA, 1995).

Evidencia-se na região o desenvolvimento de agricultura rudimentar de sequeiro, com plantio de milho, feijão, banana e café, notadamente pelas boas condições do solo.

O crescimento desordenado dos núcleos urbanos existentes nas serras de Maranguape e Baturité vem contribuindo para a degradação de sua cobertura vegetal (RIBEIRO, 2007).

O açude faz parte do sistema de abastecimento da região Metropolitana de Fortaleza e é o responsável pelo abastecimento de água bruta do Distrito Industrial de Maracanaú e das cidades de Pacatuba, Guaiúba, Maranguape, Redenção, Acarape, Barreira e do distrito de Antônio Diogo, além da perenização de vale entre os municípios de Redenção e Acarape (CEARA, 2001). A população abastecida pelo reservatório é de 72.339 hab. Quando esse açude está com a sua capacidade de acumulação comprometida, o açude Gavião é usado para abastecimento.

4.2 Monitoramento da qualidade da água

Para o levantamento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do monitoramento da qualidade das águas do manancial foram escolhidas as estações

de amostragem mais representativas do reservatório de forma a abranger todo o ecossistema. A partir do conhecimento prévio do programa de monitoramento realizado pela COGERH, assim como das características físicas (profundidade, influência de tributários) e dos interesses limnológicos do estudo, foram selecionadas 7 estações de amostragem (Figura 4.2).

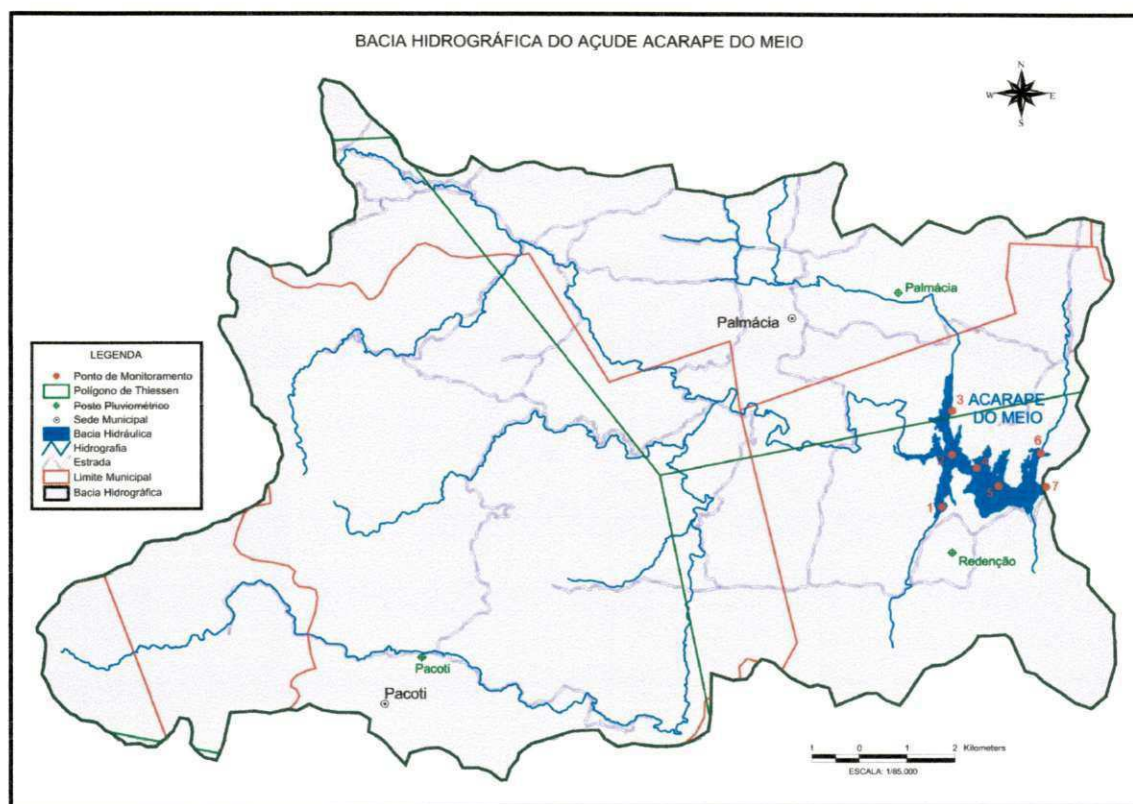


Figura 4.2 - Localização dos pontos de amostragem no açude Acarape do Meio/CE

Na Tabela 4.1 são apresentadas as principais características de cada estação de amostragem.

Tabela 4.1 - Identificação e coordenadas geográficas e UTM das estações de amostragem selecionadas para o monitoramento do Açude Acarape do Meio/CE

ESTAÇÃO DE AMOSTRAGEM	Coordenadas		IDENTIFICAÇÃO
	UTM	Geográfica	
Ponto - 01	0520100/9536118	04°11,807'S/038°49,133'W	Entrada do tributário (Riacho Brenha)
Ponto - 02	0520316/9537208	04°11,216'S/038°49,016'W	Entrada do tributário (Rio Pacoti)
Ponto - 03	0520304/9537982	04°10,796'S/038°49,024'W	Entrada do Tributário (Riacho Canabrava)
Ponto - 04	0520806/9536912	04°11,377'S/038°48,752'W	Centro 01
Ponto - 05	0521270/9536524	04°11,587'S/038°48,500'W	Centro 02

Ponto – 06	0522162/9537232	04°11,202'S/038°48,018'W	Próximo ao Sangradouro
Ponto – 07	0522288/9536500	04°11,601'S/038°47,949'W	Próximo ao ponto de captação

4.3 Métodos de amostragem e análises

4.3.1 Amostragem

Foi utilizada a estrutura operacional da COGERH para a realização das atividades de campo. O transporte entre as estações de amostragem era feito com barco a motor e as coletas realizadas utilizando garrafa de Van Dorn, seguindo-se a metodologia descrita no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005). As amostragens foram realizadas sempre no período da manhã, entre 8:00h e 11:30h. A frequência foi mensal em todas as estações de amostragem, durante o período de janeiro a dezembro de 2008, abrangendo um ciclo hidrológico completo (período chuvoso: janeiro a março e período seco: abril a dezembro).

4.3.2 Variáveis físicas e químicas

Para a determinação das variáveis físicas e químicas, tanto para a preservação, quanto para o transporte e análises, foram seguidos os métodos propostos pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005), com exceção das análises de nitrogênio amoniacal total e nitrato, que foram realizadas utilizando metodologia específica apresentado no Quadro 4.1.

Quadro 4.1: Variáveis físicas e químicas utilizadas para o monitoramento do Açude Acarape do Meio/CE

VARIÁVEIS	METODOLOGIA	REFERÊNCIAS
Velocidade do vento (V.vento)	Anemômetro digital	-
Profundidade	Profundímetro digital	-
Transparência (Transp.)	Disco de Secchi	Esteve, 1998
Zona eufótica (Z euf)	Disco de Secchi	
Temperatura (T)	Termômetro com filamento de mercúrio	APHA, 2005
pH	Potenciometria	
Condutividade elétrica (CE)	Condutivimetria	
Alcalinidade total (AlcT)	Titulometria	APHA, 2005
DBO ₅	Iodometria - Frascos padrões	
Oxigênio dissolvido (OD)	Iodometria – Método de Winkler – modificação Azida	

Nitrogênio amoniacal total (NH ₃ -T)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular – Método da Nesslerização Direta	APHA, 1989
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular – Método do Silicilato de Sódio	Rodier, 1975
Nitrito (NO ₂ ⁻)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular – Método da Sulfanilamida – NED	APHA, 2005
Nitrogênio total (NT) Nitrogênio orgânico (N-org)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular - Calculo	
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular – Digestão e destilação em Macro-Kjeldahl, seguida de Neslerização direta.	APHA, 1989
Fósforo total (PT) Fósforo orgânico (P-org) Ortofósforo solúvel (OPS)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular – Método do Ácido Ascórbico	APHA, 2005

4.3.3 Variáveis biológicas

Os parâmetros biológicos determinados nas sete estações mencionadas anteriormente são: análises qualitativas e quantitativas de cianobactérias (CIANO), clorofila “a” (Cl “a”), feofitina “a” (Feof. “a”), coliformes termotolerantes (CTT) e *Escherichia coli* (*E. coli*).

4.3.3.1 Análise qualitativa e quantitativa de cianobactérias

Para as análises qualitativas foram coletados 500mL de amostra concentradas com rede de plâncton (redes de nylon de 20µm de abertura de malha), e após concentração foram colocadas em frascos plásticos preservados com formalina 4%. A análise taxonômica da comunidade fitoplanctônica presente no ecossistema, foi realizada por microscopia de campo claro com um microscópio óptico binocular marca PZO, modelo Studar Lab e aparelho fotográfico. A identificação foi realizada através de chaves de classificação baseadas em bibliografia especializada (ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK, 1988; KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS; 1989, 1999 e 2005; SANT’ANNA & AZEVEDO, 1989, 2000; AZEVEDO & SANT’ANNA, 2003; BICUDO & MENEZES, 2006; CYBIS & BENDATI, 2006). As análises foram realizadas em um período máximo de 12 horas após a coleta (APHA, 2005).

Para as análises quantitativas foi utilizado o método de contagem em câmara de Sedgewick-Rafter, por microscopia óptica invertida, utilizando microscópio marca Motic calibrado, conforme APHA (2005) e CETESB (1978). As

contagens foram feitas por faixas (até 100 organismos da espécie predominante) ou campos (10 organismos da espécie predominante), segundo a distribuição de Poisson. Por esta distribuição obteve-se um intervalo de confiança de $95\% \pm 20\%$. Os resultados foram expressos em células/mL. Para a obtenção da contagem das cianobactérias em número de células/mL, foi utilizado o retículo de Whipple, calibrado com régua micrométrica padrão, como descrito por Jardim *et al.* (2002). A contagem foi expressa em células/mL de acordo com as exigências da Portaria MS 518/2004.

4.3.3.2 Análise de clorofila "a" e feofitina "a"

Para a determinação das concentrações de clorofila "a" e feofitina "a" foram coletadas amostras superficiais e acondicionadas em frascos âmbar de 1L, mantidas refrigeradas até a entrada no laboratório. As amostras eram filtradas em membranas de fibra de vidro com 47 mm de diâmetro e $0,45\mu\text{m}$ de porosidade, no prazo máximo de 24h. O material retido era macerado e extraído a frio por 24h com acetona 90%, sendo determinada a concentração de clorofila "a" e com acidificação do extrato utilizando ácido clorídrico 0,1N obtendo a concentração de feofitina "a", utilizando-se o método espectrofotométrico, conforme APHA (2005).

4.3.3.3 Análise de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*

Para determinação dos coliformes termotolerantes foi utilizada a técnica da fermentação em tubos múltiplos com Meio A1. Foram realizadas inoculação de diluições decimais da amostra em séries de cinco tubos contendo meio A1, incubação em estufa bacteriológica regulada a 35°C por 3 h e em banho-maria regulado a 45°C por 21h, seguido de contagem dos tubos com turvação e produção de gás e conversão a $\text{NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ por meio de tabelas de probabilidade com nível de confiança de 95% (APHA, 2005).

Para a determinação de *Escherichia coli* foi utilizado o método do substrato cromogênico conforme descrito em APHA (2005).

4.3.4 Índices de estado trófico

O Índice de Estado Trófico tem por finalidade classificar o ecossistema aquático em diferentes graus de trofia. Para determinação do estado de eutrofização

do manancial foram utilizados os Índices de Estado Trófico estabelecidos por Carlson, (1977) modificado por Toledo *et al.*, (1983) e Lamparelli, (2004).

O IET de Carlson (1974), modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), utiliza as seguintes equações:

$$\text{IET(Transp.)} = 10 \times \{6 - [(0,64 + \ln \text{Transp.}) / \ln 2]\} \dots \text{equação(1)}$$

$$\text{IET(PT)} = 10 \times \{6 - [\ln (80,32 / \text{PT}) / \ln 2]\} \dots \text{equação (2)}$$

$$\text{IET(OPS)} = 10 \times \{6 - [\ln (21,67 / \text{OPS}) / \ln 2]\} \dots \text{equação(3)}$$

$$\text{IET(CI "a")} = 10 \times \{6 - [(2,04 - 0,695 \times (\ln \text{CI "a"}) / \ln 2)]\} \dots \text{equação(4)}$$

De acordo com Toledo *et al.* (1983), a transparência medida através do disco de Secchi é afetada pela elevada turbidez da água na maior parte do ano. Para compensar este problema, sugere-se ponderar o IET médio, de forma a dar menor peso a variável transparência da água, da seguinte forma:

$$\text{IET (médio)} = \{\text{IET(Transp.)} + 2[\text{IET(PT)} + \text{IET(OPS)} + \text{IET(CI "a")}]\} / 7 \dots \text{equação(5)}$$

Para a determinação do Índice de Lamparelli (2004) utilizou-se as seguintes equações:

$$\text{IET(Transp.)} = 10 \times \{6 - [(\ln \text{Transp.}) / \ln 2]\} \dots \text{equação (1)}$$

$$\text{IET(PT)} = 10 \times \{6 - [1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2]\} \dots \text{equação (2)}$$

$$\text{IET(CI "a")} = 10 \times \{6 - [(0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CI "a"}) / \ln 2)]\} \dots \text{equação(3)}$$

$$\text{IET (médio)} = \{\text{IET(Transp.)} + 2[\text{IET(PT)} + \text{IET(CI "a")}]\} / 5 \dots \text{equação (4)}$$

4.3.5 Tratamento estatístico e apresentação gráfica dos resultados

Inicialmente, os dados referentes aos parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água do manancial foram analisados para verificação da presença de "outliers", ou seja, observações substancialmente diferentes das outras, que apresentam valores extremos. Como tais valores podem ser indicativos de características reais da população em estudo ou serem conseqüências de erros de medição que podem distorcer seriamente os testes estatísticos, todas as ocorrências foram analisadas individualmente para verificação da necessidade ou não de sua exclusão. Em seguida, para todas as variáveis foram calculadas as estatísticas

básicas relativas ao número de dados, médias aritmética, mediana, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação.

Os resultados foram apresentados na forma de tabelas e de gráficos "box-whisker" para permitir uma melhor visualização da variabilidade observada em cada estação de amostragem. Em uma etapa posterior, a normalidade dos dados foi checada com a utilização dos testes estatísticos Kolmogorov-Smirnov e Shapiro Wilk e o teste gráfico "Normal Probability Plot", executados pelo pacote estatístico SPSS versão 15.

A partir dos resultados, foram determinados os testes estatísticos não paramétricos a serem empregados para verificação da existência de diferenças significativas entre as medianas dos dados relativos aos parâmetros físicos, químicos e biológicos coletados nas diversas estações de amostragem. Quando os dados foram considerados diferentes nos testes Kruskal-Wallis ANOVA e no teste de medianas (KRUSKAL-WALLIS, 1952; SIEGEL & CASTELLAN, 1988), ao nível de significância (α) de 5%, foram empregados os testes de comparações múltiplas. Estes testes permitem uma comparação simultânea entre todos os resultados obtidos e a verificação de quais constituintes apresentam comportamentos diferenciados dentre as sete estações de coleta. O teste não paramétrico de comparações múltiplas de classes para todos os grupos (SIEGEL & CASTELLAN, 1988) foi empregado após a aplicação do teste de Kruskal-Wallis ANOVA e teste de medianas.

Foi efetuada, ainda, a verificação de diferenças significativas entre as concentrações medidas nos períodos seco e chuvoso em todas as estações amostradas amostradas, por meio do teste estatístico de Mann-Whitney, considerando o nível de significância (α) de 5 %.

A análise de agrupamentos foi realizada numa tentativa de evidenciar os grupos de pontos similares, considerando as características limnológicas e sanitárias das sete estações de monitoramento. A análise foi efetuada para os períodos chuvoso e seco separadamente e para todo o período monitorado. Foi utilizado o pacote estatístico SPSS versão 15.

A matriz de correlação de Spearman das variáveis foi também calculada, já que é útil para apontar associações entre variáveis que podem mostrar a coerência global do conjunto de dados e evidenciar a participação de parâmetros individuais em vários fatores de influência.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise sazonal das variáveis abióticas em diferentes pontos do reservatório

Para caracterização do reservatório o estudo considerou dois períodos climáticos distintos: chuvoso (janeiro a maio de 2008) e seco (junho a dezembro de 2008), sendo os meses de janeiro e dezembro considerados de transição entre as estações climáticas (Figuras 5.1, 5.2, 5.3). As três estações pluviométricas selecionadas, deve-se ao fato que Palmácia e Pacoti são os municípios onde estão localizadas os principais tributários do reservatório e Redenção é o município onde se localiza o ecossistema monitorando. No período chuvoso foi registrada precipitação pluviométrica acumulada de 2.633 mm, aproximadamente 72% acima da média histórica da região. Ao longo de 2008 a precipitação total acumulada foi de 3.224 mm, concentrada no período chuvoso 81,7%. No mês de abril se verificou a precipitação máxima (1.086 mm) (Tabela 5.1). Este comportamento climatológico influenciou diretamente no volume armazenado no reservatório, que apresentou elevação gradual ao longo dos meses chuvosos e redução nos secos. O açude atingiu o volume máximo de acumulação em Maio/08 e permaneceu com 100% de sua capacidade até Junho/08; ao final do estudo (Dezembro/08) atingiu aproximadamente 47% de seu volume máximo (Figura 5.4).

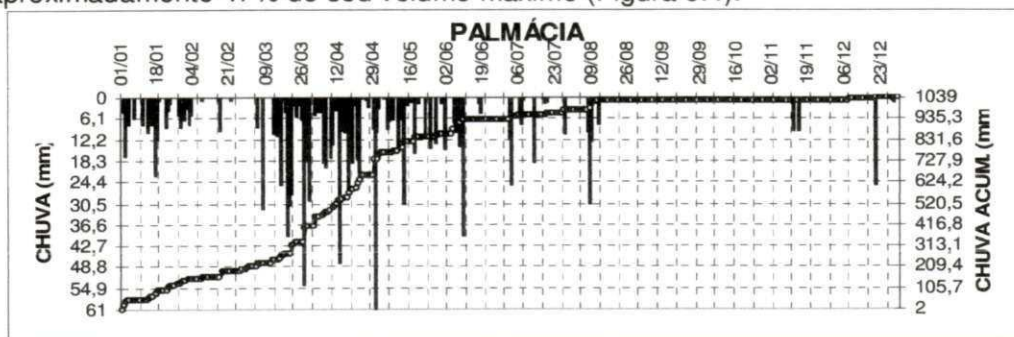


Figura 5.1 – Evolução da precipitação pluviométrica na cidade de Palmácia no período de jan/08 a dez/08.

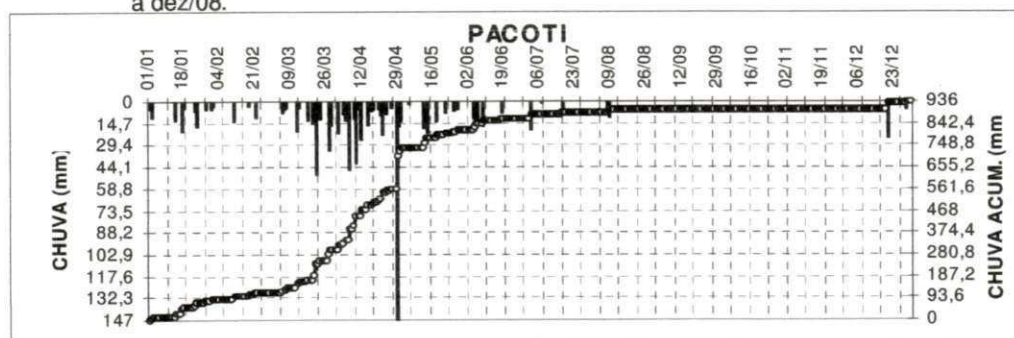


Figura 5.2 – Evolução da precipitação pluviométrica na cidade de Pacoti no período de jan/08 a dez/08.

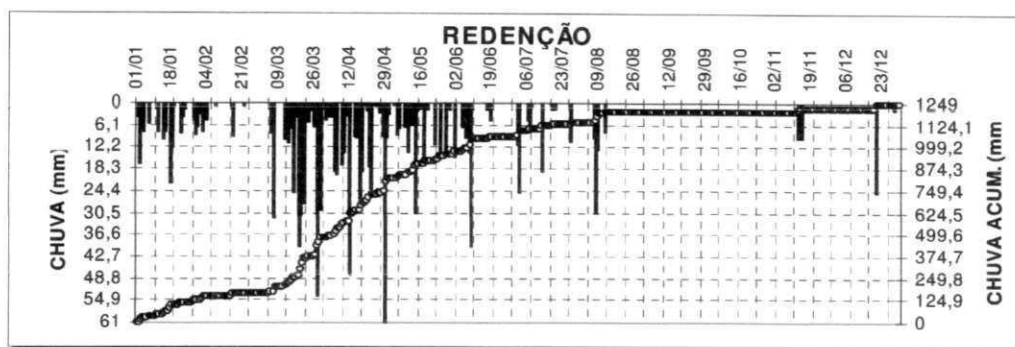


Figura 5.3 – Evolução da precipitação pluviométrica na cidade de Redenção no período de jan/08 a dez/08.

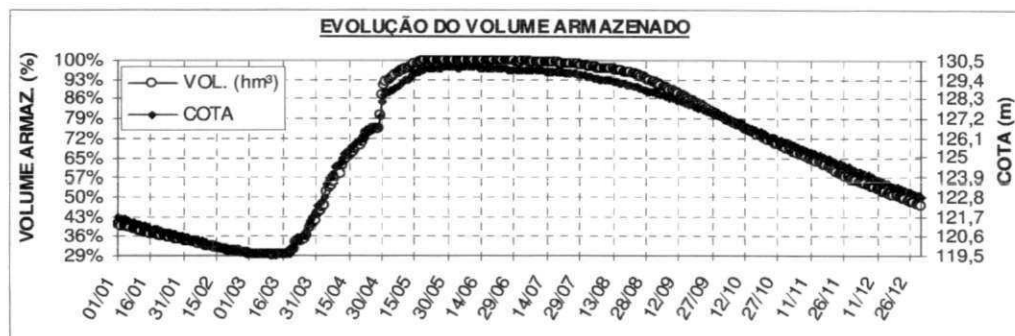


Figura 5.4 – Evolução do volume armazenado no Açude Acarape do Meio no período de jan/08 a dez/08.

Tabela 5.1 – Precipitação pluviométrica mensal (2008) e média histórica (1974 – 2008), observada na bacia do Açude Acarape do Meio.

Período	Jan		Fev		Mar		Abr		Mai		Jun		Jul		Ago		Set		Out		Nov		Dez		Total Anual
	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	
2008	362	11,2	119	3,7	708	22,0	1086	33,7	358	11,1	219	6,8	151	4,7	130	4,0	1	0,0	0	0,0	19	0,6	69	2,1	3222
Média Histórica	128	7,1	169	9,4	261	14,4	532	29,4	439	24,2	117	6,5	57	3,2	22	1,2	17	0,9	13	0,7	16	0,9	38	2,1	1810

As Figuras 5.5 (a) e (b) apresentam a variação temporal da profundidade de extinção do disco de Secchi. Pode ser observado que as maiores transparências e, por conseguinte, maior penetração de luz ocorreram nos meses de Junho a Outubro (período seco). Desta forma a zona eufótica dos meses do período seco foi maior que no período chuvoso. Esse comportamento foi semelhante em todas as estações de amostragem, não apresentando diferenças significativas entre os pontos ($\alpha=5\%$, $p>0,05$). Entretanto, os valores de transparência apresentaram diferenças sazonais significativas ($\alpha=5\%$, $p<0,05$) em todos os pontos de amostragem e correlação inversa com clorofila "a" em ambos os períodos climáticos

($r = -0,74$ chuvoso; $r = -0,69$ seco; $p < 0,05$). A turbulência causada pelas chuvas, associada ao carreamento de material em suspensão e florações de algas, podem ser os fatores responsáveis pela menor transparência no período chuvoso.

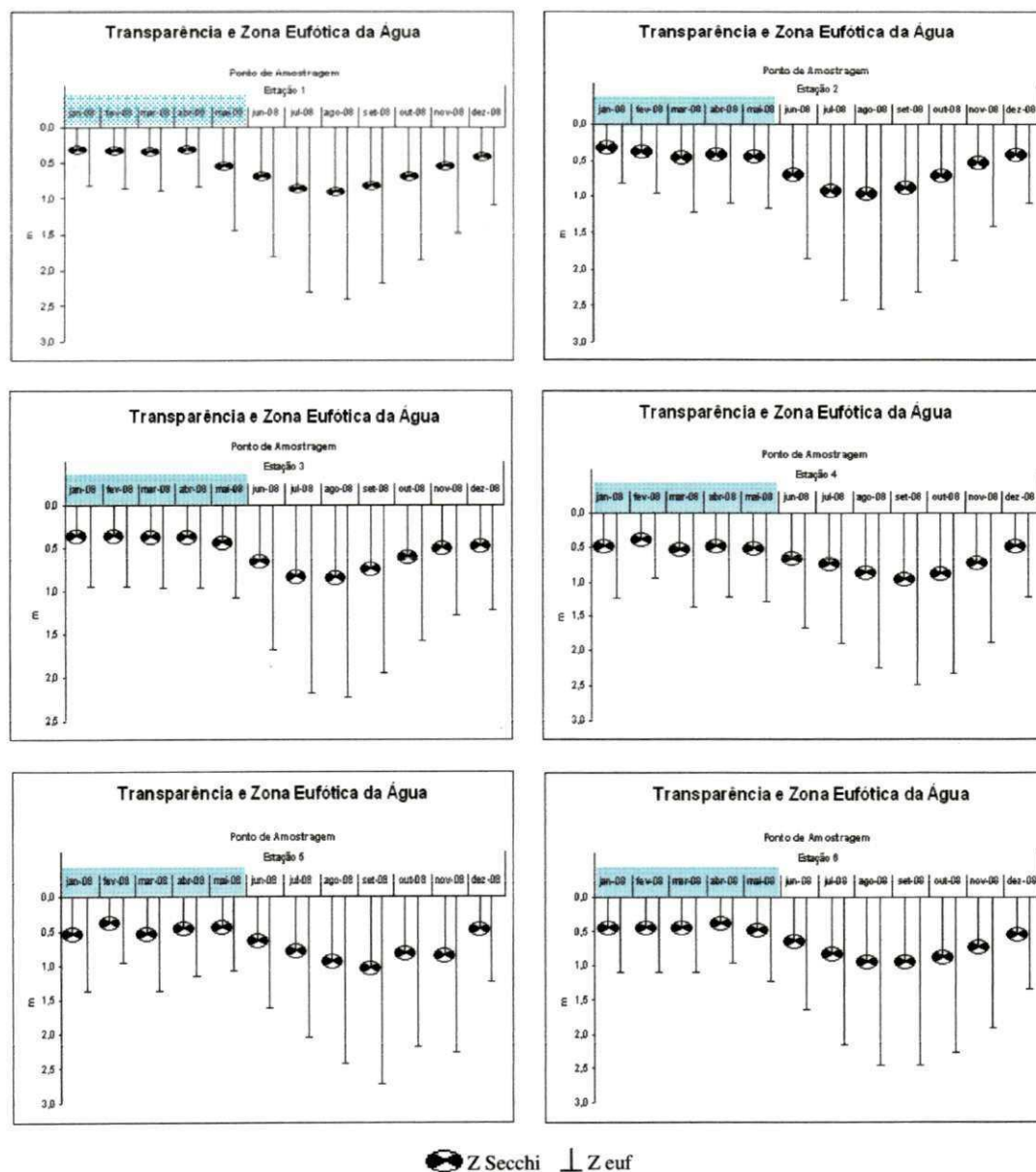


Figura 5.5 (a) – Evolução da transparência de Secchi e zona eufótica nas **Estações 1, 2, 3, 5 e 6** no período de jan/08 a dez/08.

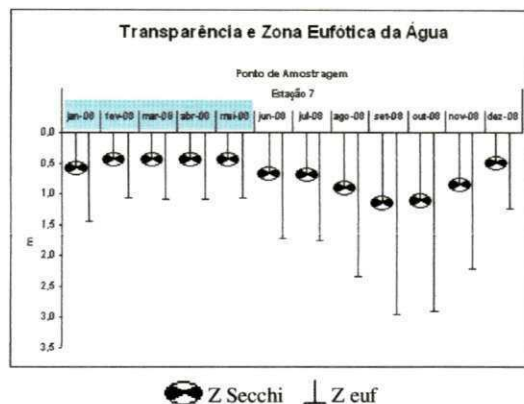


Figura 5.5 (b) – Evolução da transparência de Secchi e zona eufótica nas Estações 7 no período de jan/08 a dez/08.

Nas Tabelas 5.2 e 5.3 apresenta-se a análise estatística descritiva das variáveis abióticas nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, para cada estação de amostragem. Em seguida gráficos box-plot permitem a comparação entre os dois períodos (chuvoso e seco) juntamente com o resultado do teste estatístico de Mann-Whitney, para verificação de diferenças significativas entre as concentrações das variáveis medidas em cada período. O nível de significância- (α) considerado foi de 5%.

Tabela 5.2 – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no Açude Acarape do Meio - CE no período chuvoso (janeiro a maio/2008)

	T	Transp.	pH	CE	Alc.T	DBO	OD	NH ₃ -T	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	N-org	NTK	NT	PT	OPS	P-org	
	(°C)	(m)		(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-1	Mínimo	27,2	0,3	7,6	181	68	10	5,0	0,014	0,001	0,010	1,22	1,32	1,47	0,188	0,005	0,019
	Máximo	32,2	0,5	9,4	245	106	16	13,2	0,194	0,019	0,130	2,33	2,52	2,56	0,300	0,037	0,220
	Média	29,4	0,4	8,7	212	89	13	9,3	0,087	0,006	0,057	1,80	1,89	1,95	0,225	0,023	0,083
	Mediana	28,8	0,3	8,7	221	91	13	8,9	0,080	0,003	0,039	1,73	1,81	1,82	0,214	0,024	0,046
	DP	2,11	0,10	0,71	26,94	13,45	2,34	3,24	0,07	0,01	0,05	0,41	0,44	0,41	0,05	0,01	0,08
	CV (%)	7,2	27,6	8,2	12,7	15,1	18,1	34,9	77,7	124,1	80,6	22,8	23,3	21,0	20,4	51,8	97,4
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-2	Mínimo	27,5	0,3	7,9	197	66	6	5,0	0,006	0,001	0,010	1,10	1,17	1,29	0,146	0,006	0,039
	Máximo	32,0	0,5	9,5	253	109	16	12,1	0,098	0,030	0,107	1,73	1,81	1,82	0,260	0,049	0,117
	Média	29,3	0,4	8,8	222	89	10	8,4	0,059	0,011	0,065	1,46	1,52	1,58	0,211	0,030	0,076
	Mediana	28,8	0,4	8,9	223	89	9	8,1	0,070	0,002	0,072	1,47	1,54	1,59	0,214	0,030	0,068
	DP	1,87	0,06	0,58	20,98	15,29	3,70	2,54	0,04	0,01	0,05	0,23	0,23	0,19	0,05	0,02	0,03
	CV (%)	6,4	15,8	6,6	9,5	17,2	38,3	30,4	61,2	125,7	71,1	15,6	15,0	12,0	21,5	55,6	42,1
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-3	Mínimo	27,7	0,4	7,1	195	68	3	7,0	0,046	0,001	0,024	1,25	1,51	1,60	0,188	0,005	0,012
	Máximo	32,4	0,4	9,6	230	111	12	13,9	0,258	0,009	1,011	1,87	1,93	2,89	0,251	0,060	0,093
	Média	29,8	0,4	8,6	212	89	9	9,6	0,123	0,004	0,254	1,62	1,75	2,00	0,214	0,033	0,043
	Mediana	28,8	0,4	8,7	209	90	10	8,6	0,095	0,004	0,080	1,70	1,86	1,94	0,190	0,031	0,030
	DP	2,13	0,02	0,91	14,00	15,26	3,67	2,86	0,09	0,00	0,42	0,25	0,20	0,52	0,03	0,02	0,03
	CV (%)	7,1	6,2	10,6	6,6	17,2	40,4	29,7	71,4	88,4	167,3	15,2	11,2	26,2	15,8	63,2	76,9

	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-4	Mínimo	27,2	0,4	7,3	193	70	7	6,0	0,031	0,001	0,047	0,95	1,23	1,37	0,120	0,007	0,025
	Máximo	31,5	0,5	9,5	222	102	11	11,8	0,287	0,098	0,500	1,63	1,66	2,12	0,215	0,086	0,040
	Média	28,9	0,4	8,5	204	88	8	8,0	0,142	0,021	0,241	1,32	1,47	1,73	0,179	0,049	0,031
	Mediana	28,0	0,5	8,7	203	87	8	7,4	0,085	0,002	0,100	1,24	1,49	1,73	0,196	0,056	0,032
	DP	1,71	0,06	0,94	10,53	11,96	1,53	2,25	0,12	0,04	0,22	0,28	0,19	0,28	0,04	0,03	0,01
	CV (%)	5,9	12,9	11,1	5,2	13,7	18,2	28,2	84,8	206,2	90,8	21,3	12,8	16,1	21,3	70,1	19,4
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-5	Mínimo	27,1	0,4	7,9	197	66	9	4,7	0,006	0,001	0,029	0,93	1,00	1,10	0,166	0,011	0,020
	Máximo	30,4	0,5	9,6	260	109	19	10,7	0,213	0,022	0,100	1,57	1,63	1,66	0,288	0,099	0,063
	Média	28,7	0,4	8,7	221	88	13	7,7	0,104	0,005	0,062	1,21	1,31	1,38	0,203	0,054	0,045
	Mediana	28,7	0,4	8,5	209	87	12	7,7	0,068	0,002	0,050	1,23	1,34	1,43	0,188	0,056	0,046
	DP	1,38	0,07	0,69	25,15	15,73	3,75	2,16	0,09	0,01	0,04	0,26	0,24	0,21	0,05	0,04	0,02
	CV (%)	4,8	14,9	7,9	11,4	17,8	28,3	28,0	83,2	170,7	57,8	21,7	17,9	15,6	24,5	67,8	41,5
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-6	Mínimo	27,3	0,4	8,5	192	60	9	7,5	0,034	0,000	0,020	0,39	0,52	0,54	0,134	0,012	0,001
	Máximo	32,0	0,5	9,4	236	106	12	10,8	0,149	0,121	0,090	1,47	1,53	1,55	0,233	0,105	0,117
	Média	29,1	0,4	9,0	212	81	10	9,4	0,085	0,025	0,039	1,12	1,20	1,27	0,187	0,045	0,055
	Mediana	28,7	0,4	9,3	220	85	10	9,7	0,058	0,001	0,030	1,23	1,36	1,41	0,190	0,025	0,049
	DP	1,75	0,04	0,50	18,99	18,03	1,57	1,29	0,05	0,05	0,03	0,42	0,40	0,41	0,04	0,04	0,04
	CV (%)	6,0	8,8	5,5	9,0	22,4	15,4	13,8	60,2	212,1	74,3	37,8	33,1	32,7	23,7	83,9	75,8
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
PT-7	Mínimo	27,1	0,4	7,9	175	67	7	6,9	0,028	0,000	0,014	0,62	0,71	0,77	0,093	0,008	0,007
	Máximo	29,7	0,5	9,5	245	108	11	10,3	0,951	0,957	0,210	1,67	2,30	2,64	0,324	0,130	0,227
	Média	28,4	0,4	8,9	214	90	9	8,9	0,397	0,193	0,081	1,25	1,64	1,91	0,202	0,057	0,070
	Mediana	27,9	0,4	9,1	219	93	10	9,4	0,199	0,003	0,062	1,34	1,67	2,15	0,196	0,050	0,034
	DP	1,11	0,06	0,61	25,26	15,33	1,66	1,43	0,41	0,43	0,08	0,38	0,61	0,73	0,08	0,05	0,09
	CV (%)	3,9	13,6	6,8	11,8	17,0	18,2	16,2	103,8	221,1	96,2	30,8	37,4	38,1	41,8	83,1	127,3

Tabela 5.3 – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no Açude Acarape do Meio no período seco (junho a dezembro/2008)

	T	Transp.	pH	CE	Alc.T	DBO	OD	NH3-T	NO2-	NO3-	N-org	NTK	NT	PT	OPS	P-org
	(°C)	(m)		(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-1	Mínimo	27,0	0,4	7,1	154	70	5	6,5	0,046	0,019	0,140	0,63	0,76	0,91	0,045	0,004
	Máximo	29,5	0,9	9,0	263	85	10	9,5	0,821	0,369	0,440	1,74	1,92	1,92	0,400	0,023
	Média	28,1	0,7	8,2	210	74	7	7,8	0,387	0,136	0,294	0,95	1,34	1,52	0,154	0,008
	Mediana	28,0	0,7	8,4	206	73	7	7,8	0,286	0,020	0,301	0,83	1,26	1,66	0,117	0,004
	DP	1,03	0,18	0,77	41,96	5,25	1,79	1,06	0,33	0,20	0,15	0,40	0,49	0,39	0,13	0,01
	CV (%)	3,7	25,4	9,4	20,0	7,1	25,0	13,6	84,9	148,4	51,1	41,6	36,6	25,8	87,0	90,7
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-2	Mínimo	27,7	0,4	7,2	148	71	6	6,7	0,055	0,003	0,010	0,16	0,55	0,59	0,118	0,004
	Máximo	28,6	0,9	9,0	273	83	9	8,7	0,457	0,344	0,150	1,49	1,59	1,61	0,938	0,019
	Média	28,3	0,7	8,2	209	75	7	7,8	0,229	0,095	0,074	0,71	0,92	1,09	0,308	0,010
	Mediana	28,4	0,7	8,5	202	73	7	8,0	0,157	0,013	0,073	0,60	0,83	1,11	0,146	0,006
	DP	0,44	0,20	0,70	46,64	4,40	0,97	0,85	0,17	0,14	0,06	0,46	0,35	0,37	0,31	0,01
	CV (%)	1,5	28,2	8,5	22,3	5,9	13,4	10,8	72,9	147,1	77,6	65,3	37,6	33,8	99,6	70,9
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-3	Mínimo	27,3	0,5	7,1	161	70	4	7,6	0,065	0,009	0,010	0,38	0,77	1,13	0,068	0,004
	Máximo	29,6	0,8	9,2	270	84	19	9,5	0,511	0,274	0,330	1,40	1,47	1,49	0,506	0,014
	Média	28,5	0,6	8,3	214	75	11	8,6	0,261	0,115	0,202	0,78	1,05	1,33	0,245	0,008
	Mediana	28,6	0,6	8,5	204	73	9	8,9	0,241	0,033	0,237	0,72	0,94	1,36	0,189	0,008
	DP	0,94	0,15	0,80	42,00	4,54	7,10	0,71	0,19	0,13	0,12	0,38	0,26	0,12	0,18	0,00

	CV (%)	3,3	23,4	9,7	19,6	6,1	63,6	8,3	72,3	115,7	61,2	48,9	24,8	8,8	72,9	48,9	87,4
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-4	Mínimo	27,4	0,5	7,6	158	68	7	6,8	0,080	0,019	0,020	0,63	0,86	0,92	0,057	0,004	0,015
	Máximo	28,5	0,9	9,0	268	85	37	9,7	0,322	0,691	0,350	1,24	1,32	2,00	0,486	0,016	0,048
	Média	28,1	0,7	8,2	211	76	14	8,1	0,191	0,284	0,173	0,83	1,00	1,33	0,150	0,008	0,030
	Mediana	28,2	0,7	8,2	198	75	10	8,1	0,192	0,039	0,090	0,80	0,96	1,03	0,094	0,004	0,024
	DP	0,54	0,16	0,53	41,89	6,79	10,64	1,02	0,10	0,35	0,16	0,20	0,15	0,47	0,15	0,01	0,01
	CV (%)	1,9	22,2	6,4	19,9	8,9	78,5	12,6	53,4	124,1	94,0	24,0	15,1	35,7	101,5	66,1	47,8
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-5	Mínimo	27,2	0,5	7,4	223	70	6	6,3	0,090	0,002	0,035	0,65	0,53	0,66	0,078	0,004	0,024
	Máximo	28,3	1,0	8,9	277	81	10	10,7	0,287	0,589	0,215	1,29	1,42	1,83	0,585	0,048	0,496
	Média	27,8	0,8	8,2	248	74	8	7,7	0,158	0,120	0,090	0,80	0,88	1,09	0,276	0,011	0,257
	Mediana	27,8	0,8	8,3	243	72	8	7,5	0,115	0,055	0,070	0,74	0,77	0,92	0,188	0,004	0,273
	DP	0,61	0,19	0,58	20,46	4,03	1,42	1,51	0,09	0,21	0,06	0,23	0,31	0,42	0,21	0,02	0,20
	CV (%)	2,2	24,3	7,1	8,3	5,5	18,2	19,7	56,0	174,6	72,0	28,0	35,1	38,7	75,7	153,8	76,0
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-6	Mínimo	27,6	0,5	7,4	164	68	7	7,1	0,061	0,025	0,020	0,39	0,50	0,50	0,050	0,004	0,005
	Máximo	28,3	0,9	9,0	264	82	11	9,9	0,118	0,967	0,210	1,29	1,37	2,06	0,425	0,016	0,270
	Média	28,1	0,8	8,3	213	72	9	8,5	0,087	0,441	0,104	0,74	0,82	1,21	0,156	0,006	0,134
	Mediana	28,2	0,8	8,5	205	69	9	8,7	0,080	0,230	0,049	0,72	0,80	0,91	0,120	0,004	0,140
	DP	0,32	0,16	0,67	38,37	4,99	1,31	1,02	0,02	0,47	0,09	0,30	0,28	0,62	0,13	0,00	0,10
	CV (%)	1,1	20,7	8,1	18,0	7,0	15,0	12,0	27,5	107,8	89,7	39,9	34,6	51,6	81,1	74,5	78,0
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
PT-7	Mínimo	26,9	0,5	7,6	182	71	7	5,4	0,010	0,002	0,010	0,12	0,21	0,25	0,099	0,004	0,001
	Máximo	28,5	1,1	9,1	258	82	12	11,2	0,179	1,097	0,322	1,70	1,80	2,26	0,787	0,038	0,335
	Média	28,0	0,8	8,2	217	75	10	8,5	0,085	0,176	0,087	0,73	0,85	1,11	0,268	0,010	0,178
	Mediana	28,3	0,8	8,1	210	73	10	8,0	0,070	0,009	0,038	0,88	0,85	1,03	0,154	0,004	0,167
	DP	0,74	0,24	0,58	27,37	4,69	2,24	1,94	0,05	0,41	0,11	0,58	0,56	0,75	0,24	0,01	0,11
	CV (%)	2,7	29,9	7,1	12,6	6,2	23,1	22,9	61,0	231,4	125,4	79,3	65,8	67,7	88,9	129,2	59,5

A temperatura da água apresentou baixa amplitude térmica entre os diferentes períodos climáticos, com o maior valor no ponto PT-3 ($\bar{x} = 29,8^{\circ}\text{C} \pm 2,13$) (FIGURA 5.6a). O período chuvoso caracterizou-se por maior variação e por valores mais elevados, principalmente nos pontos da região litorânea. O ponto PT-1 seguido do ponto PT-3 registraram a maior variação térmica da estação chuvosa (CV=7,2% e CV=7,1%, respectivamente). No período seco ocorreram as menores temperaturas e variações térmicas do período. A menor temperatura média foi no ponto PT-5 ($\bar{x} = 27,8^{\circ}\text{C}$) e o ponto PT-6 apresentou menor variação ao longo da estação seca (CV=1,1%). Houve tendência de maiores temperaturas na região litorânea do reservatório (PT-1; PT-2; PT-3; PT-6 e PT-7), associada à menor profundidade. Diniz (2005), analisando o reservatório Epitácio Pessoa - PB evidenciou este mesmo padrão, associando as altas temperaturas dos pontos de margens a pouca profundidade.

Na região litorânea, devido à presença de macrófitas aquáticas, ocorre redução acentuada dos efeitos dos ventos, tornando-se uma região com pouca circulação de água e com excelentes condições de armazenamento de calor (WETZEL, 2001). A temperatura apresentou correlação negativa e significativa com a velocidade do vento no período chuvoso ($r=-0,59$; $p<0,05$). A baixa variabilidade térmica nas estações de amostragem reflete-se na ausência de variações significativas ($p>0,05$) espaço-temporais da temperatura entre as épocas seca e de chuvas.

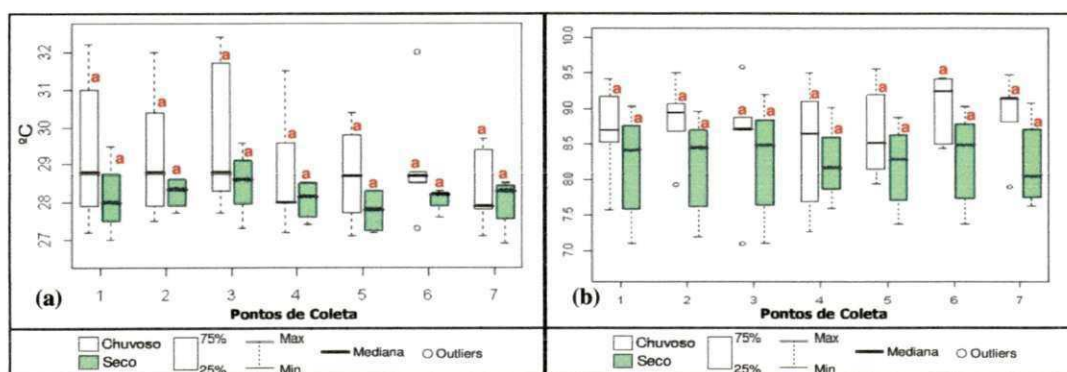


Figura 5.6 – Variação espacial e temporal da **Temperatura** (a) e Variação espacial e temporal do **pH** (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p<0,05$) entre o período chuvoso e seco.

A Figura 5.6b apresenta a dinâmica do pH no período chuvoso quanto e no seco: as águas mantiverem-se em média acima de 8,0 em todas as estações de amostragem, apresentando tendência ao pH básico. De uma forma geral a maior variação do pH ocorreu na estação seca e no ponto PT-3 ($CV=9,7\%$), entrada de um dos principais tributários. O período chuvoso caracterizou por apresentar maiores valores de pH ($\bar{x}=9,0$ PT-6). Este comportamento está associado a maior biomassa algal representada pelos valores de clorofila "a", e as altas temperaturas que foram superiores no período chuvoso (Figura 5.6a e 5.14a). A elevada biomassa algal representa elevada taxa fotossintética, refletindo-se na elevação do pH, uma vez que ocorre a redução dos níveis de gás carbônico, ocasionando assim a oscilação do pH (MARGALEF, 1983). Esta mesma situação foi verificada por Pereira (2003) e Lima (2004), que associaram a elevação do pH ao florescimento de cianobactérias em alguns reservatórios do Rio Tietê - SP. A associação de valores elevados de pH, temperatura e biomassa fitoplanctônica foi observada também por Ceballos (1995)

estudando o reservatório Epitácio Pessoa-PB, Datsenko (1999a) em quatro reservatórios da bacia do rio Curú-CE e Lins (2006) analisando a barragem de Acauã-PB, entre outros autores. O açude Acarape do Meio não apresentou variação espaço-temporal significativa ($p > 0,05$) para o pH.

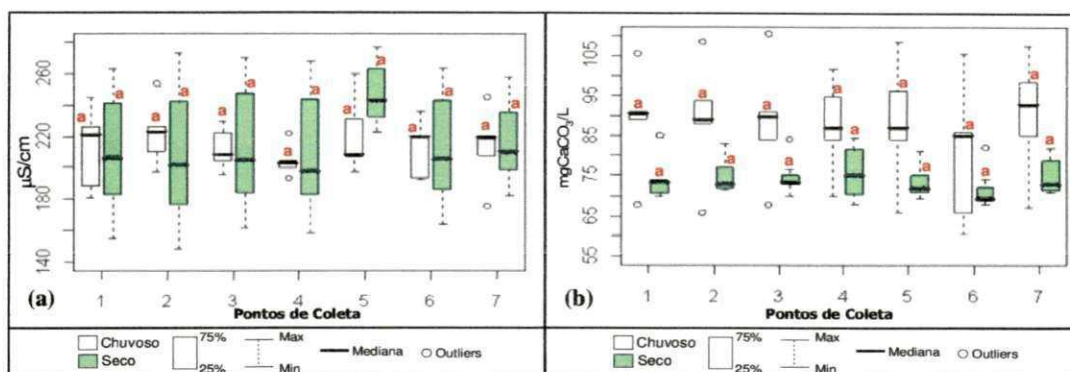


Figura 5.7 – Variação espacial e temporal da **Condutividade Elétrica** (a) e Variação espacial e temporal da **Alcalinidade Total** (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.

Apesar da condutividade elétrica ser influenciada diretamente pelo volume do reservatório, não foram verificadas diferenças sazonais e espaciais significativa ($p > 0,05$). Houve aumento progressivo dos valores no período seco, associado diretamente à redução do volume de água no reservatório e das precipitações pluviométrica ocasionando uma aumento das concentração de sais dissolvidos, refletindo-se diretamente no aumento dessa variável ($\bar{x} = 209 \mu\text{S/cm}$; $DP = 46,64$ PT-2) (Figura 5.7a). Comportamento semelhante foi verificado por Antonello (2006) no reservatório Boa Esperança-PI e Diniz (2005) em açudes paraibanos. A condutividade elétrica nos reservatórios nordestinos é de um modo geral elevada, demonstrando o quanto estes ambientes são vulneráveis à salinização (ESTEVES, 1998). Para esta característica, além da concentração dos sais devido ao intenso processo de evaporação registrado no semi-árido nordestino as águas afluentes aos reservatórios a partir do escoamento superficial contribuem para elevação da condutividade elétrica. Molle *et al.* (1989), analisando solos cálcicos na bacia do rio Taperoá - PB, concluíram que a água da chuva após escoamento superficial, tem sua concentração salina aumentada em até quatro vezes.

Os resultados no açude Acarape do Meio, não só corroboram com os trabalhos acima, como reforça a hipótese de que os açudes do semi-árido nordestino estão sujeitos a grandes variações anuais de volumes, sendo este fato

um dos principais reguladores dos processos ecológicos nesses ecossistemas (BARBOSA, 2002).

Com relação a capacidade de tamponamento do reservatório, determinada pelas concentrações de alcalinidade total, não foram registradas diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) espaço-temporalmente (Figura 5.7b). Os maiores valores e variação foram registrados no período chuvoso ($\bar{x} = 90$ mgCaCO₃/L PT-7 e CV=22,4% PT-6, respectivamente). No período seco os valores estiveram bastante próximos em todas as estações de amostragem, variando de $\bar{x} = 72$ mgCaCO₃/L PT-1 a $\bar{x} = 76$ mgCaCO₃/L PT-4. Por manter-se em maiores concentrações nos meses chuvosos, fez com que o pH tivesse menor variação, sendo superior na estação seca (Figura 5.6b).

A alcalinidade apresentou correlação positiva com pH em ambas as estações climáticas ($r = 0,46$; $p < 0,05$ – chuvoso e $r = 0,59$; $p < 0,05$ – seco). Essa dinâmica foi observada por Diniz (2005) nos açudes Epitácio Pessoa e Bodocongó, na Paraíba. A partir dos valores de pH, em média inferior a 9,0, evidencia-se que a concentração de alcalinidade total foi praticamente idêntica a de bicarbonatos, porque a faixa de pH favoreceu a predominância de bicarbonatos (WETZEL, 1999; ESTEVES, 1998). Leprun (1983), estudou as características físicas e químicas de 304 reservatórios nordestinos da região semi-árida do embasamento cristalino e constatou que o íon bicarbonato era-predominante.

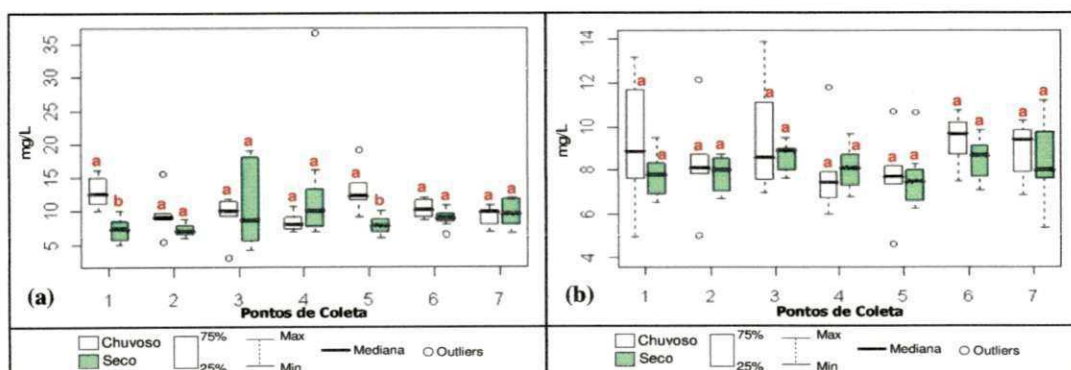


Figura 5.8 – Variação espacial e temporal da DBO₅ (a) e Variação espacial e temporal do Oxigênio Dissolvido (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período

Com relação ao teor de matéria orgânica biodegradável (DBO₅), de um modo geral, as maiores concentrações foram registradas no período chuvoso ($\bar{x} = 13$ mg/L PT-1 e PT-5). Com relação à variação espacial os maiores valores ocorreram

nos pontos de margem, com destaque para PT-1, PT-2 e PT-3, de entrada dos tributários principais, que contribuem no período chuvoso com matéria orgânica das áreas de drenagem. Nesse período se observaram as maiores concentrações de DBO_5 (16 mg/L PT-1 e PT-2 e 12 mg/L PT-3). Os pontos PT-1 e PT-5, que no período chuvoso apresentaram as maiores concentrações, na estação seca tiveram os menores valores (\bar{x} = 7 mg/L PT-1 e \bar{x} = 8 mg/L PT-2). Nesse período foram registradas as maiores variações dessa variável (CV = 63,6% PT-3 e CV=78,5% PT-4). O maior valor de DBO_5 ao longo de todo período de estudo foi medido na estação seca no ponto PT-3, (DBO_5 = 19 mg/L) (Figuras 5.8a). A DBO_5 nos meses chuvosos apresentou correlação negativa com a transparência de Secchi ($r=-0,51$; $p<0,05$). Com relação à variação sazonal apenas os pontos PT-1 e PT-5 apresentaram diferenças significativas ($p<0,05$). Já em relação a variação espacial o ponto PT-4, localizado na região pelágica do reservatório, foi significativamente diferente dos pontos PT-5, PT-6 e PT-7 no período chuvoso, não apresentando variação na estação seca. Comportamento semelhante foi verificado por Ceballos (1995), analisando três reservatórios no estado da Paraíba, sendo dois de pequeno porte (Açudes Velho e Bodocongó) e um de grande porte (açude Boqueirão). As sete estações de amostragem apresentaram boa oxigenação, com medianas próximas ou superiores a 8 mg/L. Este comportamento foi observado em ambas às estações climáticas e tanto nos pontos da região litorânea quanto limnética (Figura 5.8b). O oxigênio dissolvido não apresentou diferenças espaço-temporal estatisticamente significativas ($p>0,05$). De um modo geral o manancial teve os maiores valores de OD no período chuvoso. Houve correlação positiva e significativa com clorofila "a" ($r=-0,30$; $p<0,05$). Provavelmente a localização dos pontos de amostragem em zonas sem proteção dos ventos, permitiram a turbulência da água e, em consequência, a aeração da camada superficial. Outro fator é o processo fotossintético mais intenso associado à elevação da temperatura, característico do período chuvoso (Figura 5.6a). Esteves (1998) considera que em ambientes aquáticos, as principais fontes de oxigênio são as atividades fotossintéticas das algas e macrófitas associadas à difusão e à turbulência. Por outro lado, as perdas podem ocorrer pela degradação da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidações químicas (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Este mesmo comportamento do OD foi verificado por Lins (2006) no

reservatório Acauã-PB. Fontenele & Santaella (2000), analisando o açude Pacoti-CE, observaram valores de até 10 mg/L no epilímnio, atribuindo essa elevada concentração aos ventos e aos processos fotossintéticos. A saturação de oxigênio não representa obrigatoriamente condições de equilíbrio do ecossistema, pois ambientes em estado avançado de eutrofização, normalmente apresentam altas taxas de oxigenação durante o período luminoso, e redução drásticas nos períodos noturnos, o ocorre apenas os processos de respiração (MARGALEF, 1983).

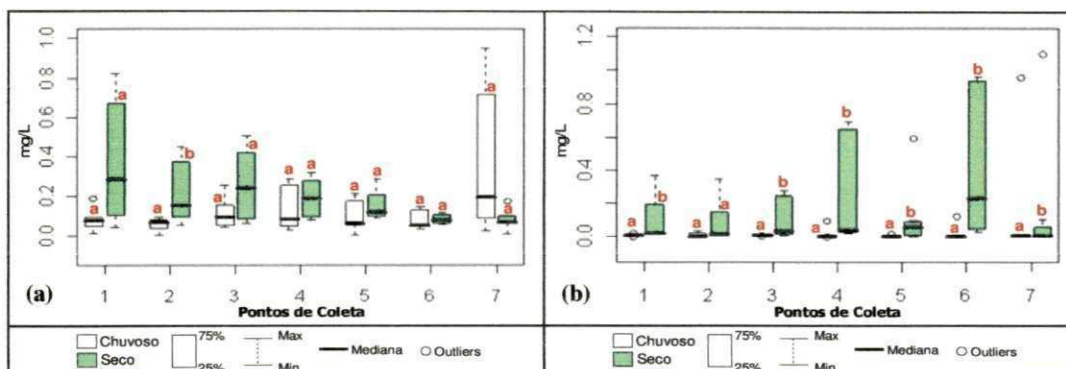


Figura 5.9 – Variação espacial e temporal do **Nitrogênio Amoniacal Total** (a) e Variação espacial e temporal de **Nitrito** (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de “Box Plot” representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.

As maiores concentrações de nitrogênio amoniacal total foram registradas no período seco ($\bar{x} = 0,085$ mg/L PT-7 a $\bar{x} = 0,387$ mg/L PT-1) e no período chuvoso variou de $\bar{x} = 0,068$ mg/L PT-5 a $\bar{x} = 0,397$ mg/L PT-7 (Figura 5.9a). De uma forma geral as maiores variações foram verificadas na estação seca (CV=84,9% PT-1). A menor concentração desta variável no período chuvoso, esta associada à elevada oxigenação do manancial nessa época climática, e o nitrogênio na sua forma reduzida pode ser rapidamente oxidado para nitrato, expresso numa correlação negativa estatisticamente significativa entre N-amoniacal e OD ($r = -0,43$; $p < 0,05$) (Figura 5.14). Foi verificada variação sazonal significativa apenas na estação PT-2 ($p < 0,05$), sem variações espaciais significativas ($p > 0,05$). Antonello (2006) analisando a variação sazonal e espacial de variáveis limnológicas no reservatório de Boas Esperança-PI, constatou que as maiores concentrações do nitrogênio amoniacal total ocorreram nos meses de julho e outubro mesmo padrão sazonal verificado no açude Acarape do Meio-CE. Segundo Panosso (1993), valores mais elevados de nutrientes nos períodos de menor nível d'água, em sistemas com fortes pulsos hidrológicos, estão relacionados a efeitos de concentração associados à

redução do volume de água, fenômeno que pode ser denominado de *evapoconcentração*, expressão empregada por Hamilton & Lewis (1990).

O nitrito apresentou o mesmo padrão sazonal que nitrogênio amoniacal total, com as maiores concentrações no período seco (\bar{x} = 0,055 mg/L PT-5 a \bar{x} = 0,441 mg/L PT-6), no período chuvoso de \bar{x} = 0,004 mg/L PT-3 a \bar{x} = 0,193 mg/L (Figura 5.9b). A maior variação foi registrada nos meses secos (CV=231,4% PT-7). Com relação a variação sazonal todos os pontos de amostragem, com exceção do ponto PT-2, apresentaram variação significativa ($p < 0,05$), não sendo verificadas variações espaciais estatisticamente significativas ($p > 0,05$). Vilar (2009) analisando quatro reservatórios em cascata localizados no Cariri Paraibano observou as maiores concentrações médias de nitrito no período seco, mesmo padrão verificado no presente estudo.

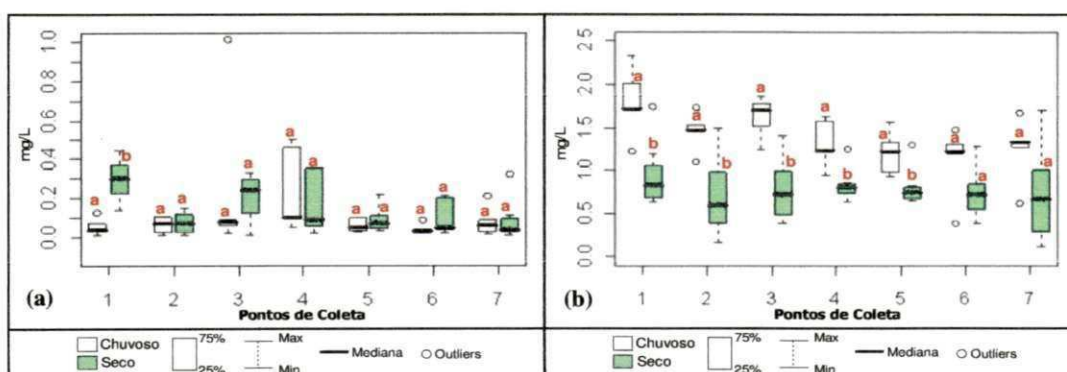


Figura 5.10– Variação espacial e temporal de **Nitrato** (a) e Variação espacial e temporal do **Nitrogênio Orgânico** (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de “Box Plot” representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.

O nitrato foi a forma de nitrogênio predominante ao longo do período chuvoso, com variação de \bar{x} = 0,039 mg/L PT-6 a \bar{x} = 0,254 mg/L PT-3, porém as maiores concentrações foram registradas nos meses secos, (\bar{x} = 0,074mg/L PT-2 a \bar{x} = 0,294 mg/L PT-1) (Figura 5.10a). Com exceção do ponto PT-1 nenhuma outra estação de amostragem apresentou diferenças sazonais ($p > 0,05$) e não sendo possível estabelecer padrão definido de distribuição horizontal. As menores concentrações no período chuvoso provavelmente associadas à diluição. Comportamento semelhante foi verificado por Ceballos (1995) no açude Boqueirão e por Vilar (2009) no açude Roque, ambos localizados na Paraíba. Antonello (2006) encontrou este mesmo padrão sazonal do nitrato no reservatório Boa Esperança, localizado no Piauí.

A importância das formas nitrogenadas no processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos tem sido discutida por muitos pesquisadores (FORSBERG, 1981; VOLLENWEIDER, 1981; ESTEVES, 1998; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Os nutrientes podem ser de origem natural, proveniente da decomposição da matéria orgânica presentes no corpo aquático ou artificial produtos das ações antropogênicas (desmatamento, pastagem e cultivo extensivo, disposição de dejetos) que aumentam o transporte de nutrientes, principalmente nitrogênio na sua forma orgânica do ambiente terrestre para o aquático (SCHAFER, 1985).

No açude Acarape do Meio, foram registradas as maiores concentrações de nitrogênio orgânico no período chuvoso, variando de $\bar{x} = 1,12$ mg/L PT-6 a $\bar{x} = 1,80$ mg/L PT-1 e nos meses secos de $\bar{x} = 0,71$ mg/L PT-2 a $\bar{x} = 0,95$ mg/L PT-1. A maior variação ocorreu no período seco (CV=79,3% PT-7) (Figura 5.10b). Os pontos PT-6 e PT-7 foram os únicos que não apresentaram variação sazonal significativa ($p > 0,05$), não sendo registrada variação estatisticamente significativa entre as estações de amostragem ($p > 0,05$). Houve correlação negativa e significativa com a transparência de Secchi na estação chuvosa ($r = -0,44$; $p < 0,05$), este fato está provavelmente associado ao carregamento de material orgânico para o reservatório neste período climático, refletindo-se na menor transparência da água (Figuras 5.5). Ocorreu correlação também significativa com o nitrogênio amoniacal total ($r = -0,35$; $p < 0,05$), este fato correlacionado aos elevados níveis de oxigenação do manancial, reflete no intenso processo de oxidação desta forma de nitrogênio (DOWNING *et al.*, 1999) Estes processos oxidativos têm influência direta na distribuição espacial desta variável, sendo registrada as maiores concentrações nos pontos de entrada dos tributários principais (PT-1, PT-2 e PT-3), ocorrendo uma progressiva redução em direção aos pontos de saída do reservatório (PT-6 e PT-7).

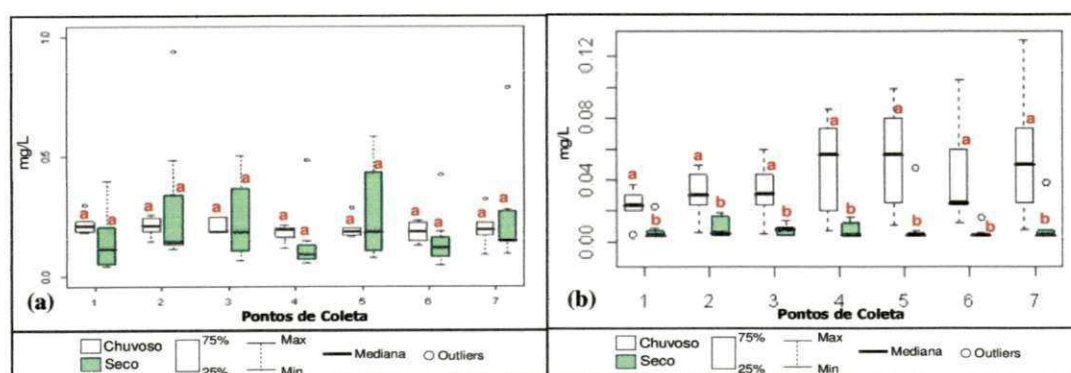


Figura 5.11– Variação espacial e temporal do **Fósforo Total** (a) e Variação espacial e temporal do **Ortofosfato Solúvel** (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.

O fósforo é um dos elementos de grande importância nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e estruturação da membrana celular. Mundialmente, a entrada de fósforo nos corpos aquáticos aumentou de forma considerável a partir da II Guerra Mundial, como consequência do intenso uso de adubos químicos e detergentes não biodegradáveis (THORNTON & RAST, 1993; ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2005).

Os resultados obtidos para o fósforo total demonstram que de uma forma geral as maiores concentrações foram registradas no período chuvoso, variando de $\bar{x} = 0,179$ mg/L PT-4 a $\bar{x} = 0,225$ mg/L PT-1 e nos meses secos houve uma variação de $\bar{x} = 0,150$ mg/L PT-4 a $\bar{x} = 0,308$ mg/L PT-2 (Figura 5.11a). As maiores variações foram registradas no período seco com destaque para um dos pontos centrais (CV=101% PT-4). Não foram identificadas diferenças espaço-temporal estatisticamente significativas ($p > 0,05$). Pode-se verificar a influência dos tributários principais com relação ao aporte de fósforo total, no período chuvoso, a partir dos valores registrados nestes pontos de amostragem ($\bar{x} = 0,225$ mg/L PT-1; $\bar{x} = 0,211$ mg/L PT-2 e $\bar{x} = 0,214$ mg/L PT-3).

Todas as formas de fósforo presentes nas águas naturais são importantes, porém do ponto de vista limnológico o ortofosfato (PO_4^{3-}) é a fração que assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (WETZEL, 2001; ESTEVES, 1998).

As maiores concentrações foram registradas no período chuvoso variando de $\bar{x} = 0,023$ mg/L PT-1 a $\bar{x} = 0,057$ mg/L PT-6 e nos meses secos houve uma variação de $\bar{x} = 0,006$ mg/L PT-6 a $\bar{x} = 0,011$ mg/L PT-5. As maiores variações ocorreram também na estação chuvosa (CV=83,9% PT-6). Na Figura 5.11b pode-se evidenciar oscilações mensais, seguindo um padrão sazonal com concentrações mais elevadas nos meses chuvosos e quentes, seguido de decréscimo acentuado durante todo o período seco e com temperaturas um pouco menor. Houve uma maior concentração de ortofosfato nos pontos da região limnética (PT-4 $\bar{x} = 0,049$ mg/L e PT-5 $\bar{x} = 0,054$ mg/L). Pode-se verificar uma grande influência das condições climatológicas na dinâmica desta variável, todos os pontos de amostragem apresentaram variação sazonal estatisticamente significativa ($p < 0,05$), porém não foi

observado variação espacial significativa ($p>0,05$). Barbosa (2002), analisando a dinâmica de variáveis limnológicas no açude Taperoá II, localizado no estado da Paraíba, verificou um padrão sazonal semelhante ao registrado no açude Acarape do Meio-CE.

5.2 Análise sazonal das variáveis bióticas amostradas em diferentes pontos do reservatório

As Tabelas 5.4 e 5.5 apresentam a estatística descritiva das variáveis bióticas analisadas no referido presente estudo.

Tabela 5.4 (a) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no Açude Acarape do Meio no período chuvoso (janeiro a maio/2008)

	Clor "a" ($\mu\text{g/L}$)	Feof "a" ($\mu\text{g/L}$)	CTT NMP/100mL	<i>E. coli</i> NMP/100ML	Ciano cel/mL
N	5	5	5	5	5
Mínimo	59	2	<1,8	<1,8	508830
Máximo	129	97	170	170	735060
PT-1 Média	94	27	47	47	611816
Mediana	91	7	8	8	601686
DP	26,44	40,03	82,51	82,51	117257,10
CV (%)	28,2	146,1	177,4	177,4	19,2
N	5	5	5	5	5
Mínimo	67	<LQ	<1,8	<1,8	375975
Máximo	108	97	23	23	631904
PT-2 Média	87	22	9	8	466192
Mediana	80	4	8	4	428445
DP	16,85	42,18	8,46	8,76	114157,17
CV (%)	19,4	195,3	94,0	106,8	24,5
N	5	5	5	5	5
Mínimo	81	<LQ	<1,8	<1,8	248198
Máximo	116	79	23	23	546645
PT-3 Média	103	18	13	12	432145
Mediana	105	3	12	12	501592
DP	13,06	34,15	8,81	9,50	160887,51
CV (%)	12,7	189,7	69,1	77,6	37,2
N	5	5	5	5	5
Mínimo	67	<LQ	<1,8	<1,8	273096
Máximo	84	113	23	23	1110552
PT-4 Média	76	25	7	7	655369
Mediana	74	2	3	3	582459
DP	7,47	49,37	10,59	10,59	423461,91
CV (%)	9,9	199,1	146,1	146,1	64,6
N	5	5	5	5	5
Mínimo	64	<LQ	<1,8	<1,8	303253
Máximo	83	103	110	110	514796
PT-5 Média	73	23	29	29	425494
Mediana	72	2	3	3	420241
DP	7,64	44,94	54,02	54,02	83621,85
CV (%)	10,4	197,1	186,3	186,3	19,7

Tabela 5.4 (b) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no Açude Acarape do Meio no período chuvoso (janeiro a maio/2008) continuação.

	Clor "a" (µg/L)	Feof "a" (µg/L)	CTT NMP/100mL	<i>E. coli</i> NMP/100ML	Ciano cel/mL
N	5	5	5	5	5
Mínimo	63	<LQ	<1,8	<1,8	398684
Máximo	121	107	50	22	748592
Média	86	25	16	8	543849
Mediana	85	2	6	4	484270
DP	22,30	46,24	22,80	9,38	182403,65
CV (%)	26,0	182,0	142,5	117,3	33,5
N	5	5	5	5	5
Mínimo	60	<LQ	<1,8	<1,8	312145
Máximo	78	85	130	130	659943
Média	72	19	32	39	474110
Mediana	76	3	8	2	515615
DP	7,31	37,15	55,23	61,80	140141,33
CV (%)	10,1	199,7	170,5	160,5	29,6

Tabela 5.5 (a) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no Açude Acarape do Meio no período seco (junho a dezembro/2008)

	Clor "a" (µg/L)	Feof "a" (µg/L)	CTT NMP/100mL	<i>E. coli</i> NMP/100ML	Ciano cel/mL
N	7	7	7	7	7
Mínimo	18	2	<1,8	<1,8	110694
Máximo	42	5	13	<1,8	564150
Média	27	3	2	<1,8	306172
Mediana	25	3	2	<1,8	243672
DP	8,42	2,21	7,51	-	233098,83
CV (%)	31,2	71,4	375,3	-	76,1
N	7	7	7	7	7
Mínimo	20	1	<1,8	<1,8	151000
Máximo	48	13	11	4	480189
Média	31	6	5	<1,8	283218
Mediana	29	4	4	<1,8	250841
DP	9,87	6,11	5,57	-	140785,00
CV (%)	31,4	105,3	111,4	-	49,7
N	7	7	7	7	7
Mínimo	22	0	<1,8	<1,8	120139
Máximo	254	2	4	2	621786
Média	69	1	<1,8	<1,8	302927
Mediana	44	1	<1,8	<1,8	234891
DP	82,81	1,73	-	-	233375,04
CV (%)	120,7	141,4	-	-	77,0
N	7	7	7	7	7
Mínimo	19	2	<1,8	<1,8	120564
Máximo	49	3	130	2	591764
Média	31	2	46	<1,8	307962

Mediana	29	2	8	<1,8	259759
DP	10,87	0,49	72,86	-	227195,01
CV (%)	35,5	20,8	158,4	-	73,8

Tabela 5.5 (b) – Estatística descritiva das variáveis amostradas mensalmente no Açude Acarape do Meio no período seco (junho a dezembro/2008)

	Clor "a" (µg/L)	Feof "a" (µg/L)	CTT NMP/100mL	<i>E. coli</i> NMP/100ML	Ciano cel/mL
N	7	7	7	7	7
Mínimo	19	1	<1,8	<1,8	64981
Máximo	49	12	23	<1,8	455353
PT-5 Média	34	6	11	<1,8	259196
Mediana	36	6	11	<1,8	258225
DP	11,51	5,37	11,50	-	176994,58
CV (%)	33,5	87,0	101,5	-	68,3
N	7	7	7	7	7
Mínimo	14	0	<1,8	<1,8	54966
Máximo	42	5	2	<1,8	450097
PT-6 Média	26	3	<1,8	<1,8	252911
Mediana	25	3	<1,8	<1,8	253290
DP	10,02	2,50	-	-	217190,03
CV (%)	38,2	98,2	-	-	85,9
N	7	7	7	7	7
Mínimo	11	1	<1,8	<1,8	51546
Máximo	33	3	17	<1,8	409874
PT-7 Média	24	2	9	<1,8	224813
Mediana	26	2	8	<1,8	218916
DP	7,55	1,00	5,16	-	157686,48
CV (%)	31,5	50,0	54,5	-	70,1

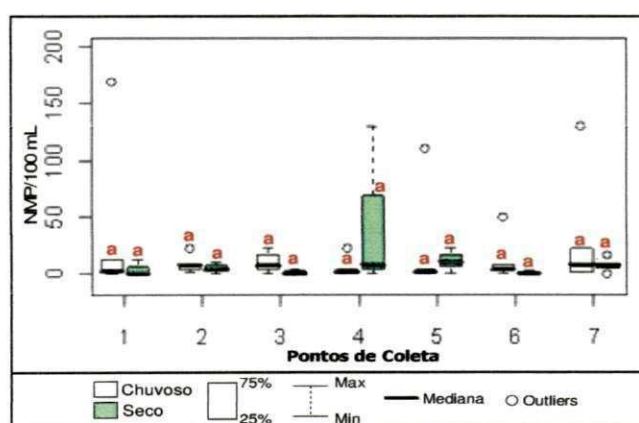


Figura 5.12 – Variação espacial e temporal de **Coliformes Termotolerantes** no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.

A avaliação de microrganismos indicadores de contaminação fecal em sistemas aquáticos destinados a usos múltiplos é fundamental para se conhecer

aspectos sanitários, impor limites de utilização das águas brutas e planejar as estratégias de manejo, desenvolvendo medidas de preservação e conservação (CEBALLOS, 1995).

Os coliformes termotolerantes estiveram em concentrações baixas, as mais altas ocorreram nos meses chuvosos, variando de $\bar{x} = 7$ NMP/100mL PT-4 a $\bar{x} = 47$ NMP/100mL PT-1 e no período seco apresentou variação de $\bar{x} = <1,8$ NMP/100mL PT-3 a $\bar{x} = 46$ NMP/100mL PT-4 (Figura 5.12). De um modo geral, os valores mais elevados foram registrados nos pontos de margem, sendo o ponto PT-1 o de maior contaminação. Esta distribuição de coliformes termotolerantes (maiores concentrações nas margens que no centro) é característica de reservatórios que sofrem efeito de descargas nas margens por eventos de chuvas e/ou por atividades antrópicas, e que tem estes pulsos poluidores atenuados pela distância entre o ponto de descarga e o centro, fator intensificado nas regiões tropicais pelo efeito das altas temperaturas no decréscimo bacteriano (BAHLAOU *et al*, 1998).

A presença de microrganismos indicadores de contaminação foi muito baixa ao longo de todo o estudo. Esses valores baixos se podem relacionar com a sua morte causada pelas condições geradas no ambiente eutrofico. Ocorre ação sinérgica dos efeitos do alto pH, da elevada luminosidade associada às altas taxas de fotossínteses e por tanto às elevadas concentrações de oxigênio dissolvido que sob a intensa luz solar formam radicais livres, e todos esses fatores provocam o decréscimo de coliformes (KAPUSCINSKI E MITCHELL, 1983; STANIER *et al*, 1969; CEBALLOS, 1995). Estudos em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos com altos valores de coliformes fecais no esgoto bruto confirmam o efeito dos fatores ambientais extremos sobre essas bactérias (SILVA & MARA, 1979). Nesse contexto, não foram identificadas variações espaço-temporal estatisticamente significativas ($p > 0,05$). Importantes correlações que corroboram os efeitos bactericidas de alguns fatores ambientes são as correlações negativas e significativas com o oxigênio dissolvido ($r = -0,43$; $p < 0,05$) e pH ($r = -0,34$; $p < 0,05$). Os valores elevados de pH, com e média em torno de 9,0 sugerem efeito bactericida assim como os valores de oxigênio dissolvido.

As menores concentrações de coliformes termotolerantes durante o período de estiagem pode estar associado ao efeito bactericida da luz solar (KAPUSCINSKI & MITCHELL, 1983). Este efeito vem sendo estudado há bastante

tempo: Stanier *et al.* (1979) observaram o efeito sinérgico da luz solar com o oxigênio dissolvido e pH sobre o decaimento bacteriano, pela produção de radicais livres e superóxidos, WEGELIN *et al.* (1998) demonstraram a sinergia dos efeitos da temperatura elevada e exposição a luz solar na inativação de bactérias do grupo coliforme para a purificação de água pro luz solar, e permitindo a técnica SODIS. A ação microbicida da luz solar tem dois fatores determinantes: a radiação ultravioleta, que atinge os ácidos nucléicos e promove reações fotoquímicas de efeito microbicida e à radiação infravermelha que eleva a temperatura da água (DANIEL *et al.*, 2001). O efeito simultâneo de ambas pode gerar condições ótimas para a desinfecção (BRANDÃO *et al.*, 2000). Diversos autores citam que o efeito bactericida da radiação solar na água é influenciado pela concentração de oxigênio dissolvido (CURTIS *et al.*, 1992; GOURMELON *et al.*, 1994; REED, 1997). A reação do oxigênio molecular com a radiação solar produz espécies reativas como superóxidos (O_2), peróxidos de hidrogênio (H_2O_2), e radicais hidroxilas (OH^\cdot), que tem um alto poder oxidativo, reagindo muito rápido com quase todos os tipos de moléculas das células vivas (KAUFMAN *et al.*, 2003).

Estudos realizados por Parhard & Rao (1974), observaram que pH em torno de 9,0 obtido naturalmente pelo processo fotossintético ou artificialmente com álcalis, produzem decaimento acentuado de *Escherichia coli*. Bahlaoui *et al.* (1998), observaram a influência de fatores ambientais na concentração bactérias indicadoras de contaminação fecal em sistemas de lagoas de estabilização de alta taxa de oxidação com a ação simultânea de pH, radiação solar, temperatura, oxigênio dissolvido e clorofila e demonstraram que em ambientes aquáticos complexos, os fatores que afetam a ecologia destas bactérias estão inter relacionados e sua importância relativa pode variar de acordo com a localização, com as estações do ano e de ano para ano.

A partir das análises qualitativas das amostras destinadas a identificação das cianobactérias presentes no açude Acarape do Meio, foram identificados 9 táxons, distribuídos em 3 ordens, 5 famílias e 9 gêneros, conforme apresentado na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Táxons registrados nas análises qualitativas e quantitativas de amostras do açude Acarape do Meio - CE, no período de Jan/08 a Dez/08.

CYANOPHYCEAE

Chroococcales

Merismopediaceae

Aphanocapsa spp.

Merismopedia spp.

Snowella cf atomus

Nostocales

Nostocaceae

Cylindrospermopsis raciborskii

Oscillatoriales

Pseudanabaenaceae

Geitlerinema spp.

Planctolyngbya spp.

Pseudoanabaena spp1.

Pseudoanabaena spp2.

Phormidiaceae

Planktothrix agardhi

A partir da análise dos gêneros e espécies identificadas, pode-se verificar que os táxons encontrados são comuns de regiões tropicais (KOMÁREK, 2003). Grande parte dos táxons são encontrados em elevadas densidades em muitos ecossistemas aquáticos localizados no Brasil, com destaque para regiões semi-áridas do nordeste (MINILLO, 2005; COSTA *et al.*, 2006b; CHELLAPPA *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2009). Como observado na Tabela 5.6, o grupo das Oscillatoriales com a família das Pseudanabaenaceae e o grupo das Chroococcales com Merismopediaceae, foram às ordens que apresentaram os maiores números de

espécies (33% cada), seguido do grupo das Nostocales (11%) e Phormidiaceae (11%).

Apesar da classe das cianobactérias ter apresentado espécies pertencentes a três ordens, no período de janeiro a dezembro de 2008, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente com sua densidade acima de 50% de dominância em aproximadamente 8 meses, principalmente os chuvosos, em 5 estações de amostragem, com exceção apenas do ponto da região pelágica (PT-4 e PT-5), nos quais a referida espécie esteve em dominância em apenas 7 meses ao longo do monitoramento. A *Planktothrix agardhii* apresentou dominância nos meses de setembro e outubro, em todas as estações de amostragem. Deve-se destacar que apenas as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* foram as únicas que apresentaram 100% de frequência em todos os pontos de estudo (Figura 5.13a e 5.13b).

Com relação a influência sazonal na riqueza de espécies, observa-se que a *Planctolyngbya spp.* esteve presente exclusivamente no período chuvoso, em pelo menos um mês da estação chuvosa esta espécie esteve presente nas estações de amostragem, com exceção do ponto PT-4 que não foi identificada em nenhuma campanha. A *Aphanocapsa spp.* esteve presente apenas no mês de setembro (período seco), restringindo-se aos pontos da região litorânea (PT-1 e PT-2). Quanto a *Snowella cf atomus*, sua presença foi registrada apenas na estação seca, nos meses de junho e julho, houve identificação para esta espécie apenas nos pontos PT-1 e PT-4. Quanto às outras espécies identificadas não houve influência sazonal significativa. Os meses chuvosos apresentaram uma maior riqueza de espécies quando comparado ao período seco.

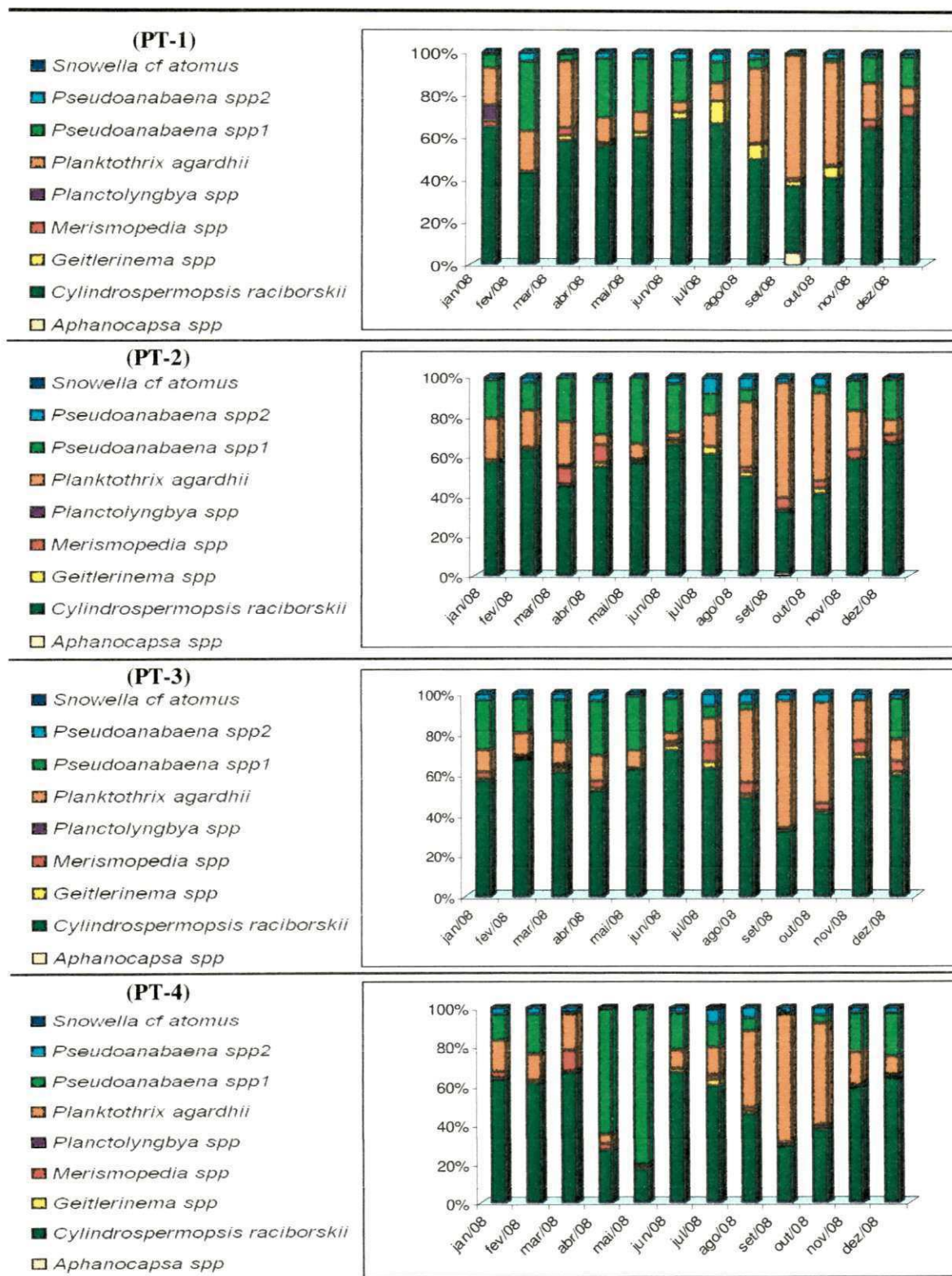


Figura 5.13 (a) – Percentagem de distribuição dos principais grupos de Cianobactérias encontradas no período de jan/08 a dez/08 no açude Acarape do Meio - CE.

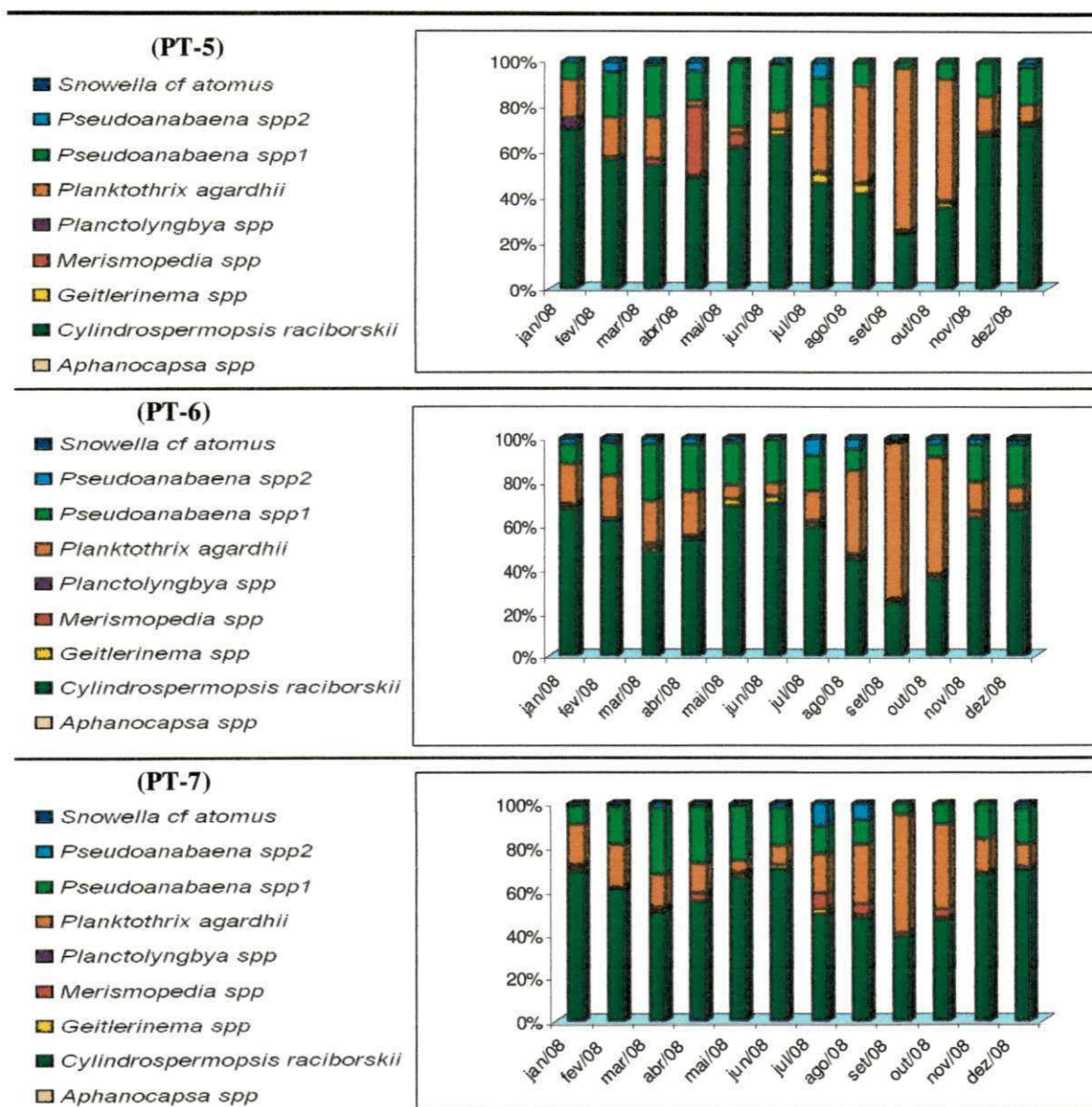


Figura 5.13 (b) – Percentagem de distribuição dos principais grupos de Cianobactérias encontradas no período de jan/08 a dez/08.

No que se refere ao aspecto quantitativo, não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) e no tocante a diferenças sazonais apenas o ponto PT-7 apresentou variação significativa ($p < 0,05$) (Figura 5.14). Pode-se verificar que o reservatório apresentou alta variabilidade temporal em relação à densidade total de cianobactérias, apresentando altas concentrações ao longo de todo o estudo.

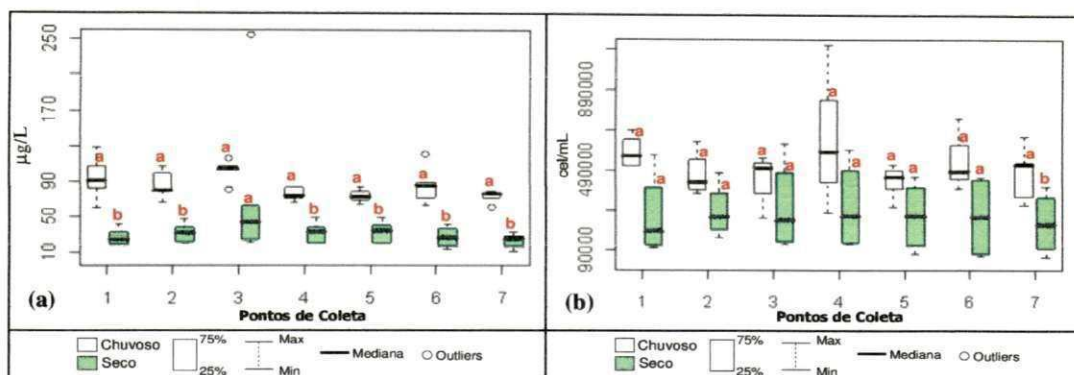


Figura 5.14 – Variação espacial e temporal de **Clorofila "a"** (a) e Variação espacial e temporal do número de **Cianobactérias** (b) no período de Jan/08 a Dez/08. Teste estatístico de Mann-Whitney, letras diferentes acima de cada par de "Box Plot" representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o período chuvoso e seco.

Apesar da variação sazonal ser significativa apenas para o PT-7, pode-se verificar a forte influência das chuvas na dinâmica das cianobactérias. Em todos os pontos de amostragem as maiores densidades foram registradas nos meses chuvoso, apresentando uma variação de 250.430 cel/mL PT-3 (Fev/08) a 1.110.552 cel/mL PT-4 (Maio/08), ocorrendo dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (67,4%) e *Pseudoanabaena spp1*. (80,3%), respectivamente. A *Cylindrospermopsis raciborskii* foi a espécie que apresentou maior dominância entres os táxon identificados, na estação chuvosa variou de 45% (200.790 cel/mL-Mar/08-PT-2) a 69,9% (293.715 cel/mL-Jan/08-PT-5). Neste período a densidade total de cianobactérias apresentou correlação negativa ($r = -0,45$; $p < 0,05$) e positiva ($r = 0,37$; $p < 0,05$) com o fósforo orgânico.

O período seco foi marcado pelas menores concentrações de cianobactérias, ocorrendo uma variação de 54.966 cel/mL (Set/08-PT-6) a 621.786 cel/mL (Dez/08-PT3), ocorrendo dominância de *Planktothrix agardhii* (71,4%) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (59,4%), respectivamente. Assim com nos meses chuvosos, na estação seca a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi a que apresentou maior dominância em todos os pontos de amostragem, dominando em 66,6% do período, sempre ocorrendo alternância de dominância com a *Planktothrix agardhii*, em 33,3% dos meses secos essa espécie apresentou maior densidade. A densidade total de cianobactérias mostrou-se positivamente correlacionada com a temperatura ($r = 0,46$; $p < 0,05$), pH ($r = 0,81$; $p < 0,05$), alcalinidade total ($r = 0,48$; $p < 0,05$), oxigênio dissolvido ($r = 0,64$; $p < 0,05$), nitrogênio total Kjeldahl ($r = 0,63$; $p < 0,05$) e ortofosfato solúvel ($r = 0,52$; $p < 0,05$) e negativamente correlacionada com a

transparência ($r = -0,92$; $p < 0,05$), velocidade do vento ($r = -0,50$; $p < 0,05$), condutividade elétrica ($r = -0,56$; $p < 0,05$), nitrato ($r = -0,65$; $p < 0,05$).

A biomassa algal, representa pelos teores de clorofila "a", não apresentou variação espacial estatisticamente significativa ($p > 0,05$) ao longo do estudo, porém quanto a variação sazonal em todos os pontos, com exceção do PT-3, foi verificada variações significativas ($p < 0,05$) (Figura 5.14). É possível observar que as maiores concentrações foram registradas nos meses chuvosos, apresentando variação de 59 $\mu\text{g/L}$ (Maio/08-PT-1) a 116 $\mu\text{g/L}$ (Jan/08-PT-3). A clorofila "a" esteve correlacionada negativamente com a transparência ($r = -0,74$; $p < 0,05$) e nitrogênio amoniacal total ($r = -0,33$; $p < 0,05$) e positivamente com temperatura da água ($r = 0,35$; $p < 0,05$) e o nitrogênio total ($r = 0,37$; $p < 0,05$). Nos meses chuvosos foram registradas as menores variações temporais, atingindo uma variação máxima de 28,2% no ponto PT-1.

O período seco caracterizou-se por concentrações relativamente menores, quando comparado a estação chuvosa, ocorreu uma variação de 11 $\mu\text{g/L}$ (Out/08-PT-7) a 62 $\mu\text{g/L}$ (Nov/08-PT-3). Os pontos amostrados apresentaram correlação negativa com a transparência ($r = -0,61$; $p < 0,05$), velocidade do vento ($r = -0,69$; $p < 0,05$) e positiva com pH ($r = 0,47$; $p < 0,05$), oxigênio dissolvido ($r = 0,30$; $p < 0,05$) e nitrogênio orgânico ($r = 0,42$; $p < 0,05$). No período chuvoso foram registradas as maiores variações temporais atingindo valores de até 38,2% no ponto PT-6.

A partir da Figura 5.15, pode-se observar, que um modo geral, os teores de clorofila "a" apresentou um mesmo padrão de distribuição espacial e temporal quando comparado densidades totais de cianobactérias.

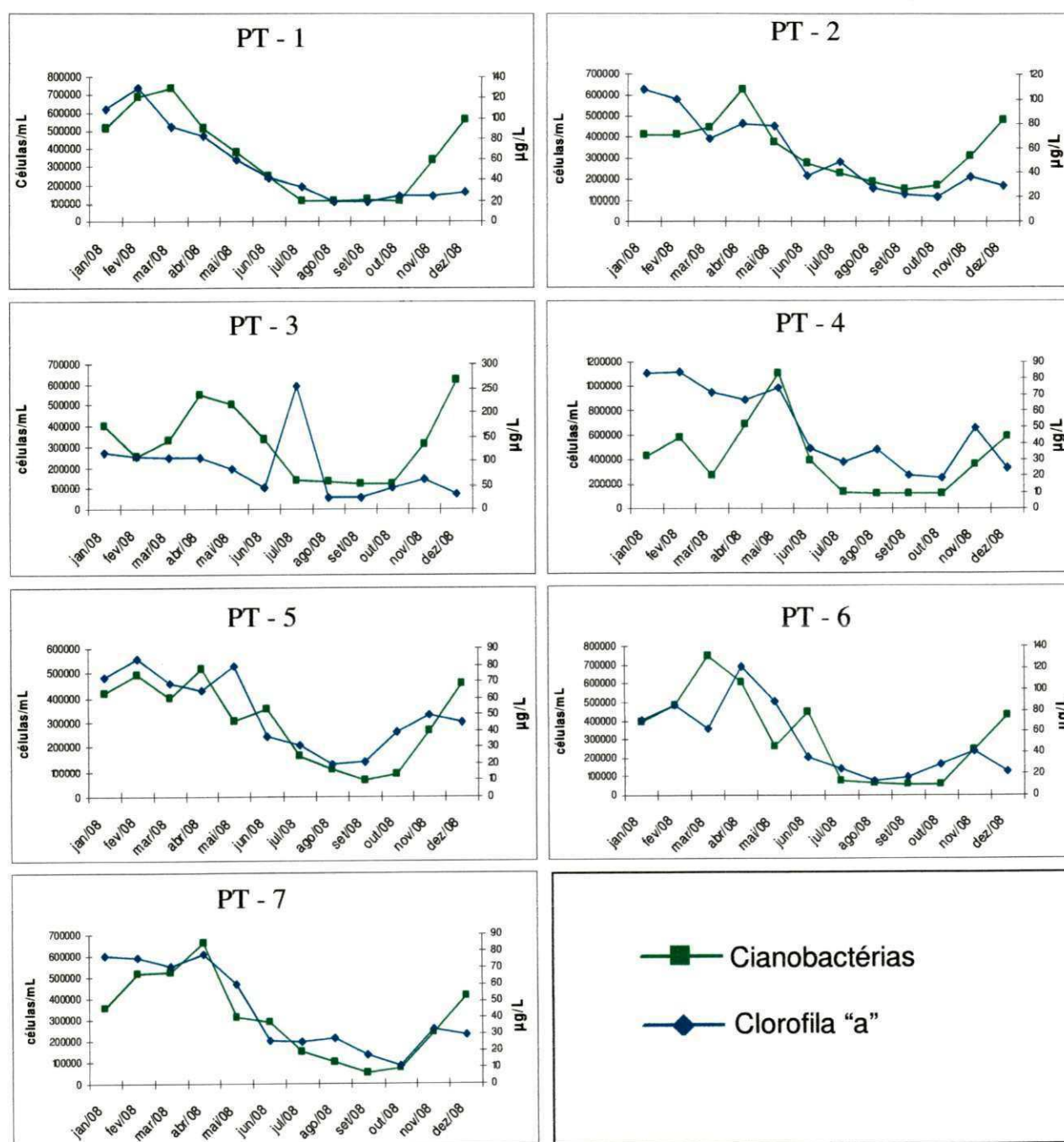


Figura 5.15 – Variação temporal do número de células de **Cianobactérias** e teor de **Clorofila "a"** amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no Açude Acarape do Meio.

A partir das análises quali-quantitativas realizadas no açude Acarape do Meio pode-se observar que as maiores densidades e diversidades de espécies foram registradas no período chuvoso, esta estação climática caracterizou-se por apresentar as maiores temperaturas médias (Figura 5.6a), sendo verificado em vários estudos a preferência das cianobactérias por temperaturas mais elevadas (HUSZAR *et al.*, 2000, MARINHO & HUSZAR, 2002; PAERL & HUISMAN, 2008).

Foi observado no reservatório, que de uma forma geral, há dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* em ambas das estações do ano, com alternância de dominância, principalmente no período seco, por *Planktothrix agardhii*, com exceção apenas do ponto PT-4, que no período chuvoso, alternava a dominância com a *Pseudoanabaena spp1*. Chelappa *et al.* (2009), analisaram a qualidade das águas do reservatório Assu, localizado no Rio Grande do Norte e identificaram a dominância de *Planktothrix agardhii* também no período seco. Os autores atribuíram à dominância desta espécie as condições climáticas do semi-árido, em especial as condições de chuvas, que resultam em fluxos de altas descargas, resultando na influência direta de disponibilidade de luz e nutrientes, nutrientes estes importantes na manutenção da densidade total da referida espécie.

Costa *et al.* (2009), estudando os reservatórios Armando Ribeiro e Passagem das Traíras, ambos localizados Rio Grande do Norte, identificaram a co-existência de florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, com alternância nas relações de abundâncias, mesmo padrão observado no açude Acarape do Meio. Os autores acreditam que apesar das referidas espécies estarem submetidas as mesmas condições físicas e químicas, outras características relacionadas a especificidades fisiológicas devem influenciar a co-existência e dominância dessas espécies.

A utilização dos grupos funcionais tem sido recomendada como uma das melhores formas para descrever as variações das comunidades fitoplânctônicas, principalmente por apresentar resultados de previsões das alternâncias quali-quantitativas do fitoplâncton mais precisas (Reynolds *et al.*, 2002). Neste sentido no Açude Acarape do Meio, foi identificada alternâncias de dominância entre *Cylindrospermopsis raciborskii* (Sn-Nostocales) e *Planktothrix* (S1-Oscillatoriales). O grupo S apresenta uma subdivisão Sn, que por não exigir altas incidências de luz, a uma similaridade ecológica com o grupo das Oscillatoriales. O fato de ambas as espécies apresentarem resistência a águas com temperaturas elevadas, reduzida

transparência e elevadas concentrações de nitrato, indicam que estas espécies apresentam semelhanças no seu desenvolvimento nas condições ambientais apresentadas, características ambientais essas comuns a reservatórios do semi-árido nordestino.

A *Cylindrospermopsis raciborskii* é identificada como uma das principais espécies responsáveis por florações em ecossistemas aquáticos localizados no semi-árido nordestino, o que faz com que esta espécie seja uma das mais importantes espécies presente na comunidade fitoplanctônica (HUSZAR *et al.*, 2000; PANOSSO *et al.*, 2003; CHELLAPPA & COSTA, 2003). Devido a sua alta competitividade em ecossistemas eutrofizados, associado a sua capacidade de formar florações e produção de toxinas, faz desta espécie uma das mais estudadas, sendo levados em consideração aspectos ecológicos e de saúde pública (BOUVY *et al.*, 2001; MOLICA *et al.*, 2002; GEMELGO *et al.*, 2008).

A *Planktothrix agardhii* apresenta uma distribuição cosmopolita em águas eutróficas e mesotróficas, esta espécie é potencialmente tóxica, com algumas linhagens capazes de produzir microcistinas (SANT'ANNA *et al.* 2008).

A predominância destas duas espécies e a sua dominância em altas densidades pode ter contribuído para a baixa riqueza de espécies e reduzida diversidade identificadas ao longo do estudo.

Os dois principais gêneros observados neste trabalho, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*, tem sido largamente citado na literatura como produtores de cianotoxinas (CHORUS & BARTRAM, 1999). Este fato de preocupante, uma vez que o manancial esteve ao longo de todo o período estudado com valores acima do limite de 20.000 cel/mL, padrão estabelecido pela Portaria (MS) Nº 518/2004, que estabelece que mananciais destinados ao abastecimento humano, quando a contagem de cianobactérias ultrapassar as 20.000 cel/mL, deve ser realizados análises para se verificar a toxicidade e a presença de cianotoxinas. No ponto PT-7 (captação) as maiores densidades totais foram registradas no período chuvoso variando de 312.145 cel/mL (Maio/08) a 659.943 cel/mL (Abr/08) Figura X4.

5.3 Estudo das relações entre nutrientes e ocorrência de cianobactérias

Conforme apresentado na seção 5.1, pode-se observar a partir da Figura 5.11a, que as maiores concentrações de Fósforo total ocorreram no período

chuvoso com variação média entre os pontos de amostragem de 0,179 mg/L a 0,225 mg/L, estas concentrações ultrapassou não só o limite máximo (0,03 mg/L) estabelecido pela resolução N^o 357/05 CONAMA para as águas doces de Classe II, como os valores estabelecidos por Vollenweider (1968), para definir as condições eutróficas em lagos temperados (0,025 mg/L), bem como os valores estabelecidos por Thornton & Rast (1993) para estabelecer o limite para caracterizar as condições eutróficas de reservatórios localizados em regiões semi-áridas (0,05 a 0,06 mg/L). A partir da análise das Figuras 5.16, 5.17 e 5.18, observa-se uma relação direta da concentração de fósforo, principalmente na sua forma solúvel, como aumento da biomassa de cianobactérias. Esta correlação foi evidenciada em vários estudos (VOLLENWEIDER & KERKES 1982; STARLING *et al.*, 2002; BARNETT & BEISNER 2007). Com relação ao nitrogênio, sua influência foi menos marcante no aumento da densidade de cianobactérias, quando comparado a correlação entre o fósforo e as cianobactérias. Nos estudos desenvolvidos por Elser *et al.* (2007), através da análises globais para evidencia a limitação de nitrogênio e fósforo em águas doces e marinhas, mostraram através de experimento de enriquecimento de nutrientes, que com a adição de N e P, de forma separada, sempre ocorria o aumento da produção autotrófica, porém com o aumento simultâneo dos nutrientes ao aumento da produção foi significativamente maior.

Para Redfield (1958), a comunidade fitoplanctônica, sob condições de crescimento favoráveis, possuem razões atômicas definidas para as concentrações de nitrogênio e fósforo (N:P) entre 15-16:1, desta forma se a razão N:P de ambientes naturais fosse maior que 16:1 o crescimento seria limitado por fósforo e quando menos o fator limitante seria o nitrogênio. O Quadro 5.1 apresenta as razões N:P evidenciadas ao longo do presente estudo nas estações amostradas. Pode-se observar valores médios anual variando de 16 (± 11) a 29 (± 20), pontos PT-1 e PT-5 respectivamente. Houve uma redução longitudinal de 29 a 18 em direção a barragem (PT-7). De acordo como estabelecido por Redfield (1958) o fósforo foi considerado o nutriente limitante no Açude Acarape do Meio.

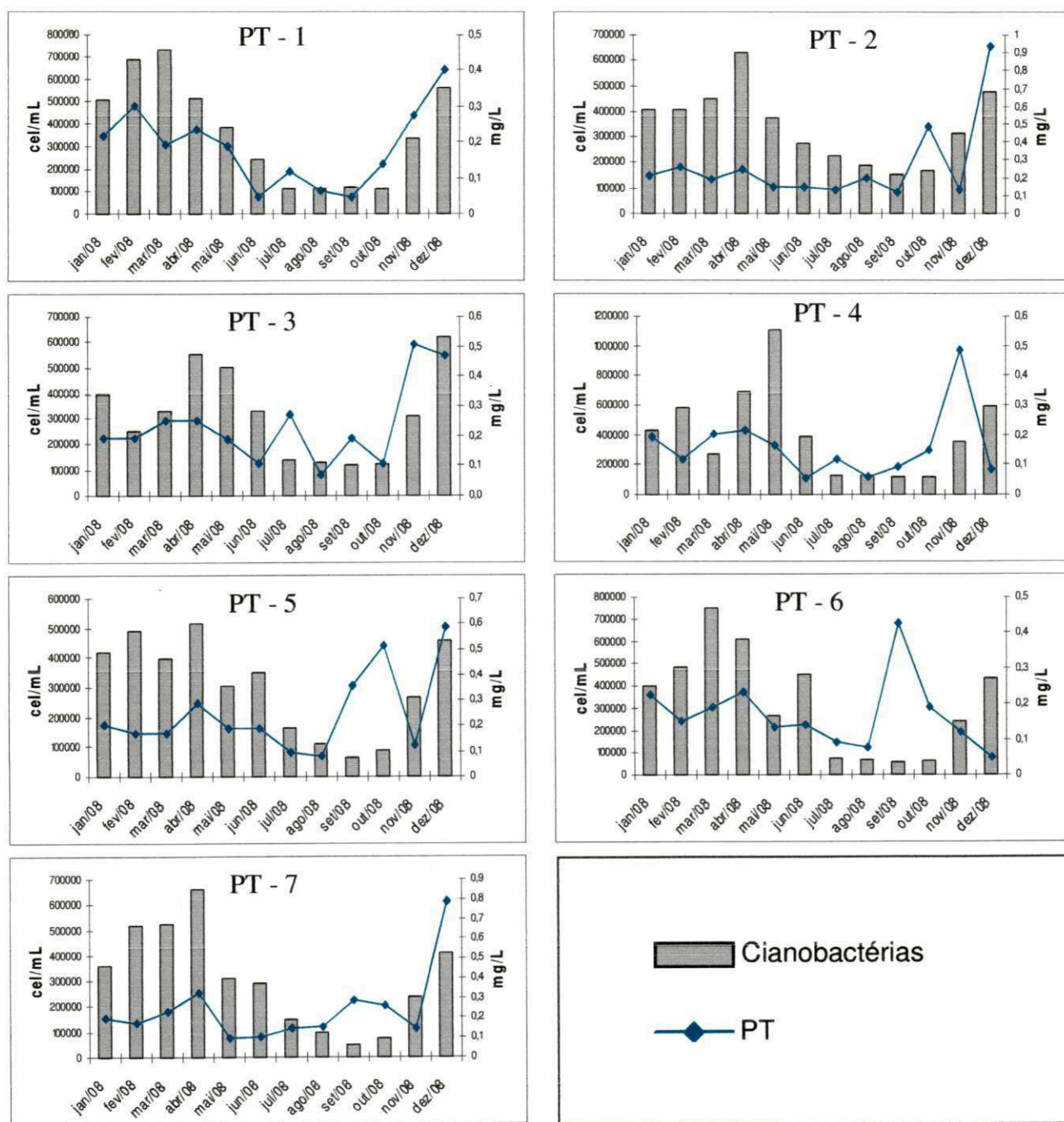


Figura 5.16 – Variação temporal do número de células de **Cianobactérias** e **Fósforo Total** amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no açude Acarape do Meio.

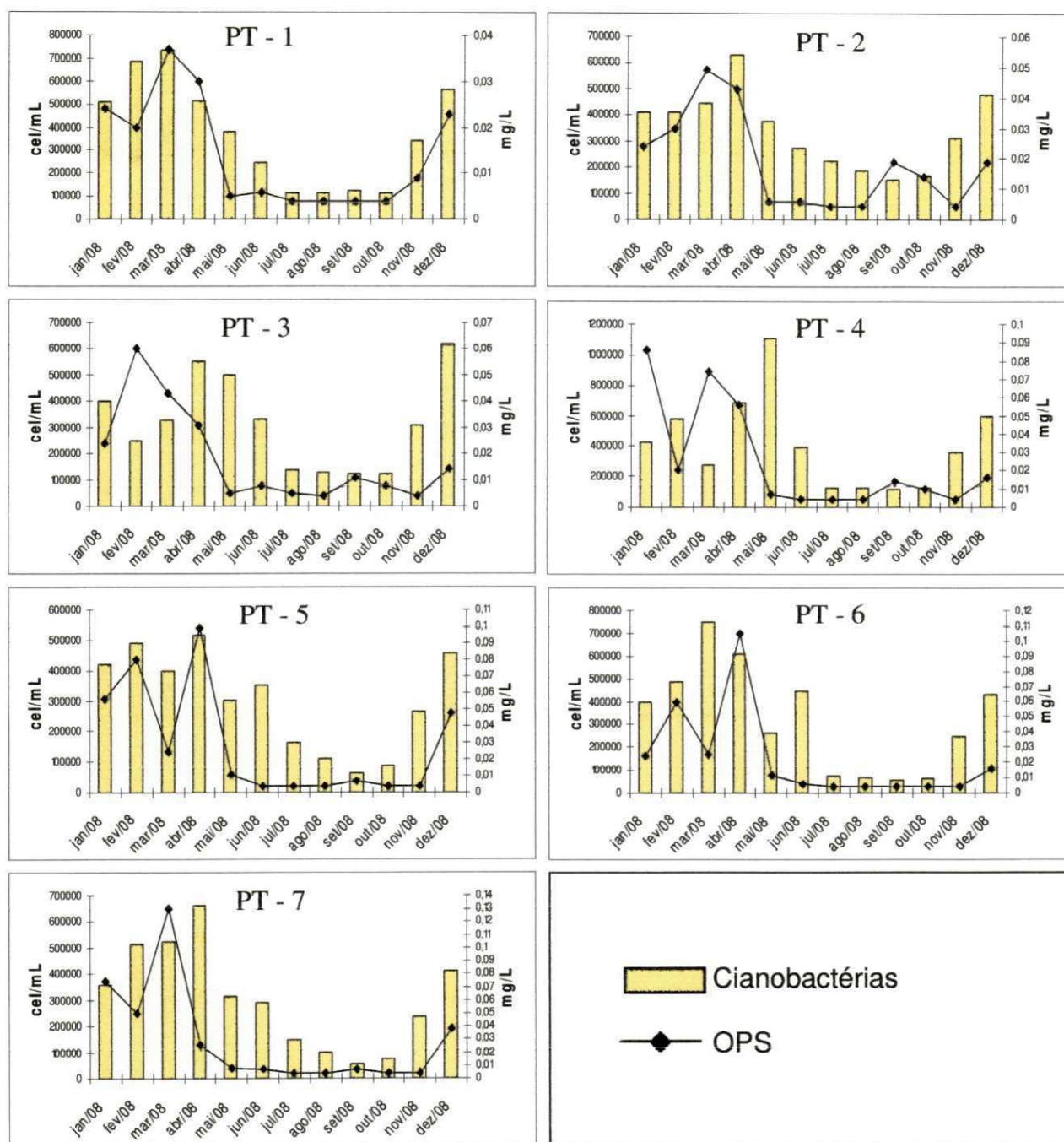


Figura 5.17 – Variação temporal do número de células de **Cianobactérias** e **OPS** amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no Açude Acarape do Meio.

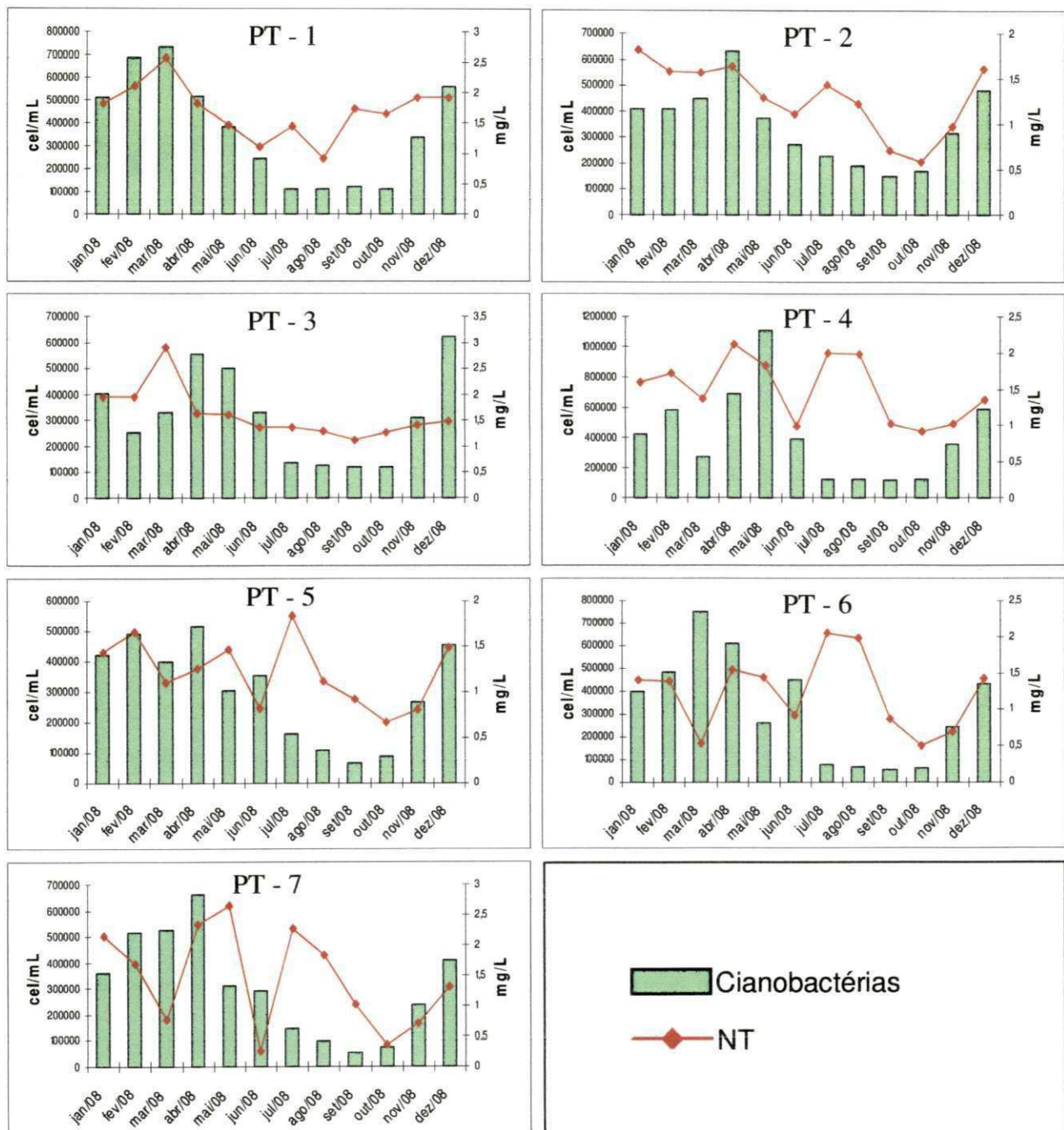


Figura 5.18 – Variação temporal do número de células de **Cianobactérias** e **NT** amostrado no período de Jan/08 a Dez/08 no Açude Acarape do Meio.

Quadro 5.1 - Razão N:P, com destaque para o fator limitante do N e P no reservatório Acarape do Meio, no período de jan/08 a dez/08.

Pontos de Amostragem	2008											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
PT-1	19	16	30	17	17	54	27	33	81	27	16	11
PT-2	19	14	18	15	20	17	24	13	13	3	18	4
PT-3	23	23	26	14	19	29	11	42	13	26	6	7
PT-4	18	32	15	22	25	38	38	75	24	14	5	36
PT-5	16	22	15	10	17	10	44	27	6	4	20	6
PT-6	14	21	6	15	24	14	49	57	5	6	13	63
PT-7	24	22	7	16	63	6	34	26	8	2	2	4

Conforme observado na Figura 5.19, pode-se verificar uma maior densidade de cianobactérias sob baixas razões de N:P. Vários estudos verificaram a dominância de cianobactérias sob baixas razões N:P, próximos a 15:1 (SCHINDLER 1977; HAVENS *et al.* 2003). De acordo com estes estudos esta dominância ocorre devido a capacidade que muitas espécies possuem de fixar nitrogênio atmosférico, através da presença de heterocito. Deve-se ressaltar que as cianobactérias possuem outros mecanismos adaptativos utilizados para sua sobrevivência, conferindo assim maior capacidade de dominância e persistência em ambientes aquáticos.

Nos estudos desenvolvidos por Schindler (1977), para avaliação da limitação do fósforo em lagos, conclui-se primeiramente que razões N:P baixas teriam influência direta sob a dominância das cianobactérias em ecossistemas aquáticos, esta proposição foi testada primeiramente por Smith (1983) que em suas conclusões encontrou que esta razão seria 29:1, posteriormente este estudo foi aperfeiçoado pelo mesmo autor chegando a conclusão que a razão 22:1 teria maior influência na dominância das cianobactérias em corpos d'água. Nos trabalhos realizados por Smith & Bennett (1999) e Bulgakov & Levich (1999), são encontrados vários autores que reforçam a hipótese proposta por Schindler (1977).

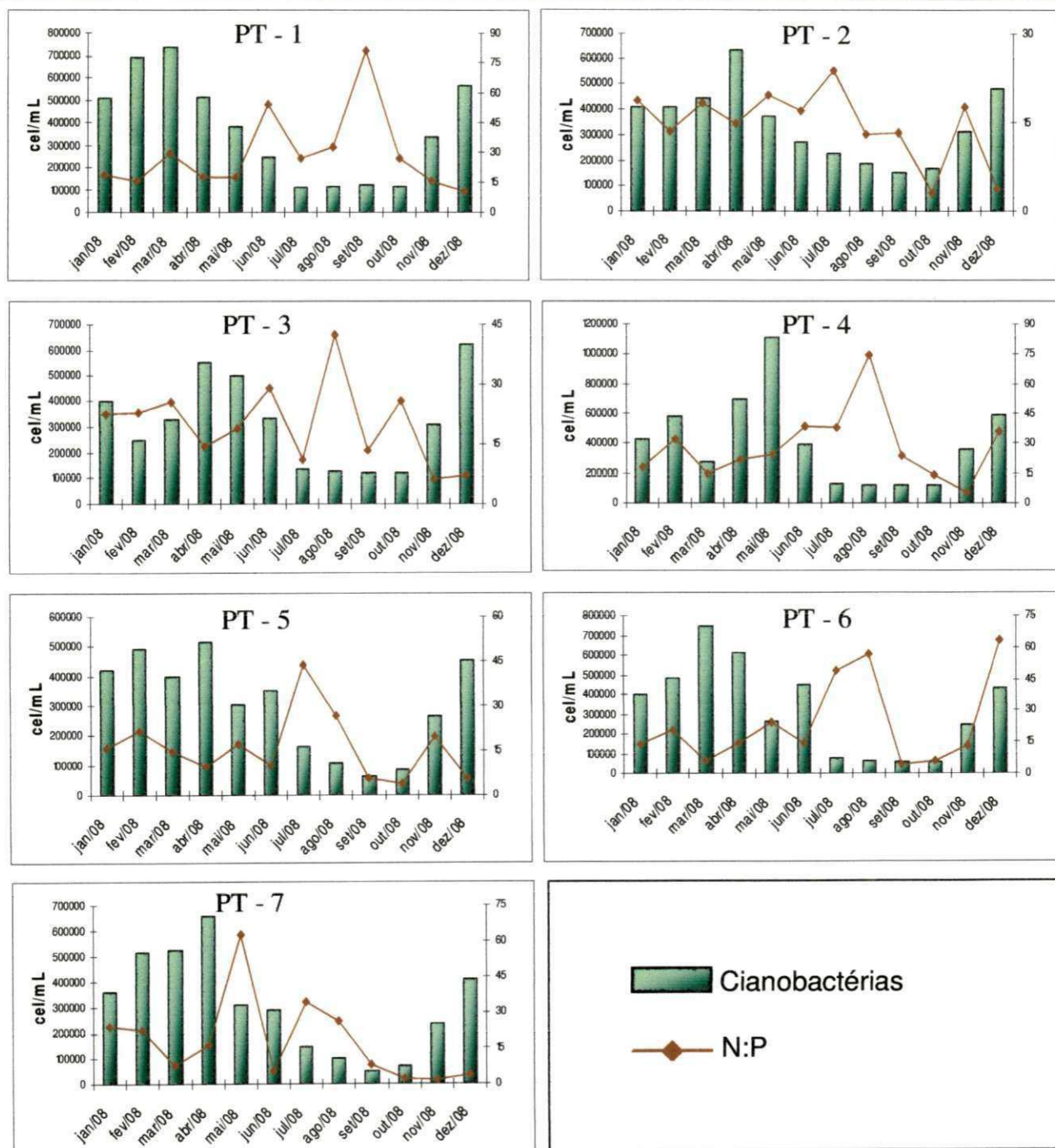


Figura 5.19 – Variação temporal do número de células de **Cianobactérias** e da razão **N:P** ao longo do período de Jan/08 a Dez/08 no Açude Acarape do Meio.

5.4 Comparação entre os valores de IET de Carlson, modificado por Toledo e os valores gerados a partir do IET estabelecido por Lamparelli.

A classificação de um ecossistema aquático com relação ao seu estado trófico envolve o estabelecimento de níveis ou limites, esses se baseiam na determinação da intensidade do processo de eutrofização associado as suas conseqüências. Deve-se ressaltar que a utilização dos modelos simplificados para avaliação do estado trófico é apenas uma linha de abordagem do problema da eutrofização, desta forma, através do IET pode-se obter uma primeira abordagem que associado as outras variáveis limnológicas se obter uma avaliação do estado de eutrofização de ecossistemas aquáticos (TOLEDO JR *et al.*, 1983)

Freqüentemente, o estabelecimento de fronteiras rígidas para a classificação do processo de eutrofização é difícil, porque dependendo dos critérios utilizados os ambientes aquáticos podem ser enquadrados em diferentes categorias (UNEP-IETC, 2001).

A variação temporal do IET médio para ambas as metodologias utilizadas é apresentado nas Figuras 5.20 e 5.21 e os resultados encontrados para as estações de amostragens são apresentados na Tabela 5.7. Observa-se que no IET de Lamparelli há uma maior flexibilidade de classificações, pois, além dos ambientes classificados como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, são incorporadas as classificações de ambientes como ultraoligotrófico e hipereutrófico, bem como uma nova classe denominada de supereutrófica.

Com relação à variação sazonal, para o $IET_{(m)}$ de Lamparelli, observa-se que 100% os pontos de amostragem foram classificados como hipereutróficos ($IET_{(m)} > 67$) no período chuvoso, classificação máxima para o nível de eutrofização desta metodologia. Houve pouca variação temporal ao longo deste período climático ($CV_{\text{mínimo}} = 0,4\%$ PT-4 e $CV_{\text{máximo}} = 2,1\%$ PT-1). Apesar de todos os pontos apresentarem-se como hipereutrófico, as estações de amostragem localizados nas entradas dos tributários principais estiveram com $IET_{(m)}$ superior ao dos pontos da região limnética ($IET_{(m)} = 74$ para PT-1 e PT-3). Observa-se que houve uma redução do $IET_{(m)}$ a partir do início do período seco fazendo com que grande parte dos pontos de amostragem (PT-1, PT-3, PT-4, PT-5 e PT-7) fossem classificados como supereutróficos no mês de agosto/08. A variação temporal nesta estação climática foi superior quando comparada ao período chuvoso, variando de 2,6% PT-6 a 4,5%

PT-3 (Tabela 5.8). Este mesmo padrão foi observado para o $IET_{(m)}$ de Toledo, demonstrando que 100% dos pontos amostrados apresentaram-se classificados como eutrófico ($IET_{(m)} > 54$) no período chuvoso, classificação máxima para esta metodologia. O ecossistema apresentou uma variação espacial superior neste período quando comparado ao IET de Lamparelli, apresentando uma variação temporal de 5,5% PT-5 a 8,0% PT-7. A partir do mês de maio/08, final do período chuvoso, o sistema apresentou uma redução gradativa do $IET_{(m)}$, mesmo com este comportamento, apenas o ponto PT-1 apresentou mudança quanto à classificação trófica, nos meses de agosto/08 e setembro/08 esta estação de amostragem foi classificada como mesotrófica, retornando para a condição de eutrófica a partir do mês de outubro/08. Nos meses secos foram registradas variações temporais superiores quando comparadas ao período chuvoso, variando de 4,8% PT-6 a 11,1% PT-1 (Tabela 5.8). Ao se comparar os $IET_{(m)}$ de ambas as metodologias pode-se observar que não há uma variação significativa quanto à classificação de trófia do reservatório, os dois métodos utilizados comprovam o avançado estado de eutrofização do manancial.

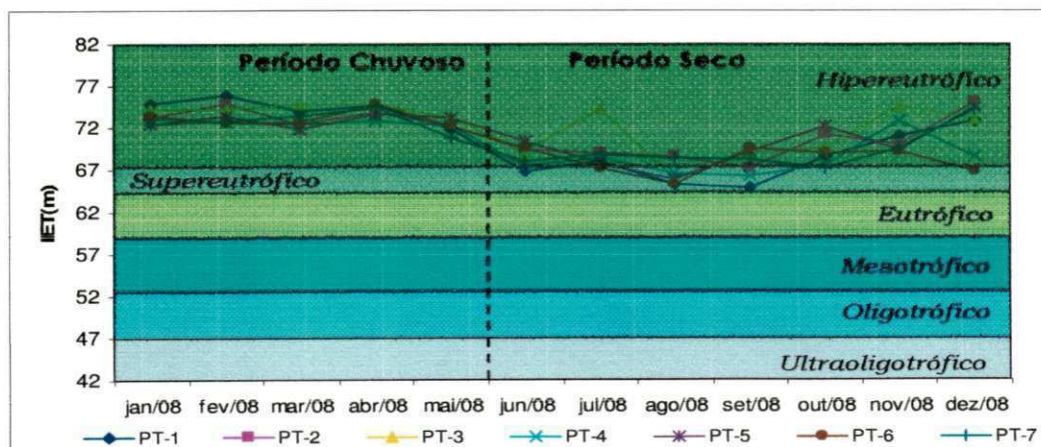


Figura 5.20 – Classificação do Açude Acarape do Meio através da aplicação do Índice de Estado Trófico de Lamparelli (2004).

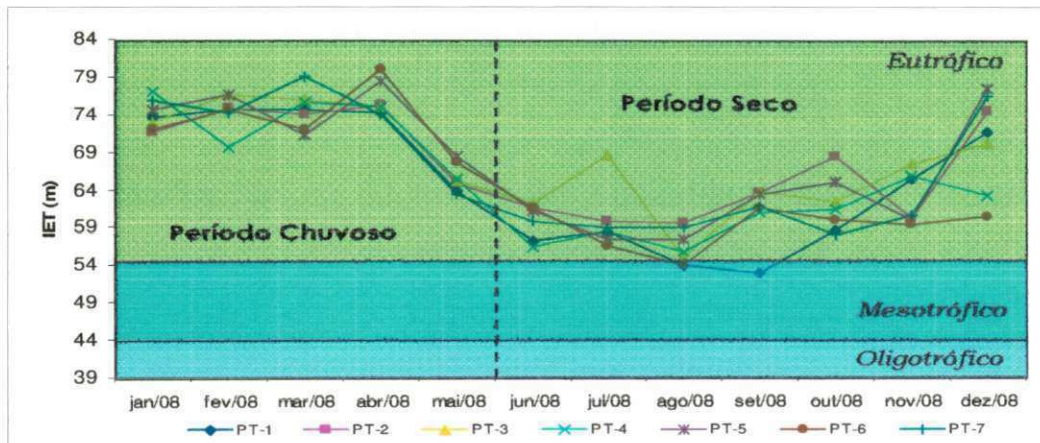


Figura 5.21 – Classificação do Açude Acarape do Meio através da aplicação do Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo.

Tabela 5.7 – Classificação do Estado Tráfico do Açude Acarape do Meio através dos IET Carlson modificado por de Toledo e IET de Lamparelli, no período de Janeiro a Dezembro de 2008.

		jan/08		fev/08		mar/08		abr/08		mai/08		jun/08		jul/08		ago/08		set/08		out/08		nov/08		dez/08	
		Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.	Toledo	Lamp.
PT-1	IET (S)	71	77	70	76	70	76	71	77	63	69	59	66	56	62	55	62	57	63	59	66	64	70	67	73
	IET (PT)	74	75	79	77	72	74	75	75	72	74	52	65	65	71	56	67	52	66	68	72	78	76	83	79
	IET (Cl"a")	87	74	88	75	85	73	84	72	80	71	77	69	75	68	69	65	69	65	72	67	71	66	73	67
	IET(m)	74	75	75	76	75	74	74	75	64	72	57	67	58	68	54	65	53	65	58	69	65	71	72	73
PT-2	IET (S)	67	73	69	75	65	72	67	73	66	72	59	66	55	62	54	61	56	62	59	65	63	69	67	73
	IET (PT)	70	73	77	76	72	74	76	76	69	72	69	72	67	72	73	74	66	71	86	80	67	72	95	84
	IET (Cl"a")	85	73	86	73	82	71	84	72	83	72	76	69	78	70	73	67	71	66	70	65	76	69	73	67
	IET(m)	72	73	75	75	74	73	75	74	65	72	62	70	60	69	60	69	63	67	68	71	60	70	74	75
PT-3	IET (S)	69	75	69	75	69	75	69	75	67	73	60	67	57	63	56	63	58	65	61	68	64	71	65	72
	IET (PT)	72	74	72	74	76	76	76	76	72	74	64	70	78	76	58	68	72	74	64	71	87	80	85	80
	IET (Cl"a")	87	74	87	74	86	74	86	74	84	72	78	69	95	78	71	66	71	66	78	69	81	71	74	67
	IET(m)	73	74	77	74	76	75	75	75	65	73	62	69	69	74	55	66	64	69	62	70	67	75	70	73
PT-4	IET (S)	65	72	69	75	64	70	65	72	64	71	60	67	59	65	56	63	55	61	56	62	59	65	65	72
	IET (PT)	73	74	66	71	73	74	74	75	70	73	55	67	65	71	56	67	62	70	69	73	86	80	61	69
	IET (Cl"a")	84	72	84	73	82	72	82	71	83	72	76	69	73	67	76	68	70	65	69	65	79	70	72	67
	IET(m)	77	73	69	73	76	72	75	73	65	72	56	68	58	68	56	67	61	66	61	68	66	73	63	69
PT-5	IET (S)	64	70	69	75	64	70	66	72	67	73	61	67	58	64	58	62	54	60	57	63	59	65	65	72
	IET (PT)	73	74	71	73	70	73	78	77	72	74	72	74	62	70	62	69	81	78	87	80	66	71	89	81
	IET (Cl"a")	82	72	84	72	82	72	81	71	83	72	76	68	74	68	74	65	70	65	76	69	79	70	78	69
	IETm	75	72	77	73	71	72	78	74	68	73	61	70	57	68	57	66	63	69	65	72	60	70	77	74
PT-6	IET (S)	67	73	67	73	67	73	69	75	65	72	61	67	57	63	55	61	55	61	56	63	59	65	64	70
	IET (PT)	75	75	69	73	72	74	75	75	67	72	68	72	62	70	59	69	84	79	72	74	66	71	53	66
	IET (Cl"a")	82	72	84	73	81	71	88	74	85	73	76	68	72	67	66	64	68	65	73	67	77	69	71	66
	IET(m)	72	73	75	73	72	73	80	75	67	72	62	70	57	67	54	65	61	70	60	69	59	69	60	67
PT-7	IET (S)	63	69	67	73	67	73	67	73	67	73	60	67	60	66	56	62	52	59	53	59	56	63	65	72
	IET (PT)	73	74	71	73	75	75	80	77	62	70	63	70	69	72	69	73	78	77	77	76	69	73	93	83
	IET (Cl"a")	83	72	83	72	82	72	83	72	81	71	72	67	72	67	73	67	68	65	64	63	79	70	73	67
	IET(m)	76	72	74	73	79	73	74	74	63	71	60	68	59	69	59	68	62	68	58	67	61	70	76	74

Tabela 5.8 (a) – Estatística descritiva dos IET estabelecido por Lamparelli analisados mensalmente no Açude Acarape do Meio no período de Janeiro a Dezembro/2008.

		PERÍODO CHUVOSO							PERÍODO SECO						
		N	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	DP	CV (%)	N	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	DP	CV (%)
PT-1	IET (S)	5	69	77	75	76	3,47	4,6	7	62	73	66	66	4,24	6,4
	IET (PT)	5	74	77	75	75	1,16	1,5	7	65	79	71	71	5,19	7,3
	IET (Cl"a")	5	71	75	73	73	1,45	2,0	7	65	69	67	67	1,46	2,2
	IET(m)	5	72	76	74	75	1,54	2,1	7	65	73	68	68	2,93	4,3
PT-2	IET (S)	5	72	75	73	73	1,37	1,9	7	61	73	65	65	4,51	6,9
	IET (PT)	5	72	76	74	74	1,51	2,0	7	71	84	75	72	4,81	6,4
	IET (Cl"a")	5	71	73	72	72	0,79	1,1	7	65	70	68	67	1,53	2,3
	IET(m)	5	72	75	73	73	1,01	1,4	7	67	75	70	70	2,49	3,5
PT-3	IET (S)	5	73	75	75	75	0,86	1,2	7	63	72	67	67	3,48	5,2
	IET (PT)	5	74	76	75	74	0,94	1,3	7	68	80	74	74	4,71	6,4
	IET (Cl"a")	5	72	74	73	74	0,67	0,9	7	66	78	70	69	4,08	5,9
	IET(m)	5	73	75	74	74	0,65	0,9	7	66	75	71	70	3,18	4,5
PT-4	IET (S)	5	70	75	72	72	2,00	2,8	7	61	72	65	65	3,51	5,4
	IET (PT)	5	71	75	74	74	1,43	1,9	7	67	80	71	70	4,44	6,3
	IET (Cl"a")	5	71	73	72	72	0,48	0,7	7	65	70	67	67	1,70	2,5
	IET(m)	5	72	73	73	73	0,32	0,4	7	66	73	68	68	2,20	3,2
PT-5	IET (S)	5	70	75	72	72	2,20	3,1	7	60	72	65	64	3,84	5,9
	IET (PT)	5	73	77	74	74	1,35	1,8	7	69	81	75	74	5,00	6,7
	IET (Cl"a")	5	71	72	72	72	0,51	0,7	7	65	70	68	68	1,84	2,7
	IETm	5	72	74	73	73	0,68	0,9	7	66	74	70	70	2,81	4,0
PT-6	IET (S)	5	72	75	73	73	1,28	1,8	7	61	70	64	63	3,27	5,1
	IET (PT)	5	72	75	74	74	1,49	2,0	7	66	79	72	71	4,17	5,8
	IET (Cl"a")	5	71	74	73	73	1,22	1,7	7	64	69	67	67	1,93	2,9
	IET(m)	5	72	75	73	73	1,03	1,4	7	65	70	68	69	1,75	2,6
PT-7	IET (S)	5	69	73	72	73	1,82	2,5	7	59	72	64	63	4,61	7,2
	IET (PT)	5	70	77	74	74	2,77	3,8	7	70	83	75	73	4,14	5,5
	IET (Cl"a")	5	71	72	72	72	0,52	0,7	7	63	70	66	67	2,39	3,6
	IET(m)	5	71	74	73	73	1,30	1,8	7	67	74	69	68	2,35	3,4

Tabela 5.8 (b) – Estatística descritiva dos IET estabelecido por Carlson modificado por Toledo analisados mensalmente no Açude Acarape do Meio no período de Janeiro a Dezembro/2008.

	PERÍODO CHUVOSO							PERÍODO SECO							
	N	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	DP	CV (%)	N	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	DP	CV (%)	
PT-1	IET (S)	5	63	71	69	70	3,47	5,0	7	55	67	60	59	4,24	7,1
	IET (PT)	5	72	79	75	74	2,76	3,7	7	52	83	65	65	12,35	19,0
	IET (OPS)	5	39	69	59	61	11,61	19,8	7	36	61	42	36	9,41	22,5
	IET (Cl ^a)	5	80	88	85	85	2,96	3,5	7	69	77	72	72	2,99	4,1
	IET(m)	5	64	75	72	74	4,72	6,5	7	53	72	60	58	6,61	11,1
PT-2	IET (S)	5	65	69	67	67	1,37	2,1	7	54	67	59	59	4,51	7,6
	IET (PT)	5	69	77	73	72	3,58	4,9	7	66	95	75	69	11,46	15,3
	IET (OPS)	5	41	72	62	65	12,40	20,1	7	36	58	46	41	10,61	23,3
	IET (Cl ^a)	5	82	86	84	84	1,61	1,9	7	70	78	74	73	3,12	4,2
	IET(m)	5	65	75	72	74	4,35	6,0	7	60	74	64	62	5,55	8,7
PT-3	IET (S)	5	67	69	68	69	0,86	1,3	7	56	65	60	60	3,48	5,8
	IET (PT)	5	72	76	74	72	2,23	3,0	7	58	87	72	72	11,22	15,5
	IET (OPS)	5	39	75	62	65	13,75	22,3	7	36	54	44	46	7,03	16,0
	IET (Cl ^a)	5	84	87	86	86	1,36	1,6	7	71	95	78	78	8,35	10,7
	IET(m)	5	65	77	73	75	4,64	6,3	7	55	70	64	64	5,13	8,0
PT-4	IET (S)	5	64	69	65	65	2,00	3,1	7	55	65	59	59	3,51	6,0
	IET (PT)	5	66	74	71	73	3,40	4,8	7	55	86	65	62	10,57	16,3
	IET (OPS)	5	44	80	67	74	15,09	22,6	7	36	56	43	36	9,32	21,5
	IET (Cl ^a)	5	82	84	83	83	0,99	1,2	7	69	79	73	73	3,47	4,7
	IET(m)	5	65	77	72	75	4,86	6,7	7	56	66	60	61	3,65	6,1
PT-5	IET (S)	5	64	69	66	66	2,20	3,3	7	54	65	59	58	3,60	6,1
	IET (PT)	5	70	78	73	72	3,21	4,4	7	62	89	74	72	11,42	15,4
	IET (OPS)	5	50	82	70	74	12,90	18,4	7	36	71	42	36	13,07	31,0
	IET (Cl ^a)	5	81	84	83	82	1,04	1,3	7	70	79	75	76	2,98	4,0
	IET _m	5	68	78	74	75	4,07	5,5	7	57	77	63	61	6,89	10,9
PT-6	IET (S)	5	65	69	67	67	1,28	1,9	7	55	64	58	57	3,27	5,6
	IET (PT)	5	67	75	72	72	3,54	4,9	7	53	84	66	66	9,93	15,0
	IET (OPS)	5	51	83	67	65	12,41	18,5	7	36	56	40	36	7,48	18,9
	IET (Cl ^a)	5	81	88	84	84	2,49	3,0	7	66	77	72	72	3,94	5,5
	IET(m)	5	67	80	73	72	4,62	6,3	7	54	62	59	60	2,81	4,8
PT-7	IET (S)	5	63	67	66	67	1,82	2,8	7	52	65	57	56	4,61	8,0
	IET (PT)	5	62	80	72	73	6,61	9,2	7	63	93	74	69	9,86	13,3
	IET (OPS)	5	46	86	69	72	15,47	22,5	7	36	58	41	36	8,22	19,8
	IET (Cl ^a)	5	81	83	83	83	1,07	1,3	7	64	79	72	72	4,88	6,8
	IET(m)	5	63	79	73	74	5,88	8,0	7	58	76	62	60	6,43	10,4

5. 5 Análise de Agrupamento

A análise de agrupamento foi realizada como forma de tentar evidenciar os grupos similares, considerando as características limnológicas e sanitárias das sete estações de amostragem. Devido a heterogeneidade presente em sistemas complexos como os reservatório, optou-se por efetuar análises considerando os seguintes aspectos:

I. Análise conjunta das sete estações de amostragem nos períodos chuvosos e secos;

II. Análise conjunta das sete estações de amostragem ao longo de todo o período de monitoramento.

5.5.1 Análise conjunta das sete estações de amostragem nos períodos chuvoso e seco

A Figura 5.22 apresenta o dendograma obtido a partir das análises hierárquicas de agrupamento dos dados obtidos no período chuvoso e seco para as sete estações de amostragem. Observa-se que foi utilizado escala padronizada nos eixo das ordenadas.

No período chuvoso, os pontos PT-1 e PT-6 apresentaram características semelhantes, formando o primeiro agrupamento, considerando-se as menores distâncias euclidianas. No período seco, os pontos PT-5 e PT-7, foram associados, esta ordenação pode esta associado ao fluxo longitudinal do reservatório.

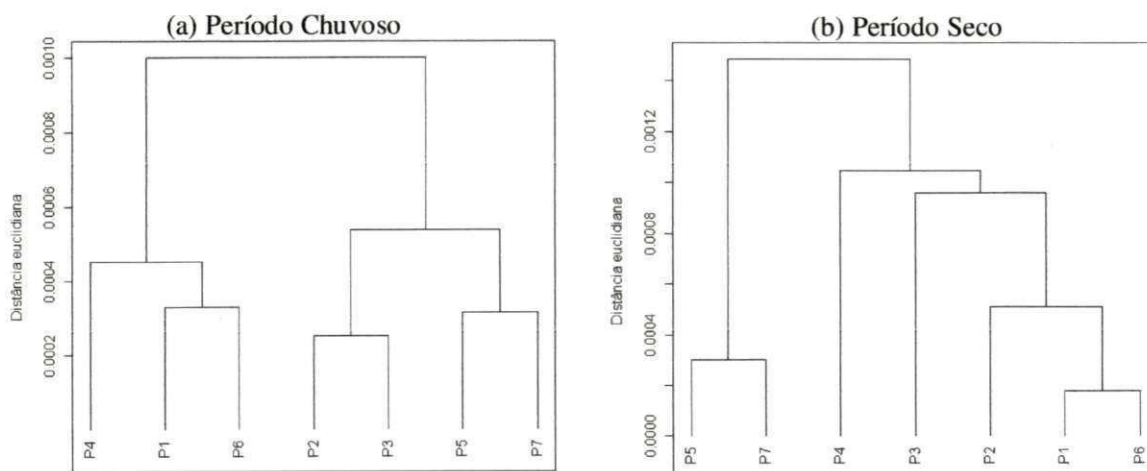


Figura 5.22 – Dendograma das estações de amostragem distribuídos ao longo do Açude Acarape do Meio, no período (a) chuvoso e (b) seco, agrupamentos formados com a qualidade de águas semelhantes.

A Figura 5.23 apresenta os principais agrupamentos formados no período seco e chuvoso tendo como atributo a qualidade das águas.

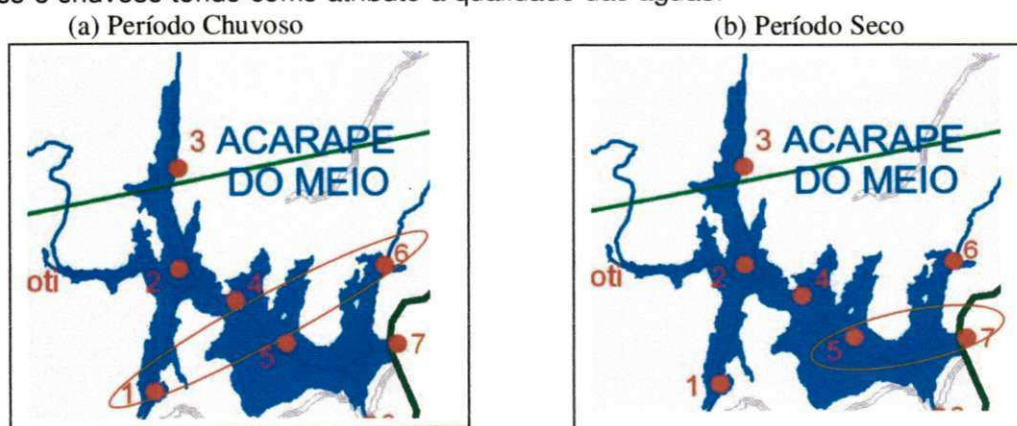


Figura 5.23 – Agrupamento dos pontos de amostragem semelhantes quanto a qualidade das águas, no período (a) chuvoso e (b) seco.

5.5.2 Análise conjunta das sete estações de amostragem ao longo de todo o período de monitoramento.

A Figura 5.24 apresenta o dendograma obtido a partir das análises hierárquicas de agrupamento de todos os dados obtidos para as sete estações de amostragem, bem como a localização do agrupamento principal localizado no reservatório. Observa-se que foi utilizado escala padronizada nos eixos das ordenadas. Através da análise de agrupamento considerando todo o período de monitoramento, observa-se a formação do agrupamento PT-1 e PT-4. A análise para todo o período apresentou características semelhantes ao período chuvoso, principalmente em relação do PT-1. Uma hipótese aventada para explicar esta similaridade seria a forte influência do riacho Brenha na composição da qualidade das águas do reservatório que tem sua vazão aumenta devido as chuvas características do período.

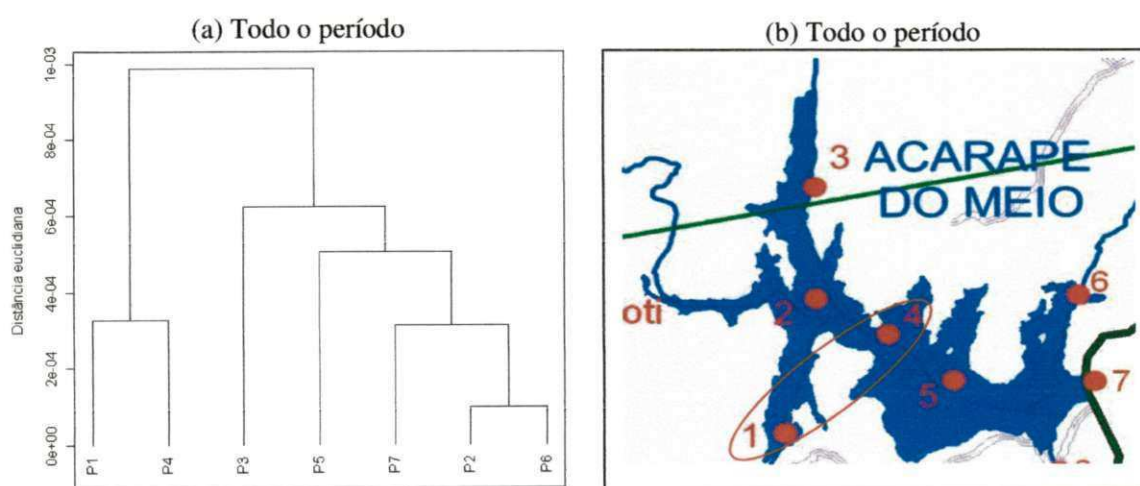


Figura 5.24 – (a) Dendograma das estações de amostragem distribuídas ao longo do Açude Acarape do Meio, ao longo de todo o período, agrupamentos formados com a qualidade de águas semelhantes. (b) Localização do agrupamento principal.

6 CONCLUSÕES

O açude Acarape do Meio apresentou grande variabilidade espaço-temporal, devido à influência direta dos fatores climáticos, morfológicos e antropogênicos. As precipitações pluviométricas exerceram grande impacto sobre a qualidade das águas armazenadas, sendo esta uma das principais causas das variações qualitativas do reservatório.

A densidade das cianobactéria manteve-se ao longo de todo o ciclo hidrológico acima do limites considerados de risco pela Portaria (MS) Nº 518/2004, sendo este uma fator preocupante com relação principalmente a saúde publica.

Pode-se observar um padrão de correlação positiva entre as cianobactérias e as concentrações de fósforo total e ortofosfato.

A sucessão entre as espécies de cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* é um forte indício do avançado estado de eutrofização do manancial e potencial toxicidade de suas águas.

Em relação ao nível de eutrofização, estabelecido através dos modelos simples aplicados, verificou-se que no período chuvoso, com ambas as metodologias utilizadas o reservatório manteve-se nas categorias mais criticas para cada análise realizada, demonstrando a forte influência climatológica. Deve-se porém utilizar os Índices de Estado Trófico como uma variável auxilia na avaliação do grau de trofia dos ecossistemas aquáticos.

Apenas as variáveis DBO₅ e nitrogênio total apresentaram variabilidade espacial estatisticamente significativa na estação chuvosa, não foi identificada variabilidade para nenhuma variável no período seco.

Dentre as variáveis abióticas, apenas a condutividade elétrica, alcalinidade total, OD, fósforo total e fósforo orgânico não apresentaram variações sazonais significativas. Com relação as variáveis bióticas, a feofitina "a", coliformes termotolerantes não apresentaram variação sazonal significativas.

As estações de amostragem localizadas nas entradas dos tributários principais (PT-1, PT-2 e PT-3) sofrem grande influência nas características limnológicas da água, devido principalmente as altas concentrações de matéria orgânica e macronutrientes oriundos da bacia de drenagem do reservatório.

Os altos valores obtidos nas razões N:P pode ser um indicativo que o fósforo é o nutriente limitante neste ecossistema.

7 REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^aed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 2005.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17^aed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 1989.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. **Cyanoprokariota I. Teil Chroococcales**. – In: Ettl, H., et al. (Ed). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Jene: J. Fischer, 19 (1): 1-548. 1998.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of Cyanophyta**, 1: Introduction. *Algological Studies* 7:291-302. 1985.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 2: Chroococcales**. *Archiv für Hydrobiologie*, suppl. 73, *Algological Studies* 43:157-226. 1986.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales**. *Arch. Hydrobiol./suppl.* 80: 1-4, *Algo. Studies*, 50-53: 327-472. Stuttgart. 1988.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 – Nostocales**. *Archiv für Hydrobiologie* 56:247-345. 1989.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. **Nomenclatural novelties in chroococcalean cyanoprokaryotes**. *Preslia*, 67:15-23. Praha. 1995.
- ANDERSON, D. **Red tides**. *Scientific American*, August: 52-58. 1994.
- ANTONELLO, A. **Influência das variações sazonais e espaciais nas variáveis limnológicas do reservatório de Boa Esperança, rio Parnaíba, PI**. 63p. (Dissertação de mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 2006.
- APELDOORN, M.E.; EGMOND, H.P.; SPEIJERS, G.J.A & BAKKER, G.J.I. **Toxins of cyanobacteria**. *Molecular Nutrition & Food Research*, 51: 7-60. 2007.
- ARCIFA, M. S.; FROELICH, C. G.; GIANESSELLA-GALVÃO, S. M. **Circulation Patterns and their Influence on Physico-Chemical and Biological Conditions in Eight Reservoirs in Southern Brazil**. *Verh. Int. Verein. Limnol*, n. 21, p. 1054-1059, 1981.
- AZEVEDO, M.T.P., SANT'ANNA, C.L. **Sphaerocavum, a new genus of planktic cyanobacteria from continental water bodies in Brazil**. *Algol. Studies*, v.109, p. 79-92, 2003.
- AZEVEDO, M.T.P.; SANT'ANNA, C.L. **Morfologia e reprodução**. In: SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUIJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.;

SOUZA, R.C.R. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Rio de Janeiro: Interciência, capítulo 2, p.4-8. 2006.

AZEVEDO, S.M.F.O. **Cianobactérias e eutrofização**. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL REPRESA DO LOBO – Broa – 30 anos de Pesquisa em Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento da Eutrofização. São Carlos. Resumos. São Paulo: IIE/USP/UFSCar. 2000.

AZEVEDO, S.M.F.O. **Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública**. Medicine on line, v.1, n.4, p.1-19. 1998.

AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. **First Report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa***. *Journal Applied Phycology*, v.6, n. 3, p.1-5. 1994.

AZEVEDO, S.M.F.O.; VASCONCELOS, V.M. **Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública**. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (orgs.) Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações. São Carlos: RIMA. Cap. 18. p. 433-452. 2006.

BABICA, P.; BLAHA, L.; MARSALEK, B. **Exploring the natural role of microcystins—a review of effects on photoautotrophic organisms**. *J. Phycol.* v. 42, n.9, p.9-20, 2006.

BAHLAOU, M. A.; BALEUX, B.; E FROUJI, M. **The effect of environmental factors on bacterial populations and community dynamics in high-rate oxidation ponds**. *Water Environ. Research*, 70. 1998.

BARBOSA, C. P.; ARAUJO, J. C.; JOCA, E. L. L. **Custo de disponibilização e distribuição da água por diversas fontes no Ceará**. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 36, p. 281-307, 2005.

BARBOSA, F.A.R. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na lagoa Carioca, Parque Florestal do Rio Doce, MG, Brasil**. Tese de Doutorado. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 207 p. 1981.

BARBOSA, J. E. **Dinâmica do Fitoplâncton e Codeterminantes Limnológicos nas Escalas de Tempo (Nictemeral/Sazonal) e de Espaço (Horizontal/Vertical) no Açude Taperoá II: Trópico Semi-Árido Paraibano**. Tese de Doutorado. São Carlos – SP, 208p. 2002.

BARICA, J. **Seasonal variability of N:P ratios in eutrophic lakes**. *Hydrobiol.* 191: 97-103. 1990.

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

BICUDO, C.E.M., MENEZES, M. **Gêneros de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)**. 2 ed. RiMa, São Carlos. Brasil, 502p. 2006.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. **Occurrence of *Cylindrospermopsis* (cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought**. *Aquat. Microb. Ecol.*, v.23, p. 13-27. 2000.

BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELIER, M. **Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil) 2003**. *Aquatic Microbial Ecology*, 25: 215-227. 2001.

BRANDÃO, C.C.S.; MONTEIRO, P.C.G; FONSECA, B.M.; ARANTES, C. **Avaliação da desinfecção solar na região centro-oeste do Brasil usando diferentes organismos indicadores de contaminação**. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, Rio de Janeiro, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria N.º 518, de 25 de março de 2004**. Brasília. 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília. 2005

BRASIL. Ministério da Saúde. **Comentários sobre a Portaria Nº 518, de 25 de março de 2004: subsídios para implementação**. Brasília. 2005a.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria N.º 1469, de 29 de dezembro de 2000**. Brasília. 2000

BROCK, T.D. **Evolutionary and ecological aspects of the cyanophytes**. In: N.G. Carr and B.A. Whitton [Eds]. *The Biology of the Blue-Green Algae*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 487-500p. 1973.

BRUCHET, A.; BERNAZEAU, F.;BAUDIN, I; PIERONNE, P. **Algal toxins in surface waters: analysis and treatment**. *Water Supply*, v. 16, n. 1/2, p. 619-623, 1998.

BULGAKOV, N.G.; LEVICH, A.P. **The nitrogen: phosphorus ratios as a factor regulating phytoplankton community structure**. *Archiv für Hydrobiologie* Vol. 146(1): 3-22.1999.

CARLSON, R.E. **A trophic state index for lakes**. *Limnology and Oceanography*.Mach, v22(2):361-369. 1977.

CARMICHAEL, W.W. **Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins**. *J. Appl. Bact.*, v. 72, p.445-459, 1992.

CARMICHAEL, W.W. **The toxins of cyanobacteria**. *Scientific American*, 271. p. 78-86. 1994

CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; AN, J.; MOLICA, R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.I.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins.** *Environmental Health Perspectives*, v. 109, n. 7, p. 663-668. 2001.

CEARÁ, Fundação Instituto de Planejamento do Estado do Ceará (IPLANCE), **Atlas do Ceará**, Fortaleza, IPLANCE, 64p., 1995.

CEARÁ. Governo do Estado. Portal de Serviços e Informações do Estado do Ceará. **Notícias sobre o Gerenciamento de Bacias Hidrográficas.** www.ceara.gov.br Fortaleza, CE. 2001. Acesso em 28/06/07

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano Estadual dos Recursos Hídricos.** Fortaleza, SRH, 4v., 1992.

CEARÁ. **Fundação Instituto de Planejamento do Estado do Ceará (IPLANCE), Atlas do Ceará.** Fortaleza, IPLANCE, 64p., 1995.

CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BENDATE, M. M. A. **Fundamentos Biológicos e Ecológicos Relacionados as Cianobactérias.** In: PÁDUA, V. L. Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 504p. PROSAB, 2006.

CEBALLOS, B.S.O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos dos trópicos semi-árido.** Tese de doutorado. USP - São Paulo, 192p. 1995.

CETESB, NT 06: L5.303. **Determinação da fitoplâncton de água doce – métodos qualitativos e quantitativos.** São Paulo, 1978.

CHELLAPA, N. T.; COSTA, M.A.M. **Dominant and co-existing species of cyanobactérias from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte state, Brazil.** *Acta Oecologica*, n.24, p. 3-10. 2003.

CHELLAPPA, N. T., COSTA, M.A.M., MARINHO, I.R. **Harmful cyanobacterial blooms from semiarid freshwater ecosystems of North-East Brasil.** *ASL Newsletter (Australian Society for Limnology)*, 38(2): 45-49. 2000.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M.A.M. **Dominant and co-existing species of cyanobactérias from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte state, Brazil.** *Acta Oecologica*, n.24, p. 3-10. 2003.

CHELLAPPA, N.T.; CAMARA, FRA. and ROCHA, O. **Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil.** *Braz. J. Biol.* vol.69, n.2, pp. 241-251. 2009.

CHORUS, I & L. R. MUR. **Preventive measures.** In: Chorus, I. & J. Bartram (ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring*

and management. World Health Organisation, London and New York: 235-274. 1999.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health, consequences, monitoring and management.** World Health Organization. London. 416p. 1999.

CODD, G.A. **Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance.** *Water Science and Technology*, Oxford, v.32, n-4, p.149-156. 1995.

COGERH – COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HIDRICOS. Disponível em www.cogerh.com.br. Acesso em: 15/06/07

COSTA, I.A.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T.. **Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir.** *Brazilian Journal of Biology*, 66: 211-219. 2006b.

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).** Resumos do VII Congresso Brasileiro de Limnologia, 106p. 2001.

COSTA, I.A.S.; CUNHA, S.R.S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M.F.F.; MELO, J.L.S.; SANT'ANNA, E.M.E. **Dinâmica de Cianobactérias em Reservatórios Eutróficos do Semi-Árido do Rio Grande do Norte.** *Oecologia Brasiliensis*, v. 13 (2), p. 382-401, 2009.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. **Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water.** *Applied and Environmental Microbiology*, Stockholm, v. 58, n.4, p. 1335-1343, Apr. 1992.

CYBIS, L. F.; BENDATI, M. M.; MAIOZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R.; DOMINGUES, C. D. **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: Caso da Represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.** Porto Alegre. PROSAB, 2006.

DANIEL, L.A. BRANDÃO, C.C.S; GUIMARÃES, J.R.; LIBÂNIO, M.; LUCA, S.J. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável.** Rio de Janeiro: RiMa/ABES, v. 1. 155p. 2001.

DATSENKO, I. S. **Estudo da Qualidade da Água dos Reservatórios do Estado do Ceará.** Relatório não Publicado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade de Fortaleza do Ceará, Fortaleza, 1999.

DATSENKO, I. S. **Peculiaridades do processo de eutrofização dos açudes da região semi-árida.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. Anais ABES, 1999(a).

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas**

tecnologias de tratamento. ABES. Rio de Janeiro. 140p. 1995.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2005.

DINIZ, R. **Ritmos nictemeris e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias em dois açudes do trópico semi-árido (PB).** Tese de Doutorado. UFCG, Campina Grande, Paraíba. 194p. 2005.

DOWNING, J.A.; OSENBURG, C.W.; SARNELLE, O. **Meta-analysis of marine nutrient – enrichment experiments: variation in the magnitude of nutrient limitation.** *Ecology*, Brooklym, v.80, n.4, p. 1157-1167. 1999.

ELSER *et al.* **Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems.** *Ecology Letters*, 10:1135-1142. 2007.

ERIKSSON, J.E.; GRÖNBERG, L.; NYGARD, S.; SLOTTE, J.P. & MERILUOTO, J.A.O. **Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR, a cyclic peptide toxin.** *Biochimica Biophysica Acta*, 1025: 60-6.1990.

ESTEVES, F. A. **Fundamento de Limnologia**, 2ª edição,. Rio de Janeiro: Interciência. 1998

FALCONER, I. R., RUNNEGAR, M. T. C., BUCKLEY, T., Huyn, V. L. e Bradshaw P. **Using activated carbon toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms.** *Journal American Water Works Association*, 81 (2), 102-105. 1989.

FALCONER, I.; HARDY, S.J.; HUMPAGE, A.R.; FROSCIO, S.M.; TOZER, G.J.; HAWKINS, P.R. **Hepatic and renal toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Cylindrospemopsis reciborskii* in male swiss albino mice.** *Environ. Toxicol.*, v.1, n.14, p.143-150. 1999.

FALCONER, I.R. **Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria.** *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal* 6: 177-184. 1991.

FALCONER, I.R.; BURCH, M.D.; STEFFENSEN, D.A.; CHOICE, M. & COVERDALE, O.R. **Toxicity of the blue-green alga (Cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment.** *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal*, 9: 131-139. 1994.

FAWELL, J.K., JAMES, C.P.; & JAMES, H.A. **Toxins from blue-green algae: toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water.** Medmenham, UK, Water Research Centre. FR0359/2/DoE 3. Foundation for Water Research, Marlow. 46p. 1994.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. D. **Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e conseqüências das florações**. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13(2), p. 247-258, 2009.

FITZGERALD, D.; CUNLIFFE, D. & BURCH, M. **Development of heath alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking-Water in South Australia**. *Environmental Toxicology*, 14: 203-207. 1999.

FONTELE, N.M.P.; 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. Porto Seguro – ABES. 2000.

FOSBERG, C. **Strategies and measures to protect Waters from eutrophication in Scandinavia**. *Water Qual. Bull. Canada*, v.6, n.2, p65-70. 1981.

FREITAS, M. A. V. **O estado das águas no Brasil: perspectivas de gestão e informações de recursos hídricos**. Brasília: ANEEL: SRH: OMM. 334p. 1999

FROSCIO, S.M.; HUMPAGE, A.R.; BURCHAM, P.C. & FALCONER, I.R. **Cell-free protein synthesis inhibition assay for the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin**. *Environmental Toxicology*, 16: 408-412. 2001.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano, na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 56p. 2003.

FUNCEME. **Redimensionamento da região semi-árida do Nordeste do Brasil**. Fortaleza. 112p. 1994.

GEMELGO, M.C.P.; SANT'ANNA, C.L.; TUCCI, A. & BARBOSA, H.R. **Population dynamics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, a cyanobacteria toxic species, in water supply reservoirs in São Paulo, Brazil**. *Hoehnea*, 35: 297-307. 2008.

GLEICK, P.H. **Water in Crisis – A Guide to the World's Fresh Water Resources**. Oxford, Oxford Press, 476p. 1993.

GOMES, L. N. L. **Estudo da associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores – MG..** Tese de Doutorado. Minas Gerais: Universidade Federal de Minas Gerais. 197p. 2008.

GOURMELON, M., CILLARD, J. & POMMEPUY, M. **Visible-light damage to *Escherichia coli* in seawater - oxidative stress hypothesis**. *J. Appl. Bact.* 77(1), 105–112. 1994

HAMILTON, S.K & LEWIS JR, W.M. **Basin morphology in relation to chemical and ecological characteristics of lakes on the Orinoco River flood-plain,**

Venezuela. Arch. Hydrobiol., 119:393-425. 1990.

HART, J., FAWELL, J. K. e CROLL, B. **The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment.** Water Supply, 16 (1-2), 611-616. 1998.

HAVENS, K. E.; THOMAS JAMES, R.; EAST., T.L.; SMITH, V. H. **N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution.** Environ. Pollution. n.122, p. 379-390, 2003.

HECKY, R.E. **A biogeochemical comparison of Lakes Superior and Malawi and the limnological consequences of an endless summer.** Aqua. Ecosys. Health Mangent. .n.3, p. 23- 33, 2000.

HIMBERG, K., KEIJOLA, A. M., HIISVIRTA, L., PYYSALO, H. e SIVONEN, K. **The effect of water treatment process on the removal of hepatotoxins form *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study.** Water Reaserch, 23 (8), 979-984. 1989.

HOEGER, S. J., SHAW, G., HITZFIELD, B. C. e DIETRICH, D. R. **Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water tratament plants.** Toxicon, 43, 639-649. 2004.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S. **Cinco décadas de estudos sobre ecologia do fitoplâncton no Brasil.** Limnotemas, Rio de Janeiro, v. 2, p. 1-22, 1999.

HUSZAR, V. L. M.; BICUDO, D. C.; GIANI, A.; FERRAGUT, C.; MARTINELLI, L. A. & HENRY, R. **Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil.** In: Roland, F.; D. César & M. Marinho. Lições de Limnologia. Rima Editora, São Paulo: 243-260. 2005.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. **Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: Do temperate models fit?.** Biogeochemistry, v. 79, n. 1/2, p. 239-250, 2006.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C. **Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical brazilian waters.** Hydrobiologia, 424: 67-77. 2000.

HYENSTRAND, P.; BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A. **Factors determininig yanobacterial success in aquatic systems – a literature review.** Arch. Hydrobiol. Spec. ssues dvanc. Limnol. v. 51, p. 41-62, 1998.

IBGE. **Contagem da população 2007.** Rio de Janeiro, 2007.

JARDIM, F.A.; CAVALIERI, S.O., GALLINARI, P.C., VIANNA, L.N.L. **Metodologia para a contagem de cianobactérias em células/mL – um novo desafio para o analista de laboratório.** Rev. Eng. Sanit. Amb., v. 7, n. 3, p. 109-111, 2002.

JARDIM, F.A.; FONSECA, Y.M.F.; VIANNA, L.N.L.; AZEVEDO, S.M.F.O.; CISCOTTO, P.H.C. **Primeira ocorrência de cianobactérias tóxicas em um reservatório da COPASA – Minas Gerais – Brasil.** *Revista Bios - Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas – PUC Minas*, v.9, n. 9, p. 83-91. 2003.

JARDIM, Fernando Antônio. **Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA MG.** 1999. 103f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1999.

JONES, G, **Limnological study of cyanobacterial growth in three south-east Queensland reservoirs.** In: DAVIS, J.R.. (Ed.) *Managing algal blooms – outcomes from CSIRO's multidivisional blue-green algal program.* CSIRO Land and Water. Canberra. Australia. p.51-65. 1997.

KAUFMAN, A. *et al.* **Water Treatment Modeling for Developing Communities.** A Report 94 Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for SYDE 461. University de Waterloo-Faculty of Engineering, Canadá, 2003.

KAPUCINSKY, R.B. & MITCHELL, R. **Solar radiation induces sublethal injury in *Escherichia coli* in seawater.** *Appl. Environ. Microbiol.* 670-4, 1981.

KEIJOLA, A. M., HIMBERG, K., ESALA, A. L., SIVONEN, K. e HIISVIRTA, L. **Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilotscale experiments.** *Toxicity Assessment: An International Journal*, 3, 643-656. 1988.

KOMÁREK, J. **Cocoid and colonial Cyanobacteria.** In: J.D. Wehr & R.G. Sheath (eds.) *Freshwater algae of North America: ecology and classification.* USA, Academic Press. P. 59-116. 950p. 2003.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chlorococcales.** – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heyning, H., Mollenhauer, D. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Gustav Fischer, Stuttgart, p.545. 1999.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota, 2. Teil: Oscillatoriales.** – In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl, M. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Gustav Fischer, Stuttgart, p. 759. 2005.

KORTMANN, R.W., AND P.H. RICH. **Lake ecosystem energetics: The missing management link.** In *Lake and Reserv. Manage.* 8(2): 77-97. 1994.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. **A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes.** In: TUNDISI J. G. 2003. *Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez.* São Carlos – São Paulo. 246p. 1981.

- KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. **Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis**. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 47, No. 260, pp. 583-621. 1952.
- KURODA, E. K.; ALBUQUERQUE Jr.; E. C.; Di BERNARDO, L.; TROFINO, J. C. **Caracterização e escolha do tipo de carvão ativado a ser empregado no tratamento de águas contendo microcistinas**. *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Campo Grande, MS, 10p. 2005.
- LAGOS, N. ONODERA H.; ZAGATTO P.A.; ANDRINOLO D.; AZEVEDO S.M.F.Q.; OSHIMA Y. **The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brasil**. *Toxicon*, Oxford, v.37, n.10, p. 1359-1373, Oct. 1999.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento** – São Paulo – Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências – USP. 238p. 2004.
- LANCIOTTI, E.; SANTINI, C.; LUPI, E.; BURRINI, D. **Actinomycetes, cyanobacteria and algae causing tastes and odours in water of the river Arno used for the water supply of Florence**. *Journal Water SRT-Acqua*. v.52, p. 489-500. 2003.
- LEE, G.F.; JONES-LEE, A. **Determination of nutrient limiting maximum algal biomass in waterbodies**. Report G. Fred Lee e Associates, El Macedo, CA. 6p. 1998.
- LEFLAIVE, J.; TEN-HAGE, L. **Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins**. *Fresh. Biol.*, v. 52, n. 2, p. 199-214, 2007.
- LEPRUN, P. **Primeira avaliação das águas superficiais do nordeste**. Recife, SUDENE. 141p. (Relatório final de Convênio). 1983.
- LIMA, D. **Análise da composição, abundância e distribuição da comunidade de fitoplânctônica nos reservatórios do sistema em cascata do médio e baixo Tietê/SP**. 312p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2004.
- LINS, R.P. **Limnologia da barragem de Acauã e codeterminantes socioeconômicos de seu entorno: uma interação do limnólogo com sua unidade de estudo**. João Pessoa, 134p. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal da Paraíba. 2006.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona. Omega. 1010p. 1983.
- MARGAT, J. **Repartition des Ressources et des Utilisations d'eau dans le Monde: Disparités Présentes et Futures**. *La Houille Blanche*, n. 2, p. 40-51. 1998.
- MARINHO, M.M. & HUSZAR, V.L.M. **Nitrogen availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southern Brasil)**. *Archiv für Hydrobiologie*, 153: 443-468. 2002.

- MINILLO, A. **Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias em reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) e relação com as características limnológicas do sistema.** Tese de doutorado. USP - São Paulo, 400p. 2005.
- MOLICA, R., ONODERA, H., GARCIA, C., RIVAS, M., ANDRINOLO, D., NASCIMENTO, S., MEGURO, H., OSHIMA, Y, AZEVEDO, S. M. F. O. & LAGOS, N. **Toxins in freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas Reservoir in Caruauru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue.** – *Phycologia* 41: 606–611. 2002.
- MOLICA, R.; AZEVEDO, S. **Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas.** *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, p. 229-246, 2009.
- MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L. & AZEVEDO, S.M.F.O. **Occurrence of saxitoxins and anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply.** *Harmful Algae*, 4: 743-753. 2005.
- MOLLE, F. **Perdas por evaporação e infiltração em pequenos açudes.** Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME. 175P.1989.
- MUR, L.R.; SKULBERG, O.M., UTKILEN, H. **Cyanobacteria in the environment.** In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.) *Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management.* World Health Organization. London and New York, p. 15-40. 1999.
- NICHOLSON, B.C.; SHAW, G.; MORRALL, J.; SENOGLES, P.J.; WOODS, T.A.; PAPAGEORGIOU, J.; KAPRALOS, C.; WICKRAMASINGHE, W.; DAVIS, B.C.; AGLES, HAM, G.K.; MOORE, M. R. **Chlorination for degrading saxitoxins (paralytic shellfish poisons) in water.** *Environmental Technology*, v. 24, n. 11, p. 1341-1348, 2003.
- NICKLISCH, A.; SHATWELL, T. & KÖLLER, J. **Analysis and modeling of the interactive effects of temperature and light on phytoplankton growth and relevance for the spring bloom.** *Journal of Plankton Research*, 30(1): 75-91. 2008.
- ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara, p. 434. 1988.
- ODUM, E. P. **Fundamentals of Ecology.** 3ed. – W.B-Saunders Company. Philadelphia.London. Toronto. 574p. 1971.
- OLRIK, K. **Phytoplankton ecology.** Danish Environmental Protection Agency, Denmark. 183 p. 1994.
- ORGANIZACIÓN METEOROLÓGICA MUNDIAL. **Hay suficiente água en el mundo?** Genève: OMM; Paris: UNESCO. p. 22. 1997.

PACTO DAS ÁGUAS. **Compromisso socio-ambiental compartilhado – continuando o diálogo. Assembléia Legislativa do Ceará.** Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos. Fortaleza-Ce, 30p. 2009.

PADISÁK, J. **Phytoplankton.** Pp. 251-308. *In:* P. O'Sullivan & C.S. Reynolds (eds.). *The lakes handbook: limnology and limnetic ecology.* Volume 1. Blackwell Publishing, USA. 871p. 2004.

PÁDUA, V. L. (Org.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água.** 1. ed. Petrópolis-RJ: Sermograf Artes Gráficas e Editora Ltda, v. 1. 504 p. 2006.

PAERL, H.W. & HUISMAN, J. **Blooms like it hot.** *Science*, 320: 57-58. 2008.

PAERL, H.W. **Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae.** Pp. 261-315. *In:* C.D. Sandgren (ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.* Cambridge University Press, Cambridge. 442p. 1988.

PAERL, H.W. **Nutrient and Other Environmental Controls of Harmful Cyanobacterial *Florações* along the freshwater-marine continuum.** Pp. 217-237. *In:* H.K. Hudnell (ed.). *Cyanobacterial Harmful Algal *Florações*: state of Science and Research Needs.* *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 619: 217-213. 2008.

PANOSSO, R. F. **Influência do regime hidrológico e das características morfométricas sobre algumas variáveis limnológicas de um lago amazônico (Lago Batata, PA) impactado por rejeito de bauxita.** 119p. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 1993.

PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUSA, S.R. & MACEDO, V. **Incidência de cianobactérias tóxicas e cianotoxinas em reservatórios do semi-árido potiguar.** *In:* Seminário de Avaliação do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD, 1. João Pessoa. Workshop Caatinga: Estrutura e Funcionamento. I Seminário de Avaliação. 2003.

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.

PARK, H.D.; KIM, B.; KIM, E.; OKINO, T. **Hepatotoxic microcystins and neurotoxic anatoxin-a in cyanobacterial blooms from Korean lakes.** *Environ. Toxicol. Water Qual.*, n. 13, p. 225-234. 1998.

PENDLETON, P., SCHUMANN, R. e WONG, S. H. **Microcystin-LR adsorption by activated carbon.** *Journal of Colloid and Interface Science*, 240, 1-8. 2001.

PEREIRA, R.H.G. **Análise da distribuição, densidade e diversidade de Copepoda Calanoida e Cyclopoida nos reservatórios e tributários do Médio e Baixo rio Tietê e sua correlação com as características limnológicas do**

sistema. 289p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlo. 2003.

REBOUÇAS, A. C. **Panorama da Água Doce no Brasil, Rio 92 – Cinco Anos depois**. Instituto de Estudos Avançados – USP/Acad. Brás. Ci., p. 59-107. 1997.

REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3ed. São Paulo: Escrituras. 747p. 2006.

REDFIELD, A. C. **The biological control of chemical factors in the environment**. Am. Sci. 46: 205-222. 1958.

REED, R.H. **Innovations in solar water treatment**. In: **23rd WEDC CONFERENCE WATER AND SANITATION FOR ALL: PARTNERSHIPS AND INNOVATIONS**. Durban, South Africa, 1997.

REYNOLDS, C.S. **Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton**. *Archiv für Hydrobiologie* Vol. 146(1): 23-35. 1999.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. **Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton**. *Journal of Plankton Research*. 24: 417-428. 2002.

RHEE, G. Y. **Effects of environmental factors on phytoplankton growth**. In: MARSHALL, K. C. (ed.) – **Advances in microbial ecology**. Plenum Press, New York, p. 33-74. 1982.

RIBEIRO, I.V.A.S. **Estudo do estado trófico do reservatório Acarape do Meio mediante a determinação de indicadores de qualidade de água**. Tese de doutorado em Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 198p. 2007.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer**. 5ed. Paris: Dunod, v.1, 629p. 1975.

SAKER, M.L.; THOMAS, A.D.; NORTON, J. H. **Cattle mortality attributed to the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in an outback region of North Queensland**. *Environ. Toxicol.*, v.1, n.14, p. 179-182. 1999.

SALAS, H. J. & MARTINO, P. **A simplified trophic state model for warm water tropical lakes**. *Water Research*. Vol. 25(3), p. 341-350. 1991.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. **Contribution to the Knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil**. *Nova Hedwigia*, Stuttgart, v. 71, n. 3-4, p. 359-385. 2000.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P. **Oscillatoriaceae (Cyanophyceae) from São Paulo State, Brazil**. *Nova Hedwigia*, v.16, p. 89-131, 1989.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. WERNER, V. R. DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. **Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil.** *Algal Studies*, v. 126, p. 251-265, 2008.

SCHAFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre: Universitária, 532p. 1985.

SCHINDLER, D. W. **Evolution of phosphorus limitation in lakes.** *Science*. 196:260-262. 1977.

SCHINDLER, D.W. **Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters.** *Limnol. Oceanogr.*, 23, p. 478-486. 1978.

SCHOPF, J.W. **Cyanobacteria. Pioneers of the early Earth.** In: A.K.S.K, Prasad, J.A. Nienow and V.N.R Rao[Eds] *Contributions in Phycology.* Nova Hedwigia, beiheft 112, J. Cramer, Berlin, 13-32p. 1996.

SHAW, G.; SEAWRIGHT, A.; SHAHIN, M.; SENOGLES, P.; MUELLER, J. & MOORE, M. **The cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin: Human health risk assessment.** Pp 56. *In:* 9th International Conference on Harmful Algal Blooms, Hobart, Australia. 518p. 2000.

SHIKLOMANOV, I. A. **Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world: assessment of water resources and water availability in the world.** Geneva: WMO, 85p. 1997.

SHIKLOMANOV, I. A. **World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century.** Paris:UNESCO, 76p. 1998.

SIEGEL, S.; CASTELLAN, N. **Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences**, second edition, New York: McGraw-Hill, 399 pp. 1988.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias.** Editora ABES, 140p. 1979.

SMITH, V. H. **Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton.** *Science* 221:669-671. 1983.

SMITH, V. H.; BANNETT, S.J. **Nitrogen:phosphorus supply ratios and phytoplankton community structures in lake.** *Arch. Hydrobiol.* 146(1) 37-53. 1999.

SRH-CE. SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ. **Plano de Gerenciamento de Águas das Bacias Metropolitanas,** Ceará. 2001.

STANIER, R.Y; ADELBERG, E.A.; INGHAM, J.L. **General Microbiology.** New York:

The Macmillan Press LTD, 871p. 1979.

STARLING, F.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C.; MOREIRA, R. **Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill.** *Freshwater Biology* 47: 2443-2452. 2002.

TEXEIRA, M.G.L.C.; COSTA, M.C.N.; CARVALHO, V.L.P.; PEREIRA, M.S. & HAGE, E. **Gastroenteritis epidemic in the área of the Itaparica, Bahia, Brazil.** *Bulletin of PAHO*, 27(3): p. 244-253. 1993.

THORNTON, J.A. & RAST, W. **A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes.** In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G., and DUNCAN, A., *Comparative reservoir limnology and water quality management, developments in hydrobiology 77*: Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, p. 1-24. 1993.

TILMAN, D. & S. S. KILHAM. **Phosphate and silicate uptake and growth kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semi-continuous culture.** *J. Phycol.* 12: 375-383. 1976.

TOLEDO JR., A P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. Anais. Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p.1-34. 1983.

TORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives.** A Wiley-Interscience. New yourk. 246p. 1990.

TUNDIDI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. **Limnology and Management of Reservoirs in Brazil.** In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (ed.) *Comparative reservoir Limnology and Water Quality Management*, Kluwer Academic Publisher. Printed in the Netherlands, p. 25-55. 1993.

TUNDISI, J. G. A. **Key factors of reservoir functioning and geographical aspects of reservoir limnology.** Chairman's Overview. In: *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.*, n. 33, p. 645-646, 1990.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 631p. 2008.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** São Carlos: RIMA / Instituto Internacional de Ecologia. 2005.

UENO. Y.; NAGATA, S.; TSUTSUMI, T.; HASEGAWA, A.; WATANABE, M.F.; PARK, H.-D.; CHEN. G.-C.; CHEN, G.; YU, S.Z. **Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay.** *Carcinogenesis*, v.17, n.6, p. 1317-1321. 1996.

UNEP-IETC. **Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: Uma Abordagem Integrada ao Problema da Eutrofização**. Séries de Publicações Técnicas [11P]. 385p. 2001.

VASCONCELOS, V.M.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. **Isolation of microcystin-LR from a *Microcystis* (cyanobacteria) waterbloom collected in the drinking water reservoir for Porto, Portugal**. *J. Environ. Sci. Health*, v. A28, n. 9, p. 2081- 2094. 1993.

VERONEZI, M. V.; GIANI, A; MELO, C. S.; GOMES, L. L; LIBÂNIO, L. **Avaliação da remoção de saxitoxinas por meio de técnicas de tratamento das águas de abastecimento**. *Eng. Sanit. Ambient.*, vol.14, n.2, pp. 193-204. ISSN 1413-4152. 2009.

VIEIRA, J.M.D.; AZEVEDO, M.T.D.; AZEVEDO, S.M.F.O.; HONDA, R.Y. & CORREA, B. **Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belem, PA,) Brazilian Amazonia region**. *Toxicon*, 42: 709-713. 2003.

VILAR, M.S.A. **Condições ambientais e da qualidade da água no processo de eutrofização de açudes em cascata no semi-árido paraibano**. Dissertação de Mestrado (PRODEMA). Paraíba. Universidade Federal da Paraíba. 2009.

VOLLENWEIDER, R. **Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, With Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication**. Tech. Report DAS/CSI/68.27, OECD, Paris, 220 pp. 1968.

VOLLENWEIDER, R. & KEREKES, J. **Eutrophication of water, monitoring, assessment and control**, OECD, Paris. 1982.

VOLLENWEIDER, R. **Eutrophication: a global problem**. *Water Qual. Bull. Canadá*, v.6, n.3, p.56-62. 1981.

WEGELIN, M.; AHMED, R.; AHMED, N. **Progress in Solar Water Disinfection (SODIS)**. In: *24th WEDC Conference, Sanitation and Water For All*. Islamabad, Pakistan, 1998.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian. 919p. 1993.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems**. San Diego: Academic Press. 1006 p. (3ª ed.) 2001.

WHO - World Health Organization. **Guideline for Drinking Water Quality**, WHO. 36p. 1998.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality. Addendum to volume 1: Recommendations** . World Health Organization, Genebra, p. 36. 2004.

- WOLK, P. **Control of sporulation in blue-green**. *Devl. Boil.* 12: 15-25p.1965.
- WOLK, P. **Physiological chemistry of blue-green algae**. *Bact. Rev.* 37:15-25p. 1973.
- WORLD RESOURCES INSTITUTE. **World Resources 1990-91**. Essential Data on 146 Countries. Oxford, Oxford University Press, p. 161-178. 1991.
- XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. **Eutrofização**. In: ANDREOLI, C. & CARNEIRO, C. *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar, 2005.
- YOO, R.S.; CARMICHAEL, W.W.; HOEHN, R.C.; HRUDEY, S.E. **Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: A resoucer guide** Denver: AWWA Foundation and the American Water Works Association. 229p. 1995.

ANEXOS

Tabela 1 - Matriz de correlação de Spearman dos 23 parâmetros bióticos e abióticos coletados nas sete estações de monitoramento do reservatório do Acarape do Meio no período chuvoso (Janeiro – maio/2008)

	T	Transp.	V. vento	Z fot.	pH	CE	Alc.T	DBO	OD	NH3-T	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	N-org	NTK	NT	PT	OPS	P-org	Clor "a"	Feof "a"	CTT	E. coli	Ciano
T	1	-0,45	-0,59	-0,44	0,76	0,31	0,60	0,23	0,60	-0,28	-0,64	-0,44	0,43	0,32	0,06	0,23	0,37	0,27	0,35	-0,19	-0,19	0,20	0,17
Transp.	-0,45	1,00	0,44	1,00	-0,39	-0,22	-0,12	-0,51	-0,46	0,31	0,13	0,43	-0,74	-0,57	-0,42	-0,29	0,06	-0,28	-0,74	0,03	0,03	-0,26	-0,24
V. vento	-0,59	0,44	1,00	0,44	-0,74	0,12	-0,62	-0,46	-0,61	0,14	0,34	0,41	-0,17	-0,13	0,03	-0,52	-0,34	-0,61	-0,11	0,22	0,22	-0,49	-0,45
Z fot.	-0,44	1,00	0,44	1,00	-0,40	-0,20	-0,11	-0,51	-0,46	0,33	0,14	0,43	-0,73	-0,56	-0,41	-0,31	0,06	-0,27	-0,74	0,03	0,03	-0,26	-0,23
pH	0,76	-0,39	-0,74	-0,40	1,00	0,08	0,46	0,21	0,76	-0,46	-0,60	-0,48	0,38	0,29	0,03	0,16	0,43	0,20	0,29	-0,34	-0,34	0,32	0,10
CE	0,31	-0,22	0,12	-0,20	0,08	1,00	0,00	0,17	-0,05	-0,03	-0,29	-0,22	0,22	0,18	0,01	-0,16	-0,02	0,02	0,17	0,29	0,29	-0,11	-0,34
Alc.T	0,60	-0,12	-0,62	-0,11	0,46	0,00	1,00	0,09	0,28	-0,01	-0,35	-0,19	0,21	0,20	0,07	0,42	0,41	0,42	-0,15	-0,08	-0,08	0,36	0,37
DBO	0,23	-0,51	-0,46	-0,51	0,21	0,17	0,09	1,00	0,12	-0,04	-0,25	-0,50	0,35	0,29	0,15	0,19	-0,03	0,26	0,27	0,25	0,25	0,24	0,14
OD	0,60	-0,46	-0,61	-0,46	0,76	-0,05	0,28	0,12	1,00	-0,43	-0,16	-0,21	0,34	0,23	0,12	0,13	0,12	0,38	0,28	-0,43	-0,43	0,27	0,22
NH3-T	-0,28	0,31	0,14	0,33	-0,46	-0,03	-0,01	-0,04	-0,43	1,00	0,12	0,05	-0,34	-0,03	0,10	-0,03	0,01	-0,22	-0,33	0,14	0,14	-0,15	0,03
NO₂⁻	-0,64	0,13	0,34	0,14	-0,60	-0,29	-0,35	-0,25	-0,16	0,12	1,00	0,60	-0,04	0,02	0,32	-0,09	-0,48	0,11	-0,06	0,13	0,13	-0,19	-0,04
NO₃⁻	-0,44	0,43	0,41	0,43	-0,48	-0,22	-0,19	-0,50	-0,21	0,05	0,60	1,00	-0,23	-0,24	0,14	-0,23	-0,33	-0,12	-0,27	-0,07	-0,07	-0,31	0,02
N-org	0,43	-0,74	-0,17	-0,73	0,38	0,22	0,21	0,35	0,34	-0,34	-0,04	-0,23	1,00	0,90	0,74	0,27	0,07	0,17	0,67	0,21	0,21	0,35	0,02
NTK	0,32	-0,57	-0,13	-0,56	0,29	0,18	0,20	0,29	0,23	-0,03	0,02	-0,24	0,90	1,00	0,85	0,33	0,10	0,13	0,58	0,32	0,32	0,35	0,06
NT	0,06	-0,42	0,03	-0,41	0,03	0,01	0,07	0,15	0,12	0,10	0,32	0,14	0,74	0,85	1,00	0,13	-0,13	0,04	0,37	0,21	0,21	0,11	0,10
PT	0,23	-0,29	-0,52	-0,31	0,16	-0,16	0,42	0,19	0,13	-0,03	-0,09	-0,23	0,27	0,33	0,13	1,00	0,37	0,48	0,22	0,15	0,15	0,58	0,22
OPS	0,37	0,06	-0,34	0,06	0,43	-0,02	0,41	-0,03	0,12	0,01	-0,48	-0,33	0,07	0,10	-0,13	0,37	1,00	-0,10	0,01	-0,05	-0,05	0,47	-0,21
P-org	0,27	-0,28	-0,61	-0,27	0,20	0,02	0,42	0,26	0,38	-0,22	0,11	-0,12	0,17	0,13	0,04	0,48	-0,10	1,00	0,06	-0,01	-0,01	0,45	0,37
Clor "a"	0,35	-0,74	-0,11	-0,74	0,29	0,17	-0,15	0,27	0,28	-0,33	-0,06	-0,27	0,67	0,58	0,37	0,22	0,01	0,06	1,00	0,11	0,11	0,16	0,11
Feof "a"	-0,19	0,03	0,22	0,03	-0,34	0,29	-0,08	0,25	-0,43	0,14	0,13	-0,07	0,21	0,32	0,21	0,15	-0,05	-0,01	0,11	1,00	1,00	0,07	-0,06
CTT	0,12	-0,28	-0,51	-0,28	0,29	-0,17	0,31	0,22	0,30	-0,10	-0,09	-0,24	0,35	0,34	0,22	0,49	0,44	0,44	0,09	-0,06	1,00	0,93	0,11
E. coli	0,20	-0,26	-0,49	-0,26	0,32	-0,11	0,36	0,24	0,27	-0,15	-0,19	-0,31	0,35	0,35	0,11	0,58	0,47	0,45	0,16	0,07	0,93	1,00	0,19
Ciano	0,17	-0,24	-0,45	-0,23	0,10	-0,34	0,37	0,14	0,22	0,03	-0,04	0,02	0,02	0,06	0,10	0,22	-0,21	0,37	0,11	-0,06	0,11	0,19	1,00

OBS: Coeficientes em negrito são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%

Tabela 2 - Matriz de correlação de Spearman dos 23 parâmetros bióticos e abióticos coletados nas sete estações de monitoramento do reservatório do Acarape do Meio no período seco (Junho – Dezembro/2008)

	T	Transp.	V. vento	Z fot.	pH	CE	Alc.T	DBO	OD	NH3-T	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	N-org	NTK	NT	PT	OPS	P-org	Clor "a"	Feof "a"	CTT	E. coli	Ciano
T	1,00	-0,31	0,11	-0,32	0,22	-0,17	-0,08	-0,21	0,10	0,34	-0,42	-0,05	-0,14	0,11	-0,15	-0,16	-0,05	-0,28	0,02	0,31	0,31	0,29	0,46
Transp.	-0,31	1,00	0,54	0,86	-0,73	0,48	-0,39	0,20	-0,33	0,01	0,20	0,29	-0,44	-0,41	-0,20	-0,22	-0,40	-0,09	-0,61	0,24	0,24	0,11	-0,92
V. vento	0,11	0,54	1,00	0,54	-0,22	0,21	-0,16	-0,28	-0,38	0,50	-0,10	0,14	-0,43	-0,21	-0,21	0,00	0,06	-0,03	-0,69	.	.	0,33	-0,50
Z fot.	-0,32	0,86	0,54	1,00	-0,64	0,37	-0,25	0,15	-0,42	-0,01	0,15	0,20	-0,51	-0,53	-0,35	-0,05	-0,46	0,01	-0,46	-0,08	-0,08	0,11	-0,92
pH	0,22	-0,73	-0,22	-0,64	1,00	-0,77	0,59	-0,19	0,17	0,08	-0,61	-0,52	0,26	0,28	-0,20	0,37	0,45	0,19	0,47	-0,16	-0,16	0,00	0,81
CE	-0,17	0,48	0,21	0,37	-0,77	1,00	-0,48	0,24	0,20	-0,19	0,58	0,45	-0,03	-0,20	0,25	-0,27	-0,31	-0,02	-0,22	0,21	0,21	0,28	-0,56
Alc.T	-0,08	-0,39	-0,16	-0,25	0,59	-0,48	1,00	0,13	0,16	0,15	-0,51	-0,32	0,08	0,17	-0,06	0,41	0,46	0,31	0,16	-0,35	-0,35	0,33	0,48
DBO	-0,21	0,20	-0,28	0,15	-0,19	0,24	0,13	1,00	0,40	-0,28	0,18	0,10	0,06	0,05	0,24	-0,12	-0,24	0,08	-0,13	-0,24	-0,24	-0,17	0,11
OD	0,10	-0,33	-0,38	-0,42	0,17	0,20	0,16	0,40	1,00	-0,59	0,05	-0,17	0,44	0,22	0,22	-0,12	0,22	0,00	0,30	-0,11	-0,11	-0,15	0,64
NH3-T	0,34	0,01	0,50	-0,01	0,08	-0,19	0,15	-0,28	-0,59	1,00	-0,17	0,31	-0,35	0,08	-0,07	0,11	0,00	-0,07	-0,16	0,00	0,00	0,36	-0,17
NO₂⁻	-0,42	0,20	-0,10	0,15	-0,61	0,58	-0,51	0,18	0,05	-0,17	1,00	0,52	0,03	-0,05	0,35	-0,26	-0,38	-0,28	-0,02	-0,28	-0,28	-0,24	-0,51
NO₃⁻	-0,05	0,29	0,14	0,20	-0,52	0,45	-0,32	0,10	-0,17	0,31	0,52	1,00	-0,31	-0,13	0,33	-0,42	-0,49	-0,22	0,02	-0,02	-0,02	0,04	-0,65
N-org	-0,14	-0,44	-0,43	-0,51	0,26	-0,03	0,08	0,06	0,44	-0,35	0,03	-0,31	1,00	0,82	0,60	0,05	0,29	0,06	0,42	0,30	0,30	-0,23	0,69
NTK	0,11	-0,41	-0,21	-0,53	0,28	-0,20	0,17	0,05	0,22	0,08	-0,05	-0,13	0,82	1,00	0,68	0,01	0,34	-0,12	0,23	0,25	0,25	0,17	0,63
NT	-0,15	-0,20	-0,21	-0,35	-0,20	0,25	-0,06	0,24	0,22	-0,07	0,35	0,33	0,60	0,68	1,00	-0,17	-0,03	-0,05	0,16	0,46	0,46	-0,01	0,08
PT	-0,16	-0,22	0,00	-0,05	0,37	-0,27	0,41	-0,12	-0,12	0,11	-0,26	-0,42	0,05	0,01	-0,17	1,00	0,27	0,60	0,07	-0,36	-0,36	-0,03	0,11
OPS	-0,05	-0,40	0,06	-0,46	0,45	-0,31	0,46	-0,24	0,22	0,00	-0,38	-0,49	0,29	0,34	-0,03	0,27	1,00	0,02	-0,11	-0,26	-0,26	-0,02	0,52
P-org	-0,28	-0,09	-0,03	0,01	0,19	-0,02	0,31	0,08	0,00	-0,07	-0,28	-0,22	0,06	-0,12	-0,05	0,60	0,02	1,00	-0,07	0,07	0,07	-0,13	0,04
Clor "a"	0,02	-0,61	-0,69	-0,46	0,47	-0,22	0,16	-0,13	0,30	-0,16	-0,02	0,02	0,42	0,23	0,16	0,07	-0,11	-0,07	1,00	-0,09	-0,09	-0,07	0,70
Feof "a"	0,31	0,24	.	-0,08	-0,16	0,21	-0,35	-0,24	-0,11	0,00	-0,28	-0,02	0,30	0,25	0,46	-0,36	-0,26	0,07	-0,09	1,00	1,00	.	.
CTT	0,12	0,41	0,40	0,41	-0,05	0,03	0,32	-0,01	-0,70	0,56	-0,34	-0,05	-0,35	-0,07	-0,22	0,22	0,08	0,21	-0,52	1,00	1,00	0,52	-0,25
E. coli	0,29	0,11	0,33	0,11	0,00	0,28	0,33	-0,17	-0,15	0,36	-0,24	0,04	-0,23	0,17	-0,01	-0,03	-0,02	-0,13	-0,07	.	0,52	1,00	0,00
Ciano	0,46	-0,92	-0,50	-0,92	0,81	-0,56	0,48	0,11	0,64	-0,17	-0,51	-0,65	0,69	0,63	0,08	0,11	0,52	0,04	0,70	.	-0,25	0,00	1,00

OBS: Coeficientes em negrito são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%

Tabela 3 – Resultados dos testes estatísticos de Kruskal-Wallis que indicaram diferenças significativas ($p < 0,05$) dos parâmetros abióticos e bióticos avaliados entre as estações nos períodos chuvoso e seco, ao nível de significância de 5%.

Variáveis	Período chuvoso	Período seco
	Resultado	Resultado
T	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
Transp.	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
V. vento	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
Z fot.	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
pH	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
CE	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
Alc.T	Estação 4 significativamente diferente das estações 5, 6 e 7.	Sem diferença significativa entre as estações
DBO	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
OD	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
NH ₃ -T	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
NO ₂ ⁻	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
NTK	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
NT	Estação 7 significativamente diferente das estações 2, 4, 5, 6. E estação 2 significativamente diferente das estações 3 e 4.	Sem diferença significativa entre as estações
PT	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
OPS	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
Clor "a"	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
Feof "a"	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
CTT	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
E. coll	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações
Ciano	Sem diferença significativa entre as estações	Sem diferença significativa entre as estações

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Abóbora

Uma família botânica com vários representantes de importância como hortaliças, é a família *Cucurbitaceae*, que compreende aproximadamente 760 espécies distribuídas em todo o mundo. A família inclui pepinos (*Cucumis sativus*), melões (*Cucumis melo* L.), melancias (*Citrillus lanatus* (Thunb.) Matsun et Nakai) e abóboras (*Cucurbita*) (FAO, 2006; RAMOS, 1999; ZITTER et al., 1998). Dentre as hortaliças pertencentes a esta família se destacam as abóboras, *Cucurbita maxima* Duchesne, *Curcubita moschata* Duchesne, *Curcubita pepo* L. e diversos híbridos interespecíficos (FILGUEIRA, 2003).

A abóbora é um vegetal originário das Américas do Norte e Central e atualmente é cultivada em todo o mundo, com significativa participação na alimentação de muitos países devido às suas características nutricionais e à coloração atrativa (CARAMEZ et al., 2008). No Brasil são consumidos frutos de duas espécies do gênero *Cucurbita*: *C. pepo* L e *C. moschata* D. (CARDOSO, 2007a).

A abóbora *C. moschata* D. (Figura 2.1) contém em média 1,3% de fibras e 96% de água, com a seguinte composição em 1 kg: 40 calorias, 280 mg de vitamina A, 700 mg de vitamina B5, 100 mg de vitamina B2, 55 mg de vitamina B, além de minerais como cálcio, fósforo, potássio, sódio, ferro e enxofre (LUENGO et al., 2000). Vários autores pesquisaram a *C. moschata* D., seja no que se refere ao seu valor econômico quanto ao aspecto ornamental e à composição nutricional dos frutos (BOITEUX et al., 2007; CARDOSO, 2007a; CARDOSO, 2007b; GARCIA et al., 2007; MELLO et al., 2004).



Figura 2.1 – Frutos de abóbora (*C. moschata* Duchesne) variedade jacarezinho

Outros autores estudaram a cinética de desidratação osmótica verificando as mudanças microestruturais no tecido da abóbora *C. pepo*, métodos de secagem para suas sementes citando, também, seu potencial econômico e o uso na culinária e da produção mundial (DOYMAZ, 2007; MAYOR et al., 2006; MAYOR et al., 2008; MURKOVIC et al., 2004; MURKOVIC & PFANNHAUSER, 2000; PAKSOY & AIDYN, 2004; PERIČIN et al., 2008; SACILIK, 2007; SIEGMUND & MURKOVIC, 2004). Outra espécie muito estudada em pesquisas sobre secagem foi a *C. máxima* (ARÉVALO-PIÑEDO & MURR, 2006; CERQUEIRA et al., 2008; GONÇALVES et al., 2007; PORTO et al., 2004).

2.1.1 - Sementes de abóbora

A semente é uma fonte de alimento básico e, mediante sua produção agrícola, é essencial para o ser humano, servindo direta ou indiretamente na sua alimentação e na de vários animais (YANES, 1997).

Dentre diversas fontes alimentares alternativas ricas em fibra, pode-se citar um dos subprodutos da abóbora (*C. pepo* L. e *C. máxima* Duch.): a semente (DEL-VECHIO et al., 2005), que é oval-oblonga, achatada e mais afilada em uma de suas extremidades (Figura 2.2). Possui coloração branca ou amarelada com reflexos esverdeados em ambas as faces (CARAMEZ et al., 2008). Exibe propriedades funcionais únicas, como: alta absorção de água e gordura e possui propriedade emulsificante, o que sugere a habilidade da incorporação da semente de abóbora a produtos de padaria (MANSOUR, 1999).



Figura 2.2 – Semente de abóbora (*C. moschata* Duchesne var. jacarezinho)

A semente possui elevado teor de fibra alimentar, efeito vermífugo e antioxidante e representa, também, uma boa fonte protéica (ESUOSO et al., 1998). Entretanto, seu consumo, *in natura* sem sofrer tratamento térmico prévio, poderá diminuir a

biodisponibilidade de determinados nutrientes (DEL-VECHIO et al., 2005). Além disso, a semente de abóbora está sendo aplicada de várias formas na alimentação humana, como aperitivo, óleo ou em forma de farinha (ESUOSO et al., 1998).

As sementes são ricas em ferro, devendo ser utilizadas em regiões onde se verifica deficiência de ferro na alimentação, tendo função reconstituente para crianças anêmicas, desnutridas e raquíticas (KALLUF, 2006). As sementes descascadas são ricas em gorduras (40-60%) e proteínas (30-40%), contendo baixo teor de açúcares livres e amido (ROBINSON, 1997).

MURKOVIC et al. (2004) estudando as alterações da composição química do óleo de semente de abóbora (*C. pepo*) durante o processo de torrefação, afirmaram que este é de grande interesse devido ao sabor característico e também à sua potencial cura no câncer de próstata, além de possuir ácidos graxos e micronutrientes que incluem vitamina E, fitosteróis e esteróis vegetais, que reduzem o efeito do colesterol sérico. O óleo deve ser usado em saladas, em virtude de sua composição química possuir ácidos graxos: ácido esteárico (12,4%), ácido palmítico (5,43%), ácido oléico (27,6%) e ácido linoléico (54,2%) (MURKOVIC et al., 2004; SIEGMUND & MURKOVIC, 2004).

EL-ADAWY & TAHA (2001) avaliando a composição química de farinhas de sementes de pimentão (*Capsicum annuum*), abóbora (*C. pepo*) e melancia (*Citrullus vulgaris*), verificaram uma quantidade significativa de P, K, Mg, Mn e Ca, sendo que a farinha de sementes de abóbora apresentou os maiores valores de aminoácidos essenciais e proteínas digestíveis *in vitro*, em relação às outras farinhas examinadas. Esses autores ainda concluíram que a utilização dessas sementes poderia proporcionar renda extra e, ao mesmo tempo, ajudar a minimizar os problemas de eliminação de resíduos.

SANT'ANNA (2005), avaliando a composição centesimal e teor de fibra alimentar da semente de abóbora (*C. pepo*) verificou os teores observados na Tabela 2.1, comprovando o alto valor nutritivo desta semente.

Tabela 2.1 - Composição centesimal e teor de fibra alimentar da semente de abóbora (*Cucurbita pepo*) cultivada em Santo Amaro da Imperatriz, SC

Componente	Valor
Umidade (%)	29,24
Proteína bruta (%)	21,43
Cinzas (%)	2,37
Lipídeos (%)	28,80
Fibras solúveis (%)	3,10
Fibras insolúveis (%)	12,23
Energia (Kcal/100 g)	356,16

Fonte: SANT'ANNA (2005)

CERQUEIRA et al. (2008), avaliando o efeito da farinha de semente de abóbora (*C. maxima*) sobre o metabolismo glicídico e lipídico em ratos, verificaram tratar-se de uma boa fonte de proteína, lipídeos e, especialmente, fibras alimentares, além de baixar os níveis de glicose e triacilgliceróis dos animais. Os resultados da composição química da farinha de semente de abóbora podem ser observados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Composição química das farinhas de semente de abóbora (*C. maxima*), proveniente da Central de Abastecimento do Rio de Janeiro

Componente	Farinha de semente de abóbora (g/100 g)		
	Integral	Peneirada	Residual
Umidade	8,41	7,80	8,36
Cinzas	4,32	4,27	3,19
Proteínas	25,69	28,68	25,34
Lipídeos	31,76	32,96	19,28
Fibra alimentar	29,49	24,88	43,51
Carboidratos totais	0,33	1,41	0,31
Kcal	389,92	417,00	276,12

Fonte: CERQUEIRA et al. (2008)

BELMIRO (2009) caracterizando, química e fisico-quimicamente, grãos de abóbora (*Curcubita moschata*) *in natura*, encontrou diferentes teores médios, os quais estão apresentados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 - Valores médios dos parâmetros químicos e físico-químicos dos grãos de abóbora (*Curcubita moschata*) in natura

Parâmetro	Média e desvio padrão
Teor de água (%)	18,36 ± 0,12
Proteína bruta (%)	27,43 ± 0,22
Fibra bruta (%)	40,41 ± 0,94
Cinzas (%)	3,96 ± 0,004
Açúcares totais (% glicose)	1,07 ± 0,02
Amido (%)	5,45 ± 0,12
Acidez total titulável (% ácido oléico)	0,26 ± 0,01
pH	6,58 ± 0,04
Luminosidade (L*)	57,97 ± 0,04
Intensidade de vermelho (+a*)	7,81 ± 0,15
Intensidade de amarelo (+b*)	10,26 ± 0,28

Fonte: BELMIRO (2009)

Outro fator a ser observado nos grãos de abóbora são os componentes antinutricionais. DEL-VECHIO et al. (2005), investigaram os teores de alguns antinutrientes de sementes cruas, cozidas e tostadas de três espécies de abóboras, *C. máxima* (CMA), *C. moschata* (CMO) e o híbrido F1 (CMA X CMO), a fim de assegurar seu uso em preparações dietéticas, produtos industrializados e formulação de novos produtos mas os autores não detectaram, em nenhuma das espécies estudadas, teores de ácido oxálico e nitrato porém a espécie *C. maxima* apresentou, em níveis mais baixos, cianeto e polifenóis.

2.2 - Secagem

Dentre os métodos utilizados para conservação de grãos e sementes, a secagem é o mais econômico, não só do ponto de vista de processamento, mas permitindo a preservação do produto em ambiente natural durante longo período de tempo, pela diminuição da quantidade de água do material reduzindo, assim, a atividade biológica e as mudanças químicas e físicas, assegurando sua qualidade e estabilidade, possibilitando colheitas antecipadas, além de evitar deteriorações que poderiam ocorrer no campo (CORRÊA et al., 2007; GARCIA et al., 2004; SOUZA et al., 2002).

Uma vez incorreto, o processo de secagem, ocasiona deterioração dos grãos ao longo do armazenamento, devido aos teores de água inicial e final, da temperatura, fluxo de ar e período de exposição; daí se faz necessário o cuidado em realizá-lo de forma correta (FARONI et al., 2006; MIRANDA et al., 1999). Segundo SHIGEMATSU et al. (2005), se a temperatura de secagem não for bem controlada poderá provocar alterações indesejáveis na aparência, cor e textura tal como, também, no conteúdo de nutrientes do produto final.

Os produtos biológicos são muito diferentes entre si devido a variações em sua forma, estrutura e dimensões (DAUDIN, 1983). Com isto, a velocidade de secagem varia, principalmente em função da umidade inicial e final das sementes, do tipo de secagem e do secador, da temperatura e umidade relativa do ar de secagem e da espécie e/ou cultivares utilizados (VILLELA & SILVA, 1992).

Tipos de secagem
Essas variações são observadas em todos os métodos de secagem, sejam quais forem suas classificações: quanto ao uso do equipamento – secagem solar, feita pelo uso do sol e/ou vento, e secagem artificial, que necessita do fornecimento de energia; quanto à periodicidade do fornecimento de calor – contínuo ou intermitente, e quanto à movimentação de massa de sementes – estacionário ou contínuo (GARCIA et al., 2004). Em todos os métodos o objetivo básico de secar produtos alimentícios é a remoção da água dos sólidos, sejam alimentos frescos ou conservados, para um nível em que o crescimento dos microrganismos seja minimizado, prolongando sua vida útil, diminuindo o peso do produto para o transporte e o espaço para o armazenamento (LIMA et al., 2000; MANNHEIM et al., 1994).

Fazer antes de transferir de calor
* Durante a remoção da água na secagem ocorrem dois processos simultâneos: a transferência de calor, que é a energia necessária para vaporizar os fluidos do produto a ser secado, e a transferência de massa, que é o vapor retirado na superfície do produto (CAVALCANTI MATA, 1997; MORAES, 2000)

* Nos dois métodos de secagem, natural e artificial, o produto é colocado em contato com o ar de secagem, ocorrendo transferência do calor do ar ao produto sob o efeito da diferença de temperatura existente entre eles (AKPINAR & BICER, 2006). Simultaneamente, a diferença de pressão parcial de vapor de água existente entre o ar e a superfície do produto determina a transferência de vapor para o ar (ALMEIDA et al., 2002; ATHIÉ et al., 1998; OLIVEIRA et al., 2006). Para que isto ocorra a pressão de vapor do ar deve ser menor que a pressão de vapor no produto, condição esta que pode ser obtida pelo aquecimento do ar (ATHIÉ et al., 1998). Uma parte do calor que chega ao produto é

utilizada para evaporar a água e a outra para elevar sua temperatura (DAUDIN, 1983). Com isto, ocorre o transporte do vapor de água da superfície da semente para o ar, na forma gasosa, e o movimento da água na forma líquida, do interior para a superfície da semente, até que seja atingido o equilíbrio higroscópico (BROOKER et al., 1981).

Durante a secagem deve haver um sorvedor de umidade para remover o vapor de água formado a partir da superfície do material a ser seco (PARK et al., 2004).

A evolução dessas transferências simultâneas de calor e de massa no decorrer da operação de secagem sob condições constantes de temperatura, umidade relativa e velocidade do ar, faz com que esta seja dividida esquematicamente em três períodos: período de indução, período em taxa constante e período em taxa decrescente de secagem (PARK, 1987; VILLELA & SILVA, 1992).

No período de indução a transferência de massa e a taxa de secagem são pequenas devido a temperatura entre o ar e o produto ser baixa, além da pressão do vapor de água na superfície do mesmo ser fraca (PARK et al., 2001).

Durante o período de velocidade constante a temperatura do produto se mantém igual à do ar de secagem saturado e as transferências de calor e massa se compensam (PARK et al., 2001; SODHA et al., 1987). Contudo, para os materiais biológicos o período de secagem a velocidade constante é muito curto ou é difícil sua existência, que se deve ao fato das resistências às transferências de água se encontrarem no seu interior, tornando a taxa de evaporação superficial superior à taxa de reposição de água do interior para a superfície (LASSERAN, 1978).

De acordo com KREYGER (1973), grãos e sementes apresentam, em geral, apresentam um período de secagem a taxa constante muito curto ou inexistente porque, nas condições operacionais de secagem, as resistências às transferências de água se encontram essencialmente no seu interior, tornando a taxa de evaporação superficial acentuadamente superior à taxa de reposição de água do interior para a superfície do produto.

No decorrer do período de secagem a taxa decrescente que, segundo BROD (2003), é a única observada para produtos biológicos, a migração de água é que fixa a cinética de secagem, tendo-se, então, a teoria da difusão e a teoria capilar, como as teorias utilizadas para a explicação da migração da água. Quando o produto atinge o ponto de água de equilíbrio em relação ao ar de secagem, o processo é encerrado (PARK et al., 2004). Vários autores constataram que o volume, durante a secagem do produto, decresce linearmente com o conteúdo de água (PRADO, 1998; VAGENAS & MARINOS-KOURIS, 1991).

A complexidade dos fenômenos de secagem conduz os pesquisadores a proporem numerosas teorias e múltiplas fórmulas empíricas para predizerem a taxa de secagem (PARK et al., 2004).

De acordo com QUEIROZ et al. (1985), são dois os métodos comumente usados para analisar a secagem de produtos biológicos no período de taxa decrescente: o empírico e o teórico, em que o empírico consiste em formar grupos físicos adimensionais que podem ser facilmente investigados por experimentos de laboratório e se baseia nas condições externas, como temperatura, umidade e velocidade do ar de secagem porém este método negligencia os fundamentos do processo de secagem e, embora possam descrever a curva de secagem para as condições do experimento, não podem dar uma visão clara e exata dos importantes processos que ocorrem durante a secagem; os métodos teóricos usados para descrever o processo de secagem são baseados em leis físicas que tentam explicar o mecanismo de transferência de água.

Muita ênfase se tem dado ao desenvolvimento de modelos semiteóricos, que concorrem para que haja harmonia entre a teoria e a facilidade de uso. Tais modelos se baseiam, de modo geral, na Lei de Newton para resfriamento aplicada à transferência de massa (PARK et al., 2004). Entre os modelos semiteóricos, o modelo de Dois Termos, o de Henderson & Pabis, o de Lewis, o de Page e o de Page Modificado, têm sido amplamente utilizados (PANCHARIYA et al., 2001).

As considerações sobre como a água é transportada do interior do sólido à superfície, fundamentam as teorias existentes na área de secagem (PARK et al., 2004).

2.2.1 - Teorias de secagem

Várias teorias e fórmulas empíricas foram desenvolvidas para predizer a taxa de secagem. Dependendo do material que se está secando, a água pode movimentar-se no seu interior, por mecanismos diferentes. Em produtos capilares porosos, como a maioria dos produtos de origem agrícola, os possíveis mecanismos de transporte de água se dão pelas seguintes teorias: Teoria difusional; Teoria capilar; Teoria de Luikov; Teoria de Philip & de Vries; Teoria de Krisher – Berger & Pei e Teoria da condensação–evaporação. As duas primeiras teorias são básicas e fundamentam as outras teorias (MARTINAZZO et al., 2007a; MARTINAZZO et al., 2007b).

* Segundo BROD (2003), os mecanismos mais importantes do movimento de água do interior do material até a superfície, são:

- Difusão líquida: ocorre devido à existência do gradiente de concentração;
- Difusão de vapor: ocorre devido ao gradiente de pressão de vapor, causado pelo gradiente de temperatura;
- Escoamento de líquido e de vapor: ocorrem em razão da diferença de pressão externa, de concentração, capilaridade e alta temperatura.

A teoria difusional se baseia na equação da difusão líquida (2ª Lei de Fick) (Equação 2.1), em que o fluxo de massa é proporcional ao gradiente de concentração no interior do sólido (EL-AQUAR & MURR, 2003; OLIVEIRA et al., 2006). O modelo Difusional baseado na 2ª Lei de Fick, foi utilizado por TOGRUL & PEHLIVAN (2004b) para prever a secagem de uva, pêssego, figo e ameixa, por BABALIS & VELESSIOTIS (2004) em figos e por ARÉVALO-PIÑEDO & MURR (2006) em secagem a vácuo, de cenoura e abóbora.

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \nabla (D_{ef} \nabla X) \quad (2.1)$$

em que:

D_{ef} - difusividade efetiva ($m^2 s^{-1}$)

X - teor de água (kg_{H_2O}/kg_{ms})

t - tempo (s)

CRANK (1975) calculou um grande número de soluções da equação de difusão para condições iniciais e de contorno, variadas. Essas soluções se aplicam aos sólidos de formas geométricas simples (corpos semi-infinitos, placas, cilindros e esferas) e quando a difusividade é constante ou varia linearmente ou exponencialmente com a concentração de água. Este coeficiente de difusão (D_{ef}) é uma difusividade efetiva, que engloba os efeitos de todos os fenômenos podendo intervir sobre a migração da água no interior dos sólidos, tendo em vista que D_{ef} é constante ou dependente da temperatura e do teor de água e seu valor é sempre obtido pelo ajuste das curvas experimentais (AFONSO JÚNIOR & CORRÊA, 1999; GOUVEIA et al., 1999; MARTINAZZO et al., 2007a).

A solução da equação de difusão é uma das mais simples e parece ser a principal razão do seu emprego (MARTINAZZO et al., 2007a; OLIVEIRA et al., 2006; PRADO, 1998). Pode-se entender a difusividade como a facilidade com que a água é removida do

material. Como a difusividade varia conforme mudam as condições de secagem (temperatura e velocidade do ar), ela não é intrínseca ao material e se convencionou chamá-la de difusividade efetiva (OLIVEIRA et al., 2006).

O mecanismo da difusão líquida é muito complexo devido à diversidade da composição química e estrutura física dos produtos. Os dados disponíveis na literatura apresentam elevada variação nos seus valores, não só devido à complexidade dos produtos mas, também, em função dos diferentes métodos de estimação, tipo de material, teor de água, processo de secagem e metodologia utilizada para sua obtenção (CORRÊA et al., 2006).

A teoria da difusão líquida tem sido amplamente empregada na área de secagem embora existam algumas suposições a serem consideradas para sua aplicação, como: redução do volume desprezado, não existência do efeito de capilaridade, equilíbrio térmico instantâneo com o ar e os efeitos da transferência de energia e massa de um corpo para outro, admitidos como desprezíveis (PARK et al., 2002; ROMERO-PEÑA & KIECKBUSCH, 2003).

2.2.2 - Cinética de secagem

A análise da cinética de secagem fornece informações sobre o comportamento da transferência de massa entre o produto e o agente de secagem, normalmente o ar atmosférico, o qual é de importância fundamental para a modelagem matemática e o projeto de secadores (GUEDES et al., 2000). É através deste estudo que se estabelecem as equações do teor de água em função do tempo de secagem para os diferentes períodos de secagem (PRADO, 2004).

Os métodos de cálculo da cinética de secagem são aplicados de modo diferente, dependendo do período de secagem considerado, cujo período de taxa decrescente de secagem é quase sempre o único observado para a secagem de produtos agrícolas e alimentícios, sendo que as transferências internas é que são as limitantes (PARK et al., 2004).

2.2.2.1 - Modelos matemáticos para secagem em camada fina

Os modelos matemáticos dos processos de secagem são usados para projetar novos ou já existentes modelos, melhorando sistemas de secagem ou mesmo para o controle do

processo de secagem. Muitos modelos matemáticos propõem descrever o processo de secagem. Diversos são os modelos de secagem em camada delgada, amplamente usados e disponíveis na literatura para explicar o comportamento de secagem de produtos agrícolas (McMINN, 2006).

O controle do processo de secagem de grãos em camada fina é baseado na curva de secagem do produto obtida pela pesagem da amostra periodicamente (MONTE et al., 2006). Para a modelagem dessas curvas de equilíbrio higroscópico, têm sido utilizadas relações matemáticas semiteóricas (Lewis, Page, Page Modificado, Henderson & Pabis, Logarítmico, Dois-termos, Dois-termos exponencial, Difusional, e os modelos de Verma et al.), e empíricas (modelos de Wang e Singh), uma vez que nenhum modelo teórico desenvolvido tem sido capaz de prever com precisão o teor de água de equilíbrio de grãos em todas as faixas de temperatura e umidade relativa do ar, apesar de sua validade estar restrita às condições sob as quais os dados experimentais foram obtidos (BROOKER et al., 1992; McMINN, 2006).

Esses modelos se baseiam, geralmente, em variáveis externas em relação ao produto, como a temperatura e a umidade relativa do ar de secagem, não fornecendo, entretanto, indicações sobre os fenômenos de transporte de energia e de água no interior dos grãos considerando-se ainda, que todo o processo de secagem ocorre apenas no período de taxa decrescente (CORRÊA et al., 2006).

ALMEIDA et al. (2009) utilizaram a Equação 2.2 para a determinação das razões de água nas diferentes temperaturas do ar de secagem do feijão adzuki.

$$RX = \frac{X - X_e}{X_i - X_e} \quad (2.2)$$

em que:

RX – razão de água do produto (adimensional)

X – teor de água do produto

X_i – teor de água inicial do produto

X_e – teor de água de equilíbrio do produto

2.2.2.1.1 - Modelo Aproximação da Difusão

BENAMOUN & BELHAMRI (2006) usando simulação numérica de secagem sob as condições variáveis externas para secagem solar de uvas sem sementes, verificaram que o modelo Aproximação da Difusão (Equação 2.3) detectou as condições de mudança externa, como velocidade do ar e temperatura ambiente. Vários autores secaram diferentes produtos agrícolas utilizando o modelo Aproximação da Difusão (CORREA et al., 2007; DOYMAZ, 2007; MARTINAZZO et al., 2007b; McMINN, 2006).

$$RX = a.\exp(-k.t) + (1 - a).\exp(-k.b.t) \quad (2.3)$$

em que:

RX – razão de água (adimensional)

a, b, k – constantes do modelo

t – tempo (min)

2.2.2.1.2 – Modelo Exponencial Dois Termos

Diversos autores utilizaram as equações exponenciais (simples, com dois termos - Equação 2.4, três termos ou quatro termos) para ajustá-las aos seus dados experimentais de produtos agrícolas secos (AFONSO JÚNIOR & CORRÊA, 1999; CARLESSO et al., 2007; CORRÊA et al., 2001; MARTINAZZO et al., 2007a; SANTOS et al., 2001).

$$RX = a.\exp(-k.t) + (1 - a).\exp(-k.a.t) \quad (2.4)$$

em que:

RX – razão de água (adimensional)

a, k – constantes do modelo

t – tempo (min)

2.2.2.1.3 - Modelo de Henderson & Pabis

Vários autores aplicaram a equação de HENDERSON & PABIS (1961) (Equação 2.5) para a secagem de diversos produtos agrícolas (MENGES & ERTEKIN, 2006; MOHAPATA & RAO, 2005; MWITHIGA & OLWAL, 2005; VEGA et al., 2007).

$$RX = a.\exp(-k.t) \quad (2.5)$$

em que:

RX – razão de água (adimensional)

a, k – constantes de secagem do modelo (adimensional)

t – tempo (min)

2.2.2.1.4 – Modelo Logarítmico

Outro modelo semiempírico bastante utilizado na secagem de produtos agrícolas é a equação logarítmica (Equação 2.6).

MIDILLI & KUCUK (2003) verificaram ao ajustar oito modelos matemáticos (semiteóricos e/ou empíricos) as curvas de secagem em camada fina de pistache (*Pistacia vera*), que o modelo logarítmico apresentou o melhor resultado mostrando boa concordância com os dados experimentais obtidos a partir dos experimentos. MARTINAZZO et al. (2007b) constataram que dentre os modelos utilizados para estimar as curvas de secagem de folhas de capim limão (*Cymbopogon citratus*), o modelo logarítmico foi o que apresentou os maiores coeficientes de determinação. Dos quatro modelos testados por SACILIK (2007), o modelo logarítmico também apresentou um excelente ajuste ($R^2 > 0,99$) aos dados experimentais da secagem solar de pistache. A pesquisa realizada por TOŞRUL & PEHLIVAN (2002) também definiu o modelo logarítmico como o que melhor descreveu a secagem de damascos em camada fina em secador solar, com temperaturas entre 50 – 80°C, velocidade do ar de 0,11–0,15 m/s e umidade relativa entre 13–15%.

$$RX = a \cdot \exp(-k \cdot t) + c \quad (2.6)$$

em que:

RX – razão de água (adimensional)

a, k, c – constantes do modelo

t – tempo (min)

2.2.2.1.5 - Modelo de Page

Em algumas situações a teoria difusional não é adequada para ajustar o comportamento da taxa de secagem em virtude de interferências no efeito de resistência interna do material. Para essas situações pode-se aplicar alguns modelos empíricos, como o modelo de Page (PAGE, 1949), mostrado na Equação 2.7.

$$RX = \exp(-k \cdot t^n) \quad (2.7)$$

em que:

RX – razão de água (adimensional)

k – constante de velocidade de secagem (min^{-1})

n – constante do modelo

t – tempo (min)

DOYMAZ (2004) ao ajustar diferentes modelos de secagem às curvas de secagem experimentais de cubos de cenoura realizada em um secador de gabinete nas temperaturas de 50, 60, 65 e 70° C, constatou que o modelo de Page foi o que se ajustou melhor. SIMAL et al. (2005) usaram o modelo de Page para descrever as curvas de secagem de pimenta vermelha (*Capsicum annuum*) em temperaturas variando de 30 a 90 °C, cuja percentagem média de variância obtida foi de $99,0 \pm 0,2\%$.

2.2.3 - Secagem solar

Do ponto de vista físico, o sol é constituído de 70% de H_2 , sendo um enorme reator nuclear que irradia uma potência $3,8 \times 10^{23}$ kW. Desta quantidade a terra recebe $1,7 \times 10^{14}$

kW, sendo que 30% desta radiação recebida são refletidas ao espaço, 47% são absorvidas para manter a temperatura ambiente e os 23% restantes é usado para manter a convecção atmosférica e o ciclo hidrológico (MONTERO PUERTAS, 2005).

Um parâmetro básico que surge quando se trabalha com energia solar, é a constante solar, que é a energia proveniente do sol e que incide, na unidade de tempo, sobre uma superfície de área unitária, disposta perpendicularmente aos raios solares e situada no espaço na distância média entre a terra e o sol. A radiação solar, embora se saiba da sua importância, não tem muito valor prático devido a uma série de eventos que ocorre até ela atingir a superfície terrestre, tais como: alteração da distância entre a terra e o sol, variações relativas à absorção de energia solar por moléculas do ar e dispersão devido às partículas de poeira e vapores de água presentes na atmosfera (BROD, 2003).

Em consequência das diferentes regiões e composição da atmosfera, a radiação que incide sobre a terra consta de três componentes: radiação direta – que vem diretamente do sol sem sofrer alterações; radiação difusa – é a energia dispersada pelos componentes da atmosfera e a radiação refletida – é a que chega a uma superfície inclinada procedente do reflexo da radiação solar no solo (MONTERO PUERTAS, 2005).

2.2.3.1 - Secagem natural e em secadores solar

A secagem natural tem, como principal vantagem, o baixo custo, tanto das instalações como no requerimento de energia, mas requer maior tempo de secagem e é altamente dependente das condições climáticas favoráveis para que a secagem ocorra com sucesso (DALBELLO, 1995).

Segundo SILVA & PINTO (1993), cerca de 80% da produção de grãos brasileira são secados de maneira natural, ocasionando, na maioria das vezes, perdas irreparáveis, já que ainda adotam a forma primitiva de secagem onde os grãos são espalhados em camada fina sobre o chão, colocando em risco a qualidade do produto final, caso as condições de clima não sejam favoráveis (DALBELLO, 1995; REINATO et al., 2002). De acordo com ALVES (1995) quando a secagem natural de grãos com alto teor de água ocorre por longo período de tempo, existe o favorecimento no desenvolvimento de fungos e na secagem artificial, com altas temperaturas pode ocorrer trincamento nos grãos, o que também propicia condições favoráveis ao ataque de microrganismos.

TOŠRUL & PEHLIVAN (2002), comentam que a produção em larga escala de produtos agrícolas limita a secagem natural ao sol; e entre essas estão a falta de capacidade

de controlar o processo de secagem, as condições meteorológicas incertas, os altos custos do trabalho, a infestação por insetos, poeira e outros materiais estranhos, e assim por diante. A solução que envolve o aproveitamento da energia solar é sua coleta através de secadores solar, pois além de se aproveitar uma energia gratuita, renovável e não poluente, protege contra os insetos e poeira.

Diversos trabalhos sobre secagem natural são realizados buscando-se sistemas que utilizam a energia do ar para a secagem natural ou mesmo o ar aquecido, por meio de coletores solares, unindo economia e aproveitamento das potencialidades climáticas de cada região (AHRENS & LOLLATO, 1997; GALLALI et al., 2000; MWITHIGA & KIGO, 2006; SANTOS, 1980; TOŠRUL & PEHLIVAN, 2004a).

PANGAVHANE et al. (2002) comparando a secagem de uvas secadas ao sol e por um secador solar, constataram que as uvas secadas ao sol levaram de 15 a 17 dias para se transformar em passas, ao passo que as secadas em secador solar levaram 4 dias, produzindo uma qualidade melhor de passas reduzindo, assim, em 43%, o tempo de secagem. Já TIWARI et al. (1994), analisaram um sistema de simulação experimental de secagem de grãos e relataram que os secadores solar devem substituir a secagem ao sol quando um produto de maior qualidade é desejado.

2.2.4 - Secagem artificial

O que caracteriza um método como artificial é o fato de que o processo é executado com o auxílio de alternativas mecânicas, elétricas ou eletrônicas, e o ar, que atravessa a massa de semente, é forçado (CAVARIANI, 1996).

O processo de secagem realizado de maneira artificial é apontado por vários pesquisadores como uma das principais maneiras de conservação de sementes e alimentos. Este processo é um dos principais pontos de estrangulamento do sistema de pós-colheita e requer grande quantidade de energia para sua realização. As características do ar de secagem e as dimensões dos secadores influenciam diretamente o seu desempenho e a qualidade do produto por ele secado (SOUZA et al., 2007). Isto configura-se em secadores que apresentam diferentes acessórios, como: sistema de aquecimento do ar – contínua ou intermitente (por fornalhas a lenha ou queimadores de gás); sistema de ventilação do ar – ventiladores ou sistema de movimentação dos grãos – estacionário ou contínuo (elevadores de caçamba, transportadores helicoidais ou fitas transportadoras). Em função da

temperatura, a secagem artificial é subdividida em: secagem a baixa temperatura e a alta temperatura (SILVA, 2004).

Na secagem a baixa temperatura o ar de secagem é aquecido em no máximo 10 °C acima da temperatura ambiente, devido a temperaturas próximas a 30 °C e umidade relativa do ar abaixo de 60%. A secagem neste tipo de secador pode levar de 15 a 30 dias e depende da temperatura, umidade relativa e vazão do ar de secagem. Esta modalidade é altamente recomendada para secagem de arroz, tendo em vista a alta susceptibilidade deste produto a trincas, devido a choques térmicos. Já a secagem a altas temperaturas opera com a temperatura do ar de secagem superior em mais de 10 °C a temperatura ambiente. Exemplos desta modalidade são os secadores de leito fixo, fluxos cruzados, fluxos contracorrentes, fluxos concorrentes e fluxos mistos (SILVA, 2004).

A secagem artificial é uma operação relativamente cara pois demanda uma grande quantidade de energia para o aquecimento e transporte do ar (MEDEIROS, 2004) mas, segundo BROOKER et al. (1981), apresenta algumas vantagens:

- Colheita antecipada reduzindo perdas e otimizando a utilização de máquinas e mão-de-obra;
- Maior tempo de estocagem;
- O grau de germinação não é prejudicado e
- Comercialização do produto com melhor qualidade.

2.3 - Secadores

Quando a secagem se faz necessária, deve-se escolher um secador adequado que se integre ao processo como um todo, e ele deverá comparar as vantagens e desvantagens dentre as várias alternativas disponíveis tendo em conta tanto o ponto de vista técnico como o econômico (ALONSO & PARK, 2005).

Segundo MEDEIROS (2004) a escolha de um secador é, em geral, função das características do produto e de sua posterior utilização. São considerados os custos e suas dificuldades operacionais em função da qualidade final do produto, tornando-se interessante a escolha de um secador que possua versatilidade para os mais variados tipos de grãos.

Considerando-se o fornecimento de calor, os mecanismos básicos de transferência de calor empregados indicam os possíveis equipamentos necessários. A retirada do vapor de água, formado na superfície do material, é analisada do ponto de vista de movimento do

fluido (mecânica dos fluidos), indicando também os prováveis equipamentos para esta finalidade (PARK, 1987).

As informações fundamentais variam entre: quantidades, métodos de operação, propriedades físicas da matéria-prima, propriedades químicas da matéria-prima, especificações do produto seco, propriedades do produto seco, dados de secagem disponíveis, perdas, local de operação, limitações construtivas e limites de temperatura (ALONSO, 2001).

2.3.1 - Secadores de leito fixo

Segundo FREGOLENTE et al. (2004) a secagem de grãos em leito fixo é um processo complexo, ocorrendo simultaneamente a transferência de calor e de massa, dificultando a estimativa dos parâmetros térmicos efetivos, pois podem sofrer variações significativas no decorrer da secagem em função de alterações no teor de água.

Nos sistemas de secagem em leito fixo, geralmente o ar de secagem é movimentado da camada inferior para a porção superior da massa de grãos. A troca de umidade que ocorre entre os grãos e o ar, acontece em uma região denominada zona de secagem. Normalmente, o movimento dessa zona de secagem acontece da camada inferior para a superior da massa, à medida em que vai ocorrendo a secagem (BROOKER et al., 1992)

Esta camada de massa é classificada como secagem em camada espessa, termo este utilizado para um leito de grãos (estacionário ou móvel) no qual ocorrem gradientes de temperatura e umidade entre os grãos e o ar de secagem (MEDEIROS, 2004), porém JAYAS et al. (1991) aplicam a expressão secagem em camada delgada ou fina a um único grão livre suspenso no ar ou a uma monocamada de grãos, caso a temperatura e a umidade do ar de secagem possam ser consideradas no mesmo estado termodinâmico para qualquer tempo de secagem.

Exemplo de secadores de leito fixo e camada espessa, de mais ampla utilização, são os chamados silos secadores, principalmente nas pequenas propriedades rurais (ELIAS et al., 2002).

2.3.2 - Secadores solar

A secagem ao sol é o método mais comum usado em países de clima tropical e subtropical para a conservação de produtos agrícolas. Nesta técnica, as características

sensoriais do produto final podem perder a qualidade devido à ação desprotegida de chuva, sujeira, poeira e infestação por insetos. Além disso, o tempo exigido de secagem pode ser bastante longo; portanto, o processo de secagem de produtos agrícolas pode ser realizado em equipamentos fechados (solar ou industrial) para melhorar a qualidade do produto final (DIAMANTE & MUNRO, 1993; ERTEKIN & YALDIZ, 2004).

Os secadores solar têm adquirido, recentemente, grande destaque, em razão do custo elevado dos combustíveis fósseis associado à escassez dessas reservas (JAYARAMAN & GRUPTA, 2006), já que a secagem artificial é uma operação que consome muita energia na tecnologia pós-colheita (PANGAVHANE et al., 2002).

MARTINS et al. (2002) citam que os secadores solar têm a radiação solar como fonte de energia limpa; complementando, LAWLAND (1981) comenta que os secadores solar geralmente são classificados de acordo com o modo de aquecimento ou a maneira como a radiação solar é utilizada.

No secador que utiliza energia solar direta, o material a ser secado é colocado em bandejas com uma cobertura transparente. O calor é gerado por absorção de radiação solar no produto e também no interior da câmara secante. Este calor evapora a água do produto, além de aquecer o ar, enquanto causa a remoção da umidade pela circulação de ar (JAYARAMAN & GRUPTA, 2006).

VIEIRA (1984) comenta que o uso da energia solar por meio de dispositivos que utilizam essas técnicas, é válido, mas alerta para aspectos como disponibilidade solar, escolha adequada de matérias isolantes, escolha entre coletores planos e concentradores, dimensionamento de reservatórios de energia e disponibilidade regional de materiais de construção.

Trabalhos com secadores solares diretos, como o de MWITHIGA & KIGO (2006), foram realizados; determinaram-se a temperatura e a velocidade em um secador solar para secagem de café pergaminho, observando-se que a temperatura no interior da câmara atingiu o máximo de 70,4 °C e o secador baixou o teor de água dos grãos de café de 54,8% para 13% (b.u.) em 2 dias, enquanto a secagem aberta ao sol exigiu de 5 a 7 dias.

SANTOS (1980) relatou que coletores solares são capazes de aquecer grandes vazões de ar (de 2 a 6 °C acima da temperatura ambiente), e podem ser construídos a baixo custo além de apresentarem grande eficiência térmica (acima de 50%).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Local de realização

O trabalho foi conduzido no Laboratório de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas (LAPPA) da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola (UAEA), do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais (CTRN) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), PB, com coordenadas 7° 13' S, 35° 53' L, altitude: 547,5 m.

3.2 – Matéria-prima

Foram utilizadas sementes de abóbora (*Cucurbita moschata* Duchesne) da variedade jacarezinho, adquiridas na Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas (EMPASA), em Campina Grande, PB.

3.3 – Processamento das abóboras

As abóboras foram transportadas ao laboratório, onde foram selecionadas, descartando-se os frutos danificados e os verdes; em seguida, os frutos foram lavados em água corrente com auxílio de uma esponja sintética e detergente neutro, afim de se retirar matéria orgânica e demais impurezas aderidas ao produto; posteriormente foram secados a temperatura ambiente.

Os frutos foram abertos com o auxílio de facas de aço inoxidável, previamente higienizadas, e os grãos (sementes) retirados manualmente, juntamente com a mucilagem que os envolve. Os grãos foram separados da mucilagem através de lavagem em água corrente; a seguir, foram postos em bandejas de aço inoxidável e colocados sobre as bancadas do laboratório expostos a temperatura ambiente, para eliminação do excesso de água; após esses procedimentos os grãos foram colocados em sacos de polietileno de baixa densidade, contendo aproximadamente 100 g em cada embalagem e em seguida retirado o ar das embalagens com o auxílio de uma bomba de vácuo; as embalagens foram lacradas em seladora mecânica e armazenadas em freezer a -22 °C onde permaneceram até o momento da realização dos ensaios.

Na Figura 3.1 se apresenta o fluxograma com a sequência do processamento dos grãos de abóbora.

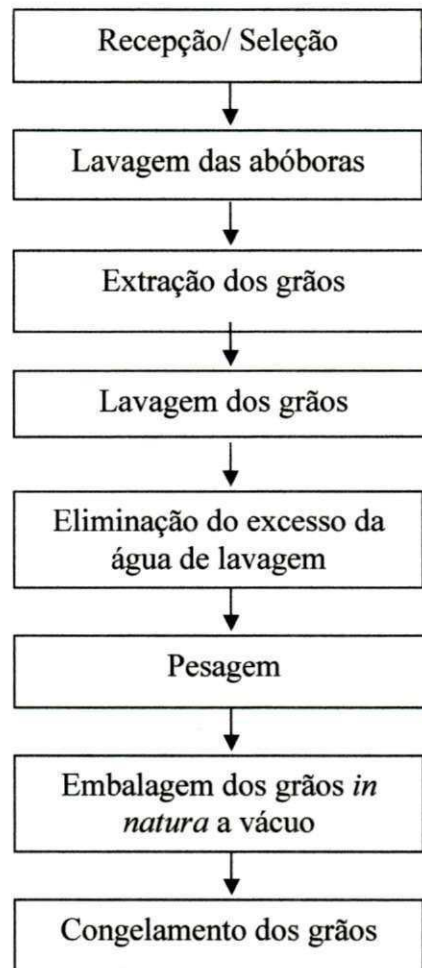


Figura 3.1 - Fluxograma do processamento dos grãos de abóbora

3.4 – Preparo das amostras

Afim de se avaliar os grãos de abóbora obtidos conforme o item 3.3 nas suas apresentações mais prováveis, os mesmos foram estudados em três diferentes tipos de amostras:

✓ Grãos inteiros (GI - Figura 3.2): procedia-se apenas o descongelamento dos grãos e se esperava a amostra atingir a temperatura ambiente.



Figura 3.2 - Grãos inteiros de abóbora (GI)

✓ Grãos sem tegumento (GST - Figura 3.3): após o descongelamento dos grãos de abóbora procedeu-se à retirada do seu tegumento, com auxílio de uma espátula de aço inoxidável devidamente higienizada.

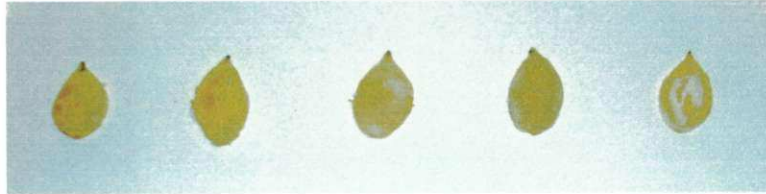


Figura 3.3 - Grãos sem tegumento de abóbora (GST)

✓ Farinha de grãos (FG - Figura 3.4): depois de descongelados, os grãos de abóbora eram triturados inteiros em liquidificador doméstico.



Figura 3.4 - Farinha de grãos de abóbora (FG)

3.5 - Secagem

Neste trabalho os três diferentes tipos de amostras (Grãos inteiros de abóbora – GI; Farinha dos grãos de abóbora - FG e Grãos de abóbora sem tegumento - GST) são designados produtos, os quais foram submetidos a diferentes processos de secagem utilizando-se estufa convencional e secagem com energia solar (exposição direta ao sol, secadores de uso diurno e noturno), denominadas tratamento.

Em todos os tratamentos de secagem as diferentes amostras foram pesadas em balança de precisão, em 4 repetições contendo 47 g cada uma e distribuídas em cestas confeccionadas com tela de arame para as amostras GI e GST e em recipientes de alumínio com diâmetro de 13,43 cm, altura de 1,74 cm e espessura de 0,11 cm para as amostras FG. A temperatura do ar, em todos os tratamentos de secagem, foi acompanhada de um

termopar conectado a um medidor de temperatura digital (Minipa, modelo MT-455), enquanto a umidade relativa do ar foi medida com higrômetro digital (Marca – Pacer; modelo DH 100).

Na Figura 3.5 é apresentado o fluxograma com a sequência das etapas da secagem dos diferentes tipos de amostra para todos os tratamentos. Inicialmente, determinava-se o teor de água inicial das diferentes amostras, em estufa a 105 °C, durante 24 h, de acordo com a metodologia do Instituto Adolfo Lutz (BRASIL, 2005).

Para a realização da cinética de secagem, as amostras eram pesadas e levadas aos diferentes tipos de tratamento, acompanhando-se a perda de massa durante a secagem, até que atingissem massa constante. As pesagens das amostras para o tratamento realizado em estufa foram feitas, inicialmente, em intervalos a cada 5 minutos e depois aumentados para 10, 15, 30, 60, 120 e 180 minutos. Para as amostras submetidas aos tratamentos utilizando energia solar, suas pesagens foram realizadas em intervalos iniciais a cada 30 minutos e, posteriormente a cada 60, 120, 180 e 240 minutos. Quando as amostras dos vários tratamentos atingiram massa constante os produtos resultantes da secagem foram colocados na estufa a 105 °C por 24 h (BRASIL, 2005), o que possibilitou não só medir a massa seca de cada amostra como, também, calcular o teor de água de equilíbrio.

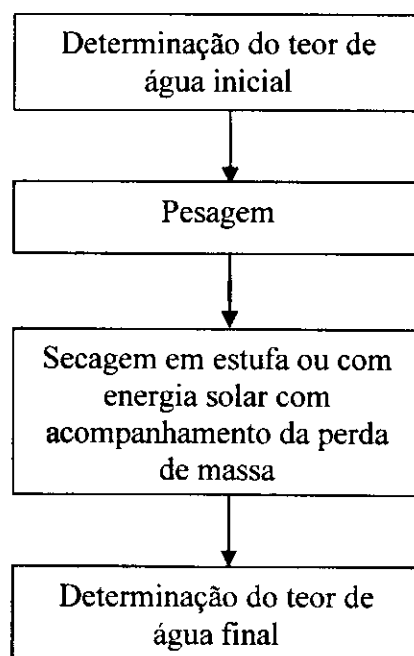


Figura 3.5 – Fluxograma geral dos processos de secagem para os diferentes tratamentos

3.5.1 - Secagem em estufa

As secagens dos três tipos de amostras (GI, GST e FG) por meio de aquecimento artificial, foram realizadas em quadruplicata, em camada fina, utilizando uma estufa com circulação forçada de ar nas temperaturas de 40, 50, 60, 70 e 80 °C e velocidade do ar de secagem de aproximadamente 1 m s⁻¹, medida com a ajuda de um anemômetro digital Renê Graf.

3.5.2 – Secagem utilizando energia solar

As amostras (GI, GST e FG) foram submetidas a secagem utilizando-se energia solar de quatro formas a saber:

✓ Secagem por exposição direta ao sol durante o dia, combinada com secagem no período noturno no secador ACSN (Acumulador de Calor para Secagem Noturna);

✓ Secagem por exposição direta ao sol durante o dia e à noite as amostras eram colocadas sobre a bancada do laboratório (testemunha);

✓ Secagem em secador solar durante o dia, combinada com secagem no período noturno no secador ACSN;

✓ Secagem em secador solar durante o dia e à noite as amostras eram colocadas sobre a bancada do laboratório (testemunha).

3.5.2.1 – Secadores

3.5.2.1.1 -Secador solar para uso diurno

Para a secagem durante o dia utilizou-se um secador (Figura 3.6) em chapa zincada, revestido internamente com isopor pintado na cor preta, tendo por cobertura um vidro plano com 0,40 cm de espessura. O secador, com formato quadrado, media 71,0 cm de lado e 9,0 cm de profundidade. Este secador foi referenciado em todo o texto, como secador solar ou secador solar para uso diurno.

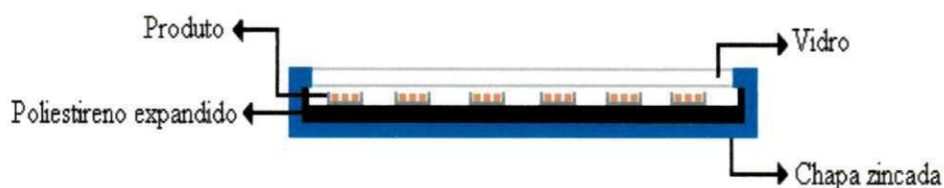


Figura 3.6 – Secador solar para uso diurno

3.5.2.1.2 - Secador acumulador de calor para secagem no período noturno (ACSN)

Para a secagem durante a noite dos diferentes tipos de amostra (GI, GST e FG) montou-se um equipamento (Figura 3.7) denominado, neste trabalho, secador acumulador de calor, para secagem no período noturno (ACSN). Este equipamento foi construído inicialmente por DANTAS (2007) e modificado no presente trabalho. O objetivo deste secador é aproveitar a energia solar para aquecer água durante o dia, utilizando-se coletores solares. O secador possui um reservatório termicamente isolado para armazenar a água aquecida durante o dia, que era utilizada à noite como fonte de calor para aquecer a câmara de secagem. A água quente circulava dentro da tubulação, passando pelo trocador de calor, construído em tubo de cobre em formato de serpentina, localizado abaixo da bandeja contendo as amostras. Para acelerar a circulação de água colocou-se um sistema de circulação forçada de água, usando-se uma bomba movida a energia fotovoltaica.



Figura 3.7 – Secador ACSN

3.5.2.1.2.1 – Descrição das partes do secador ACSN

Coletores solares

Foram utilizados três coletores solares (Figura 3.8) de placas planas com sistema de circulação de água composto cada um, de carcaça em alumínio, base termicamente isolada em lã de vidro, placa absorvedora de calor, trocador de calor em tubos de cobre e cobertura transparente de vidro com 0,30 cm de espessura. A carcaça, em forma retangular, possui 172 cm de comprimento por 102 cm de largura e 10 cm de profundidade. O fechamento da carcaça na face superior é feito com a cobertura de vidro, utilizando-se como adesivo um selante flexível. As placas absorvedoras têm dimensões retangulares de 170 × 100 cm e são fabricadas em chapa de alumínio, rebitadas em torno dos trocadores de calor em tubos de cobre, onde a água é aquecida. Os eixos longitudinais dos coletores são posicionados para o norte e inclinados na mesma direção em 7°, a fim de compensar a latitude local (aproximadamente 7° sul). Esta inclinação não é propícia ao aquecimento nos meses chuvosos; em compensação, favorece a captação de energia nos meses de maior incidência solar, que é entre novembro e fevereiro. Os experimentos realizados neste secador ocorreram no mês de dezembro.



Figura 3.8 – Coletores solares

Reservatório térmico

O reservatório térmico (Figura 3.9) utilizado para armazenamento da água aquecida nos coletores é constituído de caixa de isopor com capacidade para 150 L, revestido internamente com filme plástico a fim de manter a impermeabilidade e um recipiente para reposição da água de evaporação.



Figura 3.9 – Reservatório térmico

Câmara de secagem

A câmara de secagem (Figura 3.10) é composta de chapa de zinco em forma de coluna com seção quadrada, com isolamento térmico interno em poliestireno expandido com 3,0 cm de espessura (Figura 3.10a). A coluna central possui as seguintes dimensões: 50 cm de altura e topo em tronco de pirâmide com 33 cm de base e 26 cm de altura. O interior da câmara tem 33 cm de lado e suporte para bandeja em tela de alumínio, para a colocação das amostras em camada fina. A câmara foi projetada com pés que a mantêm 13 cm elevada em relação ao solo. O tronco de pirâmide do topo é provido de abertura de 30 cm de lado para a saída do ar de secagem. No interior da câmara, abaixo da posição da bandeja, tem-se um trocador de calor elaborado em serpentina de tubo de cobre com diâmetro interno de 3/4 de polegada, em que a água proveniente do reservatório térmico provê o aquecimento do ar de secagem (Figura 3.9b).

A utilização da câmara com esta configuração demonstrou que a velocidade do vento influenciava na temperatura interna, o que se explica pelo fato de que a mesma permanece ao ar livre; para eliminar este efeito, a câmara foi protegida com uma caixa de madeira (Figura 3.10a).